

CLARISSA GOMES REIS LOPES

**REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA ÁREA DE CAMPO DE
AGRICULTURA ABANDONADA EM AMBIENTE
SEMIÁRIDO**

RECIFE-PE
2011

CLARISSA GOMES REIS LOPES

**REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA ÁREA DE CAMPO DE
AGRICULTURA ABANDONADO EM AMBIENTE
SEMIÁRIDO**

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em botânica, nível doutorado, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor em Botânica.

ORIENTADORA:

Dra. Elcida de Lima Araújo

CONSELHEIRAS:

Dra. Cibele Cardoso de Castro

Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz Ramos

RECIFE-PE

2011

Ficha Catalográfica

L864r Lopes, Clarissa Gomes Reis
 Regeneração natural em uma área de campo
 de agricultura abandonada em ambiente semi-árido / Clarissa
 Gomes Reis Lopes. -- 2011.
 141 f. : il.

 Orientadora: Elcida de Lima Araújo.
 Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal
 Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife,
 2011.

 Inclui anexos e referências.

 1. Áreas antropizadas 2. Demografia 3. Caatinga
 4. Estrutura de populações

 I. Araújo, Elcida de Lima, Orientadora II. Título

CDD 581

**REGENERAÇÃO NATURAL EM UMA ÁREA DE CAMPO DE
AGRICULTURA ABANDONADO EM AMBIENTE SEMIÁRIDO**

CLARISSA GOMES REIS LOPES

EXAMINADORES:

Prof^ª: Dra. Elcida de Lima Araújo (UFRPE) - Titular

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (ESALQ/USP) - Titular

Prof. Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio (UFPE) - Titular

Prof. Dr. André Maurício Melo Santos (UFPE/CAV) - Titular

Prof. Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque (UFRPE) - Titular

Prof. Dr. Kléber Andrade da Silva (UFPE/CAV) - Suplente

Prof^ª: Dra. Margareth Ferreira de Sales (UFRPE) - Suplente

Tese, aprovada em: ____ / ____ / ____

À meus pais, Wilza e João,
Por tudo que sempre fizeram
por mim.

Dedico

AGRADECIMENTOS

O caminho foi longo e a jornada árdua, mas com certeza teve a companhia de pessoas muito especiais que fizeram parte da minha vida durante esta trajetória. Agradeço primeiramente a Deus por sempre iluminar meus caminhos e sempre me dar força para superar os obstáculos e seguir adiante.

À minha orientadora, Elcida de Lima Araújo, pelos valiosos ensinamentos, amizade, confiança e dedicação, sempre me incentivando, apoiando e aconselhando. Agradeço inclusive aos “puxões de orelha”, pois estes me permitiram crescer. Durante esses anos, foi mais que uma orientadora, foi amiga e até um pouco mãe.

À Elba Maria Nogueira Ferraz e Cibele Cardoso de Castro, pela co-orientação deste trabalho, pelos ensinamentos e amizade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento do projeto (processo 411805/2007-6), a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo durante parte da tese e à coordenação do Programa de Pós-Graduação em Botânica (PPGB) desta instituição pelo auxílio financeiro nas viagens.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Vegetal dos Ecossistemas Nordestinos (LEVEN), em especial a Kleber Andrade, Elifábia Lima, Josiene Falcão, Danielle Santos, Thiago Souza e Juliana Andrade pelo grande apoio nas etapas de campo, a amizade e acolhimento durante a minha estadia em Pernambuco.

A todos aqueles que em alguma viagem de campo fizeram parte da “Tropa de elite da caatinga” e me ajudaram na coleta de dados, meu muitíssimo obrigado!

À todos da Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária pelo apoio logístico e a excelente recepção durante as etapas de campos.

Aos colegas da Botânica; Eduardo Almeida, Luciana Maranhão, Daniel Portela, Patrícia Lima, Liliane Lima (Lili), Lucilene Lima, Maria Carolina de Abreu, Luciana Dias, Suellen Brayner, Douglas Burgos, Marcelo Ramos, Alyson Almeida por compartilharem comigo o dia a dia e amizade durante esta jornada.

Aos funcionários que trabalham no PPGB/ UFRPE, em especial a Manasses Araújo (Seu Mano) e Kênia Freire.

À Néelson Alencar pelo apoio e amizade durante esses anos que não foram fáceis para nós.

Aos amigos Fernanda Delsin (Fezoca), Cynara Aragão, Jens Georg, Naise Caldas, Juciane Rego, Luizangela Reis e Leonardo Carvalho pela amizade, apoio, incentivo e inclusive, pelos momentos de descontração.

À Marcelo Silva e Josiene Falcão por me receberem com muito carinho na casa de vocês nas minhas idas a Recife.

Por fim e não por último, agradeço aos meus pais, João Batista e Wilza Lopes, aos meus irmãos, Manoela e Leandro Lopes, as minhas queridas avós Neuza Reis e Rita Lopes pelo constante apoio, incentivo, confiança e compreensão em tudo que faço na minha vida e por simplesmente acreditarem em mim.

Enfim, a todos que direta ou indiretamente contribuíram na elaboração deste trabalho.

Meu muito obrigada!

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	x
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiii
1. INTRODUÇÃO	14
2. REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1. SITUAÇÃO ATUAL DO CONHECIMENTO SOBRE O EFEITO DA DISTÂNCIA DE FRAGMENTOS PARA A REGENERAÇÃO DE ÁREAS ANTROPIZADAS	16
2.2. DISTÂNCIA DA MATRIZ FLORESTAL <i>vs</i> FATORES QUE AFETAM A REGENERAÇÃO DE ÁREAS ABANDONADAS	19
2.3. A INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA SOBRE GRUPOS FUNCIONAIS	24
2.4. A INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA SOBRE POPULAÇÕES VEGETAIS	30
2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	32
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
<i>Capítulo 1</i>	44
Resumo	45
1. Introdução	46
2. Material e Método	48
2.1. Área de Estudo	48
2.2. Coleta dos dados	48
2.3. Análise dos dados	49
3. Resultados	50
3.1. Riqueza, diversidade e composição florística	50
3.2. Parâmetros estruturais da comunidade e das populações	51
3.3. Síndromes de dispersão	52
3.4. A influência da precipitação e do tempo de abandono na regeneração	52
4. Discussão	53
4.1. Regeneração natural de áreas antropizadas	53
4.2. A influência da precipitação e do tempo de abandono na regeneração	55
Agradecimentos	57
Referências bibliográficas	57
<i>Capítulo 2</i>	74
Resumo	75
Introdução	76
Material e método	77
Área de estudo e histórico de uso	77
Coleta e análise dos dados	78
Resultados	80
Composição florística	80
Síndromes de dispersão	81
Características fitossociológicas da comunidade e das populações	81
Discussão	82
Composição florística	82
Síndromes de dispersão	83
Características fitossociológicas da comunidade e das populações	84
Implicações para prática	86

Agradecimentos	86
Referências bibliográficas	86
Capítulo 3	102
Resumo	103
Introdução	104
Material e Métodos	105
Área de estudo	105
Espécies estudadas	106
Coleta e análise de dados	106
Resultados	107
O efeito da distância do fragmento florestal	107
Variação anual	108
Discussão	109
Agradecimentos	111
Referências bibliográficas	111
CONSIDERAÇÕES FINAIS	121
ANEXOS	123

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1. Comparação dos parâmetros estruturais entre o campo e a mata preservada (Alcoforado-Filho et al., 2003) em Caruaru, Pernambuco, Brasil (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$). 67

Tabela 2. Parâmetros estruturais de famílias e espécies inventariadas no campo em regeneração e na mata preservada (Alcoforado-Filho et al., 2003) em Caruaru, no estado de Pernambuco, Brasil. (DA = densidade absoluta (ind ha⁻¹); AB = área basal (m² ha⁻¹); VI = Valor de Importância (%); * = espécie anemocórica; ● = espécie autocórica; ∞ = espécie zoocórica). 68

Tabela 3. Valores do Qui-quadrado de Pearson para as espécies em comum à mata e ao campo que apresentaram diferenças significativas na densidade de indivíduos (* = $p < 0,01$; ** = $p < 0,05$). 72

Tabela 4. Parâmetros estruturais de comunidades com diferentes tempos de abandono e suas respectivas precipitações médias anuais da região Nordeste do Brasil. (EA = Esforço amostral (ha); L = Legenda dos levantamentos utilizados na Fig. 2; TA = Tempo de abandono (anos); PA = Precipitação média anual (mm ano⁻¹); DT = Densidade total (ind. ha⁻¹); AB = Área basal (m² ha⁻¹); R = Riqueza de espécies.) 73

CAPÍTULO 2

Tabela 1. Densidade das espécies (ind./700 m²) em área regenerando naturalmente por 16 anos após abandono de cultivo por faixa de distância da mata nativa, em Caruaru, Pernambuco, Brasil. 94

Tabela 2. Caracterização da vegetação em área regenerando naturalmente por 16 anos após abandono de cultivo por faixa de distância do fragmento de vegetação nativa, em Caruaru, Pernambuco, Brasil. R = número de espécies; D = densidade (ind./700 m²); AB = área basal (m²/ha); H méd. = altura média (m); H Max. = altura máxima (m); D méd. = diâmetro médio (cm); D. Max. = diâmetro máximo (cm). 97

Tabela 3. Probabilidade de diferença significativa (*p*) quanto a composição de espécies à medida que se afasta da mata entre pares de faixas de distâncias. Os valores em que *p* < 0,05 estão em negrito. 98

CAPÍTULO 3

Tabela 1. Nascimentos e mortes de *Myracrodruon urundeuva*, *Schinopsis brasiliensis* e *Poincianella pyramidalis* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil. 117

Tabela 2. Número de adultos (A), imaturos (I), juvenis (J) e plântulas (P) de *Myracrodruon urundeuva* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil. 118

Tabela 3. Número de imaturos (I), juvenis (J) e plântulas (P) de *Schinopsis brasiliensis* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil. 119

Tabela 4. Número de adultos (A), imaturos (I), juvenis (J) e plântulas (P) de *Poincianella pyramidalis* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil. 120

LISTA DE FIGURAS

REVISÃO DE LITERATURA

- Figura 1.* Exemplo hipotético da riqueza de espécies em um campo de agricultura abandonado com diferentes tempos de uso. 22
- Figura 2.* Exemplo hipotético da riqueza de espécies de fragmentos florestais preservados antes da atividade agrícola 22

CAPÍTULO 1

- Figura 1.* Distribuição de indivíduos em classes de diâmetro na mata preservada e no campo em regeneração em Pernambuco, Brasil (Colunas com letras diferentes na mesma classe de diâmetro diferiram pelo teste Qui-quadrado de Pearson com $p < 0,05$). 65
- Figura 2.* Ordenação de NMDS com áreas desde 16 anos de abandono até florestas tropicais secas maduras da região Nordeste do Brasil [A1 = 16 anos de abandono/ 700 mm – Este estudo; A2 = 30/381 (Andrade et al., 2005); A3 = 30/1000 (Andrade et al., 2007); A4 = 16/700 (Pereira et al., 2003); A5 = 30/700 (Pereira et al., 2003); A6 = 20/700 (Pereira et al., 2003); M1 = 50/700 (Alcoforado-Filho et al., 2003); M2 = 50/381 (Andrade et al., 2005); M3 = 50/700 (Pereira et al., 2003)]. 66

CAPÍTULO 2

- Figura 1.* Índice de diversidade e equabilidade por faixa de distância da floresta native em um campo de agricultura abandonado na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, Caruaru, Brasil. ($p < 0.05$). 99

Figura 2. Escalonamento multidimensional não-métrico entre 12 faixas de distância da borda de um fragmento de floresta madura da região Nordeste do Brasil. 99

Figura 3. Espécies que ocorreram em todas as faixas de distância na área do campo de agricultura abandonado na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, Caruaru, Brasil. Os dados dos gráficos foram transformados com Prais-Wiosten e a reta de tendência só foi apresentada para as relações significativas. 100

Figura 4. Espécies de ocorrência irregular nas faixas de distância e que apresentaram relação significativa entre alguns dos parâmetros fitossociológicos e a distância da mata em um campo de agricultura abandonado na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, Caruaru, Brasil. Os dados dos gráficos foram transformados com Prais-Wiosten. 101

CAPÍTULO 3

Figura 1. Dados pluviométricos disponibilizados pela Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil. 116

Lopes, Clarissa Gomes Reis. Dra. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 02/2011. Regeneração natural em uma área de campo de agricultura abandonado em ambiente semiárido. Elcida de Lima Araújo, Elba Maria Nogueira Ferraz, Cibele Cardoso de Castro.

RESUMO

As florestas tropicais secas têm sido intensamente degradadas. Apesar disso, o conhecimento sobre o seu processo regenerativo em áreas abandonadas ainda é restrito. Objetivou-se avaliar se 16 anos de regeneração em uma área onde a agricultura foi descontinuada são suficientes para que volte a apresentar características estruturais e florísticas similares à encontrada na floresta madura e se o tempo de abandono, a precipitação e a distância de um fragmento preservado influenciam na regeneração em Caruaru, PE, Brasil. Todos os indivíduos com diâmetro maior ou igual a 3 cm a nível do solo foram marcados e medidos quanto a altura e diâmetro. Os dados estruturais e florísticos foram comparados com dados secundários tanto do fragmento florestal próximo quanto de outras áreas em regeneração. Os estudos florísticos e fitossociológicos em áreas antropizadas da caatinga publicados em periódicos que disponibilizaram os dados de composição e riqueza de espécies, densidade, área basal, precipitação anual e tempo de regeneração foram selecionados. As dinâmicas populacionais de *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Schinopsis brasiliensis* Engl. e *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz foram avaliadas em 105 parcelas (5 X 5 m) durante dois anos. No interior das parcelas, todos os indivíduos destas três espécies foram contados e marcados e, mensalmente, as parcelas foram monitoradas para contagem dos nascimentos e mortes. O campo apresentou menor densidade, área basal e número de espécies que o fragmento preservado próximo, porém não diferiu significativamente em relação a número de famílias e diversidade. A composição de espécies e a densidade das populações nas áreas antropizadas da caatinga mostraram-se mais influenciada pela precipitação dos habitats do que pelo tempo de abandono. A densidade, a altura média e o diâmetro máximo dos indivíduos nas parcelas não tiveram a distância da mata, mas nas populações de algumas espécies houve relações significativas. A distância da mata influenciou o número de nascimentos e a densidade populacional de *M. urundeuva* e *S. brasiliensis*, mas não de *P. pyramidalis*. O número de nascimentos, mortes e densidade populacional variaram bastante entre os anos. A densidade total da área é um dos parâmetros de rápida recuperação, enquanto a área basal e a composição de espécies são mais lentos. Mesmo numa área pouco perturbada, 16 anos de abandono não foram suficientes para recuperação de uma área de agricultura em um ambiente semiárido. O papel do fragmento preservado na regeneração da área antropizada influenciou de forma diferenciada as espécies, sendo mais forte em *M. urundeuva* e *S. brasiliensis*. A variação anual na demografia das três espécies pode estar relacionada com variações nos totais de precipitação. Este estudo confirma a importância dos fragmentos florestais na regeneração de áreas antropizadas, sendo importante o desenvolvimento de políticas públicas voltadas para proteção destes fragmentos.

Lopes, Clarissa Gomes Reis. Dra. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 02/2011.

Natural regeneration in an area in the abandoned field of agriculture semiarid environments.

Elcida de Lima Araújo, Elba Maria Nogueira Ferraz, Cibele Cardoso de Castro.

ABSTRACT

Tropical dry forests have been intensively disturbed, however knowledge of their regenerating processes is still restrict. The aim of this study is to evaluate if 16 years of regeneration in an area which the agriculture was discontinued are sufficient for the regeneration of structural and floristic features of an abandoned agricultural field and if the time of abandonment, the precipitation and the distance from a preserved fragment influence the regeneration of this area in Caruaru, PE, Brazil. All individuals with diameter ≥ 3 cm a level of soil were marked and had the height and diameter measured. Structure and floristic data were compared with secondary data of the forest fragment and of other regenerating areas of dry forest, and also to test the influence of the fragment upon the regeneration of the abandoned field. The population dynamics of aroeira, braúna and catingueira were evaluated in 105 plots (5 X 5 m) during two years. All individuals of these three species within the plots were counted and marked; the plots were monitored mensaly to record births and deaths. The field presented lower density, basal area and number of species than the forest fragment; however the number of families and the diversity were similar. Species composition and population density in altered areas of caatinga were more influenced by the precipitation than by the time of abandonment. The density, mean height and maximum diameter of individuals within the plots were not related to the distance from the forest, except for some species. The distance from the forest influenced the number of births and the density of aroeira and braúna, but it was not true for catingueira. The number of births and deaths and the population density varied between years. The total density of the area is one of the parameters of faster recuperation, whereas the basal area and the composition of species are slower ones. The results indicated that 16 years of abandonment were not sufficient for the regeneration of area. Role of preserved fragment on regeneration of antropized area influenced the species differently and this relation is stronger in *M. urundeuva* and *S. brasiliensis*. Annual variation in demography of tre species may be related to variations on rainfall. This study confirms the importance of forest fragments in the regeneration of altered areas, and suggests the importance of their preservation.

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais secas têm sido bastante degradadas devido ao estabelecimento de culturas agrícolas, à criação de animais e à ocupação urbana, sendo consideradas como um dos ecossistemas mais ameaçados (JANZEN, 1997). Estima-se que a vegetação remanescente de florestas tropicais secas varie de 16% no Sul e Sudeste da Ásia a mais que 40% na América Latina (MILES et al., 2006). Diante deste cenário, é importante aumentar o conhecimento sobre o processo regenerativo em florestas tropicais secas.

Diversos fatores impedem ou dificultam a regeneração de áreas antropizadas, como a intensidade de uso, a disponibilidade de sementes, a competição da vegetação herbácea, a predação de sementes, a baixa fertilidade do solo e a distância em relação a fragmentos florestais (AIDE e CAVELIER, 1994; WIJDEVEN e KUZEE 2000; ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001). Os estudos sobre regeneração natural de áreas tropicais abandonadas podem focar diversas etapas do processo sucessional, desde a chegada de propágulos até a própria dinâmica florestal nos estádios mais avançados de sucessão (GANDOLFI et al., 2007). O processo de regeneração em um campo abandonado, totalmente desnudo, inicia com a chegada de propágulos. Este processo, também conhecido por chuva de sementes, é responsável tanto pela propagação de diásporos quanto por possibilitar a formação ou a renovação de um banco de sementes e de plântulas (GARWOOD, 1989; GROMBONE-GUARATINI e RODRIGUES, 2002).

A chegada das sementes ao solo não garante sua germinação, pois parte delas pode ser predada e/ou simplesmente morrer (GARCIA-ORTH e MARTÍNEZ-RAMOS, 2008). Logo, a dinâmica do banco de sementes representa outro processo ecológico de fundamental importância para a regeneração da vegetação, sendo importante o desenvolvimento de pesquisas que identifiquem os fatores que determinem a mortalidade e que influenciem o estabelecimento e desenvolvimento de plantas (HOLL, 1998; VERHEYEN et al., 2003).

Fragmentos florestais próximos a áreas em regeneração atuam como banco de germoplasma e podem disponibilizar sementes para a etapa inicial de regeneração (CUBIÑA e AIDE, 2001; ZIMMERMAN et al., 2000). Quanto mais próxima uma área abandonada estiver de uma área florestada, maior a possibilidade de receber sementes, podendo a regeneração natural ser mais rápida (ZANNE e CHAPMAN, 2001; RODRIGUES et al., 2004a; COOK et al., 2005).

Apesar da grande extensão de áreas modificadas em todos os ecossistemas da Terra, até o momento poucos estudos questionando o efeito da distância de remanescentes florestais sobre a regeneração de áreas modificadas em ambientes secos foram publicados (VIEIRA et al., 2006), o que limita comparações com as tendências registradas nos estudos feitos em florestas úmidas. Mesmo em ambientes úmidos, existe muita divergência na literatura sobre a influência da distância de remanescentes sobre os processos ecológicos envolvidos com a regeneração natural. Alguns autores verificaram uma relação negativa entre o aumento da distância da matriz florestal e: 1. riqueza de espécies (SILVA et al., 1996; ZIMMERMAN et al., 2000, RODRIGUES et al., 2004a); 2. chuva de sementes e banco de sementes (AIDE e CAVELIER, 1994; ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001) e 3. regeneração (THOMLINSON et al., 1996; DUNCAN e DUNCAN, 2000; MESQUITA et al., 2001; RODRIGUES et al., 2004a; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006). Outros autores não verificaram nenhuma relação entre os processos ecológicos e a distância da mata (GUEVARA et al., 1986; HOLL e LULOW, 1997; DUNCAN e CHAPMAN, 1999).

Diante deste cenário, este trabalho pretende testar se uma área com pouca perturbação antrópica regenera-se rapidamente e verificar o papel de um fragmento florestal na regeneração de área abandonada, visando identificar: 1. diferenças na estrutura da comunidade e populacional das espécies que colonizam áreas antropizadas e áreas preservadas; 2. o efeito da distância do fragmento na estrutura da comunidade e das populações da área em regeneração e 3. a influência da distância do fragmento florestal preservado na dinâmica das populações.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. SITUAÇÃO ATUAL DO CONHECIMENTO SOBRE O EFEITO DA DISTÂNCIA DE FRAGMENTOS PARA A REGENERAÇÃO DE ÁREAS ANTROPIZADAS

Estudos que verificam o efeito da distância de fragmentos florestais sobre regeneração têm sido feitos enfocando diversos aspectos. Em ambientes úmidos, alguns estudos foram voltados a analisar a entrada de propágulos em áreas antropizadas e as espécies presentes no banco de sementes do solo (AIDE e CAVELIER, 1994; DUNCAN e CHAPMAN, 1999; ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001), outros observaram a sobrevivência e o crescimento de plântulas (DUNCAN e DUNCAN, 2000; ZIMMERMAN et al., 2000) e a predação e/ou remoção de sementes em relação a distância da matriz florestal (AIDE e CAVELIER, 1994; HOLL e LULOW, 1997; DUNCAN e DUNCAN, 2000).

Apesar da diversidade dos aspectos acima mencionados, a maioria dos estudos realizados até o momento enfocou a estrutura da comunidade vegetal (GUEVARA et al., 1986; THOMLINSON et al., 1996; MESQUITA et al., 2001; ZANNE e CHAPMAN, 2001; COOK et al., 2005; HOOPER et al., 2004; RODRIGUES et al., 2004a; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006; VIEIRA et al., 2006). Estes estudos apontam que o processo de regeneração e sucessão parece seguir modelos diversificados, dependendo da história de uso, tempo de abandono, etc.

A questão do efeito da distância nos processos ecológicos que levam à regeneração de áreas abandonadas ainda não é muito clara na literatura científica. Em ambientes úmidos, os estudos que abordam a chuva e o banco de sementes, em sua maioria, detectaram uma relação negativa entre distância da matriz florestal e riqueza de espécies e número de sementes nas áreas antropizadas (AIDE e CAVELIER, 1994; ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001). A densidade de sementes e a diversidade de espécies são elevadas até os 10 primeiros metros de distância da borda da mata, caindo consideravelmente a partir desta distância. Porém, Duncan & Chapman (1999) não encontraram relação entre a distância da mata e a chegada de sementes e justificaram a falta de relação devido à presença de árvores remanescentes

na área deste estudo, pois estas árvores podem contribuir com uma maior disponibilidade de propágulos.

Tanto a presença de árvores remanescentes quanto os primeiros arbustos e árvores que colonizam áreas abandonadas podem atuar como poleiros naturais para pássaros e morcegos. Ao pousarem, estes animais podem derrubar sementes de seus bicos ou bocas ou eliminar sementes através das fezes, promovendo a dispersão (HOLL, 1998; ZAMORA e MONTAGNINI, 2007; SCHLAWIN e ZAHAWI, 2008). Conseqüentemente, promovem o aumento da disponibilidade de sementes.

Os parâmetros adotados para descrever a estrutura das áreas antropizadas e avaliar o efeito da distância florestal na regeneração divergem entre os estudos, o que dificulta as generalizações sobre os parâmetros pouco estudados. A maioria dos trabalhos adotou apenas riqueza de espécies e densidade de plantas (GUEVARA et al., 1986; ZANNE e CHAPMAN, 2001; HOOPER et al., 2004; RODRIGUES et al., 2004a; COOK et al., 2005). Todavia, alguns dos trabalhos também adotaram área basal, altura e diâmetro (MESQUITA et al., 2001; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006).

Em relação à riqueza de espécies, Zanne e Chapman (2001), Hooper et al. (2004), Rodrigues et al. (2004a) e Cook et al. (2005) mostraram existir relação inversa com o aumento da distância da matriz florestal. Já, Guevara et al. (1986), Muñiz-Castro et al. (2006) e Vieira et al. (2006) mostraram que não existe relação. Em relação à densidade de plantas, Mesquita et al. (2001), Zanne e Chapman (2001), Rodrigues et al. (2004a) e Cook et al. (2005) encontraram relação inversa com a distância da matriz, mas Hooper et al. (2004) e Muñiz-Castro et al. (2006) não encontraram nenhuma relação.

Área basal e alturas média e máxima só foram analisadas em dois estudos e não detectaram diferenças em função da distância da borda florestal (MESQUITA et al., 2001; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006). Vale comentar que esses estudos foram realizados em áreas com diferentes históricos de uso e distintos tempos de abandono. Assim, provavelmente, parte das divergências entre os parâmetros seja justificada pelas próprias diferenças existentes entre as áreas estudadas.

Além disso, a faixa de distância foi muito variada (de 25 m a 7 km) entre os trabalhos e, embora seja importante compreender o efeito da distância de fragmentos florestais sobre a regeneração das áreas antropizadas em várias distâncias, essas diferenças acabam dificultando as comparações e a identificação de tendências. Alguns autores demonstraram que a importância da matriz florestal para a regeneração das áreas modificadas só é perceptível em faixas próximas dessa matriz (ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001), principalmente nos estádios iniciais de sucessão. Talvez por essa razão, a maior parte dos estudos não passe de 100 m (AIDE e CAVELIER, 1994; DUNCAN e DUNCAN, 2000; ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001; MESQUITA et al., 2001; HOOPER et al., 2004; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006). Todavia, Zanne & Chapman (2001) argumentaram que mesmo em escalas maiores (cerca de 7 km) a presença da matriz florestal é de elevada importância para a regeneração de campos abandonados.

O delineamento experimental ideal para estudos que avaliam o efeito da distância do fragmento na regeneração de áreas abandonadas seria utilizar vários fragmentos como réplica. Contudo, essa realidade nos dias atuais é difícil de ser encontrada, o que provavelmente justifica a ausência de comparações com outros fragmentos na grande maioria dos trabalhos (AIDE e CAVELIER, 1994; DUNCAN e DUNCAN, 2000; ZIMMERMAN et al., 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001; MESQUITA et al., 2001; HOOPER et al., 2004; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006).

Como a maioria dos estudos que abordam o efeito da distância na regeneração de áreas abandonadas foi realizada em ambientes úmidos (GUEVARA et al., 1986; ZANNE e CHAPMAN, 2001; HOOPER et al., 2004; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006) é difícil avaliar se as tendências registradas para florestas úmidas também ocorrem em florestas secas, inclusive porque pouco se sabe sobre o padrão sucessional de florestas secas antropizadas. As florestas secas, além de possuírem uma flora peculiar, também apresentam atributos fisionômicos e processos ecológicos diferentes das florestas úmidas e são regidas por fatores abióticos distintos (FRANKIE et al., 1974; MURPHY e LUGO, 1986; GENTRY, 1995; VICENTE et al., 2003; VIEIRA e SCARIOT, 2006; LOPES et al., 2008; SANTOS e SANTOS 2008).

A disponibilidade hídrica é o fator de maior influência na vida das plantas em ambientes secos (KNAPP e SMITH, 2001; WELTZIN et al., 2003; NIPPERT et al., 2006; ARAÚJO et al., 2007), enquanto que a luz é o principal fator de influência em ambientes úmidos (FINEGAN, 1996; GUREVITCH et al., 2009). Dessa maneira, é de se esperar existirem divergências no processo de regeneração das florestas. A identificação de tais divergências não somente é importante para construir modelos biológicos representativos do processo de regeneração, mas também é importante para orientar ações humanas, quando necessárias, voltadas à restauração de áreas intensamente degradadas. Assim, a utilização de técnicas de restauração que são funcionais em ambientes úmidos não significa igual funcionalidade em ambientes secos.

2.2. DISTÂNCIA DA MATRIZ FLORESTAL vs FATORES QUE AFETAM A REGENERAÇÃO DE ÁREAS ABANDONADAS

O tipo de uso prévio pode afetar o processo regenerativo em áreas abandonadas (UHL et al., 1988; PEREIRA et al., 2003). Dependendo do uso, os problemas ambientais das áreas abandonadas podem ser distintos. No geral, áreas abandonadas após longos períodos de agricultura tendem a apresentar um solo empobrecido, e a agricultura de corte com queima, que é freqüentemente adotada por pequenos produtores rurais em ambientes secos, além de prejudicar o solo, diminuir a riqueza e o rebrotamento de espécies e prejudica muitas sementes (SAMPAIO et al., 1998; HOOPER, 2008).

Em áreas utilizadas para pasto, o gado pode pisotear as plantas, alimentar-se das plântulas de algumas espécies, e conseqüentemente eliminar algumas espécies da área (PEREIRA et al., 2003). Em áreas que foram utilizadas para mineração há maiores dificuldades de recomposição, por causa das escavações, principalmente se após o uso, essas áreas são abandonadas com a rocha matriz sem a camada de solo (PULLIN, 2002). Alguns autores consideram a sucessão dessas áreas de mineração abandonadas, como primária, devido à total ausência de propágulos e por ser necessário formar o solo para as espécies vegetais se estabelecerem (GUREVITCH et

al., 2009), o que torna a regeneração de áreas abandonadas de campos de mineração um processo muito lento.

Independente de a área ter sido utilizada para pasto ou agricultura, a intensidade de uso de cada atividade também é importante na regeneração. Geralmente, quanto mais intenso for o uso, menor será a resiliência da área (UHL et al., 1988; PEREIRA et al., 2003; HOOPER, 2008). Em caso de áreas severamente perturbadas, onde o banco de sementes do solo e a capacidade de rebrota das plantas forem eliminados, a regeneração passa a depender exclusivamente da entrada de sementes de outros locais (UHL et al., 1988). Além disso, o solo empobrecido e compactado dificulta o estabelecimento de novos indivíduos.

O tempo de abandono também é um fator importante a ser discutido, pois possibilita visualizar o estabelecimento de árvores e/ou arbustos nas áreas, e estas, por sua vez, contribuem com um aumento na disponibilidade de propágulos (GUEVARA et al., 1986; SILVA et al., 1996; SCHLAWIN e ZAHAWI 2008). Dessa forma, é possível que um tempo maior de abandono minimize o efeito da distância nessas áreas antropizadas. Acredita-se que a distância da matriz florestal seja mais importante nos estádios iniciais de sucessão, nas quais a área não apresenta árvores ou arbustos remanescentes e que nos estádios mais avançados, o tempo de abandono tenha uma importância maior (DUNCAN e CHAPMAN, 1999; ZANNE e CHAPMAN, 2001; HOOPER et al., 2004).

Essas primeiras plantas têm um papel fundamental na regeneração (SILVA et al., 1996; CUBIÑA e AIDE, 2001), visto que muitos animais não se arriscam em áreas muito abertas (SILVA et al., 1996). Alguns autores acreditam que, após certo tempo, a importância da distância da matriz florestal declina, enquanto a importância da vegetação e/ou árvores remanescentes aumenta (DUNCAN e CHAPMAN, 1999; ZANNE e CHAPMAN, 2001; HOOPER et al., 2004). Além disso, essas primeiras árvores podem sombrear o local, inibindo espécies invasoras e/ou altamente competidoras, bem como fornecer condições favoráveis à germinação de espécies de estádios sucessionais mais avançados (HOOPER et al., 2004).

Essas características discutidas acima dificultam detectar padrões em relação ao efeito da distância no processo regenerativo. Cada área estudada apresenta uma realidade diferenciada, o que torna muitas vezes difícil as generalizações. Dessa forma, mais estudos são necessários, principalmente enfocando os diversos tipos de ambientes, para que o efeito dos históricos de uso seja melhor compreendido. Além disso, é importante que características como histórico de uso, tempo de abandono e presença ou não de árvores remanescentes sejam bem descritas nos levantamentos para facilitar futuras comparações.

2.2.1. Limites metodológicos

No geral, estudos em áreas em regeneração apresentam diferenças no desenho experimental, e certos métodos podem apresentar limites na obtenção de resultados. Os estudos realizados com o objetivo de verificar a regeneração de áreas antropizadas podem ser feitos de duas formas. Uma maneira é comparar áreas que apresentem alguma característica diferente, de acordo com a variável que deseja ser estudada. Nenhum estudo prévio teria sido feito antes da antropização da área ou pelo menos em fragmentos florestais bem próximos para avaliar se essas diferenças já existiam.

Imaginem-se, por exemplo, três fragmentos, conforme ilustrado na figura 1. O fragmento A foi desmatado e então, utilizado para agricultura por 5 anos e em seguida, foi abandonado. O mesmo ocorreu com os fragmentos B e C, diferindo apenas que no local do fragmento B, a prática agrícola perdurou por 15 anos e o no C por 30 anos e todos os três fragmentos apresentam o mesmo tempo de abandono. Um pesquisador avaliou a estrutura desses 3 fragmentos e observou que o fragmento A possui 125 espécies, o fragmento B, 60 espécies e o C, 25 espécies. Diante disso, o pesquisador afirma que a tempo de uso afeta a regeneração de áreas abandonadas, ou seja, quanto maior for o tempo do uso na área mais lenta seria a regeneração.



Figura 1. Exemplo hipotético da riqueza de espécies em um campo de agricultura abandonado com diferentes tempos de uso.

Contudo, as diferenças registradas na riqueza de espécies já poderiam ser encontradas entre os próprios fragmentos florestais preservados antes da prática agrícola, conforme pode ser observado na figura 2. O fragmento A poderia apresentar 250 espécies antes da atividade agrícola, o fragmento B, 120 espécies e o C, 50 espécies. Os três campos abandonados estudados na figura 1 teriam uma recuperação de 50% no número de espécies, ou seja, recuperaram-se de forma proporcional. As diferenças encontradas entre os três fragmentos preservados poderiam ocorrer devido a condições distintas de relevo, de solo, de diversas outras características. Porém, sem esses dados prévios da riqueza de espécies no fragmento florestal preservado, as diferenças registradas seriam erroneamente atribuídas ao tempo de uso.

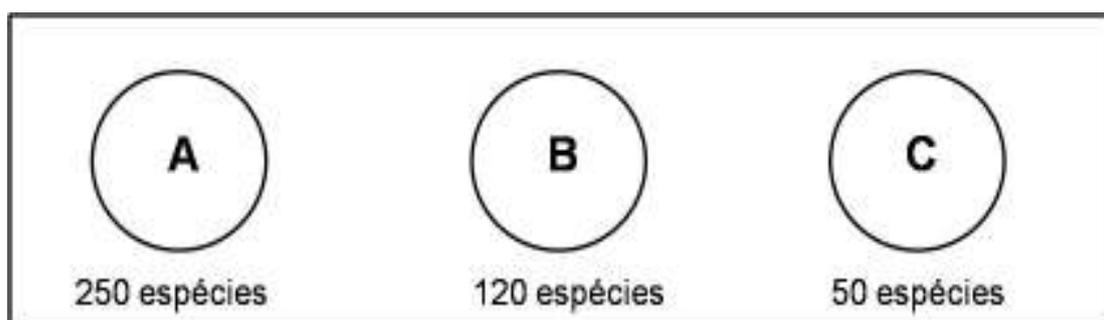


Figura 2. Exemplo hipotético da riqueza de espécies de fragmentos florestais preservados antes da atividade agrícola

Outra maneira de estudar a regeneração de áreas abandonadas seria através de experimentos com um delineamento experimental em que se acompanhe a área desde o tempo inicial, ou seja, desde o fragmento preservado. Um estudo cujo objetivo é

avaliar o efeito do tempo de uso da terra por atividades agrícolas na regeneração posterior, teria uma análise prévia da riqueza de espécies e/ou da estrutura do fragmento florestal preservado. Posteriormente, uma parte da área seria utilizada para plantação de cultura. Após 15 anos, outra parte do fragmento seria desmatada e depois plantada com a mesma cultura, e após 10 anos uma terceira área seria cultivada. Cinco anos depois, os três fragmentos seriam abandonados e então, seria avaliada a riqueza de espécies e/ou estrutura dos indivíduos em cada campo abandonado. Dessa forma, seria possível afirmar com mais segurança que as diferenças encontradas ocorreram devido ao tempo de uso.

A maioria dos estudos que enfocam regeneração adota o primeiro método (UHL et al., 1988; AIDE et al., 2000; LEE et al., 2002; PEREIRA et al., 2003; RUPRECHT, 2006; MARASCHIN-SILVA et al., 2009) e poucos utilizam o segundo (SAMPAIO et al., 1998; CALVO et al., 2002; LUIS et al., 2006). Cada método tem suas vantagens e desvantagens. No primeiro método, apesar da obtenção dos dados ser mais rápida, as interpretações requerem mais cautela e as conclusões podem ser limitadas. Já o segundo método apesar de permitir uma interpretação mais segura, necessita de um longo período para obtenção dos dados.

Os estudos que enfocam o efeito da distância do fragmento florestal sobre a regeneração de áreas antropizadas apresentam o mesmo problema. A maioria dos estudos analisa o processo regenerativo apenas nas áreas antropizadas sem levar em consideração o fragmento florestal (GUEVARA et al., 1986; MESQUITA et al., 2001; ZANNE e CHAPMAN, 2001; HOOPER et al., 2004; RODRIGUES et al., 2004a; COOK et al., 2005; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006). Os trabalhos, no geral, admitem que as espécies presentes no campo abandonado sejam provenientes do fragmento florestal mais próximo. Contudo, pode não ter sido feito um estudo prévio para conhecer a composição florística do fragmento adjacente. Dessa forma, pode acontecer das espécies presentes no campo abandonado serem diferentes das do fragmento florestal adjacente, mas mesmo assim se atribuir que o fragmento florestal contribuiu para a regeneração de áreas antropizadas.

Uma pergunta que ainda não foi abordada nos estudos sobre o efeito da distância do fragmento florestal na regeneração de áreas antropizadas, foi sobre a quantidade de fragmentos em volta da área antropizada. Provavelmente, a presença de vários fragmentos aumentaria a área de contato do campo abandonado com a fonte de propágulos, além de contribuir para aumentar a variabilidade genética na área. Dessa forma, contribuiria para acelerar o processo regenerativo nas áreas antropizadas.

2.3. A INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA SOBRE GRUPOS FUNCIONAIS

É muito discutida a importância de grupos de plantas para a sucessão florestal. Eles podem ser classificados de acordo com suas características morfológicas e/ou ecológicas, como síndrome de dispersão ou *status* sucessional (CASTILLO e PÉREZ-RIOS, 2008; LIEBSCH et al., 2008; QUESADA et al., 2009). Relacionar características morfológicas com a ecologia de espécies pode auxiliar tanto na sua conservação quanto em compreender melhor o processo sucessional de áreas perturbadas. Desde muito tempo, os ecólogos têm tentado compreender o papel de grupo de espécies no processo sucessional. Em 1899, Cowles relacionou a sucessão florestal com formas de vida: inicialmente, a área seria colonizada por ervas anuais, depois por arbustos, até aparecerem as árvores e darem ao ambiente uma fisionomia florestal.

Em 1916, Clements observou que um grupo de espécies iniciava o processo sucessional e foram chamadas de pioneiras. Estas, ao se estabelecerem criavam um ambiente propício para o estabelecimento de outras espécies, que eram as secundárias iniciais. Após um estágio um pouco mais avançado de sucessão, na qual a entrada de luz era menor, as secundárias tardias ou espécies clímax se estabeleciam.

Desde então, muitos ecólogos têm atribuído características morfológicas e fisiológicas a esses grupos de espécies. Acredita-se que as espécies pioneiras apresentam, geralmente, dispersão eficiente de sementes, sendo reprodutoras precoces, com altas taxas de crescimento e de fotossíntese, além de necessitarem de sol para germinarem (TOWNSEND et al., 2006). Essas características diferem de

espécies sucessionais tardias, que apresentam sementes maiores, menor poder de dispersão e fases juvenis longas, sendo as taxas de crescimento e fotossintéticas muito baixas, porém, maiores que as das espécies pioneiras sob intensidades luminosas baixas, além de poderem germinar na sombra (TOWNSEND et al., 2006). Dentre essas características, muitas estão relacionadas à quantidade de luz dentro do ambiente. Luz é um fator importante no processo sucessional em florestas úmidas, mas pode não ser tão importante em florestas secas.

É possível que as tendências registradas em relação à importância da proximidade de um fragmento de vegetação nativa no processo regenerativo de áreas abandonadas de ambientes úmidos sejam semelhantes às de ambientes secos para atributos da comunidade, como a redução de riqueza de espécies, de densidade e de área basal dos indivíduos. No entanto, a composição e as síndromes de dispersão das espécies que colonizam inicialmente essas áreas podem ser distintas. Parte das diferenças pode ser simplesmente justificada pelas próprias diferenças dos fatores que regem a dinâmica desses ambientes (ARAÚJO et al., 2007; GUREVITCH et al., 2009), pois luz é um fator bastante restritivo em ambientes úmidos enquanto que em ambientes secos, o principal fator restritivo é a água. Logo, características que aumentem a habilidade das plantas na obtenção de água ou na sua capacidade de economizar água, podem ser mais importantes no processo de regeneração e sucessão de ambientes secos. Portanto, estudos ecofisiológicos de plantas crescendo em ambientes antropizados, voltados a compreender o processo de regeneração e sucessão de ambientes secos, são necessários.

2.3.1. Síndromes de dispersão

Uma característica importante a ser avaliada no processo sucessional é a capacidade de dispersão, tanto por permitir conhecer as espécies que têm mais facilidade em se dispersar em áreas abandonadas e que podem ser indicadas em programas de restauração, quanto espécies que não são eficazes na dispersão de seus propágulos, e que estão mais propensas à extinção (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Uma das formas de relacionar dificuldades em dispersão de propágulos é

através da síndrome de dispersão. As sementes podem ser dispersas de várias formas: por fatores abióticos, como o vento (anemocoria) ou por conta própria (autocoria), ou por agentes bióticos, ou seja, por animais (zoocoria) (VAN DER PIJL, 1982).

A proporção destas síndromes de dispersão pode variar entre as florestas, principalmente entre florestas secas e úmidas. As áreas mais secas tendem a apresentar um maior número de espécies anemocóricas enquanto áreas mais úmidas, um maior número de espécies zoocóricas (BULLOCK, 1995; GENTRY, 1995; VICENTE et al., 2003). Nas florestas úmidas, a proporção de espécies que dispersa seus propágulos pelo vento é muito pequena, variando de 7 a 16% (FRANKIE et al., 1974; MORELLATO et al., 2000), enquanto nas florestas secas varia de 32 a 67% (FRANKIE et al., 1974; GRIZ e MACHADO, 2001; BARBOSA et al., 2002).

As espécies zoocóricas têm um papel importante na regeneração de áreas abandonadas, pois os animais podem dispersar sementes a distâncias de até centenas de metros do fragmento enquanto as espécies anemocóricas, em geral, atingem pequenas distâncias (WUNDERLE Jr, 1997). Os frutos das espécies zoocóricas são atrativos para animais frugívoros (WUNDERLE Jr, 1997), os quais acabam também trazendo sementes de outras espécies para as proximidades dessa planta, favorecendo um aumento na densidade de sementes e na riqueza de espécies da área (SILVA et al., 1996; DUNCAN e CHAPMAN, 1999).

O papel que os animais desempenham na regeneração de áreas abandonadas não está relacionado apenas com a dispersão de sementes, mas também com a polinização (CASTRO et al., 2007). A maioria das espécies vegetais é polinizada por animais e a presença deles garante também uma maior variabilidade genética (ARAÚJO e FERAZ, 2003; MACHADO e LOPES, 2004; GANDOLFI et al., 2007). A presença de animais numa área é essencial para o funcionamento da comunidade, e isto deve ser levado em consideração nos programas de restauração florestal. O simples plantio de árvores, utilizado para restaurar áreas degradadas, pode apresentar resultados limitados, se animais não ocuparem a área com o tempo (AIDE et al., 2000; GANDOLFI et al., 2007).

Independente da distância da matriz florestal, algumas espécies vegetais podem não chegar à área abandonada simplesmente por falta de dispersores (RODRIGUES et al., 2004a), como é o caso das espécies dispersas por grandes animais, como a cutia, por exemplo (HOOPER et al., 2004). Acredita-se, também, que espécies ornitocóricas possam alcançar maiores distâncias da matriz florestal (GUEVARA et al., 1986; RODRIGUES et al., 2004a).

São poucos os animais que frequentam áreas perturbadas, por não se arriscarem em áreas abertas, como foi constatado por Silva *et al.* (1996), ao avaliarem o efeito da distância de uma matriz de floresta úmida sobre o movimento dos pássaros frugívoros para áreas antropizadas. Os autores identificaram 47 espécies de pássaros frugívoros no fragmento florestal e, destas, 18 espécies chegaram à área de pasto abandonado mais próxima do fragmento e apenas 3 chegaram à área de pasto mais distante do fragmento. O baixo número de espécies de pássaros nas áreas mais distantes levou os autores a concluir que talvez outros animais, como morcegos, sejam mais importantes na fase inicial de regeneração, devido ao fato das árvores pioneiras presentes nas áreas de pastos por ele estudadas serem dispersas por morcegos, padrão também frequente nos pastos amazônicos em geral. Para os autores, é preciso um tempo para que as espécies cresçam nesses pastos e produzam frutos que serão aos atrativos dos pássaros. Mas, são necessários mais estudos para compreender este padrão, visto que poleiros naturais atraem pássaros e aumentam a disponibilidade de sementes (HOLL, 1998).

Além da importância da síndrome zoocórica, as espécies anemocóricas também desempenham um papel importante na colonização inicial de ambientes abertos (AIDE et al., 2000; BERTONCINI, 2003; BARBOSA, 2004; CASTILLO e PÉREZ-RÍOS, 2008), sendo esperada maior frequência de espécies anemocóricas em áreas abandonadas de ambientes secos, tendo em vista que a proporção de espécies anemocóricas nas florestas secas preservadas chega a ser quatro vezes maior que a proporção registrada para florestas úmidas (FRANKIE et al., 1974; MORELLATO et al., 2000; GRIZ e MACHADO, 2001; BARBOSA et al., 2002). E, a maioria das espécies das florestas secas perde as folhas durante o período da seca, o que aumenta

a circulação do vento e favorece este tipo de dispersão (FRANKIE et al., 1974; GRIZ e MACHADO, 2001).

Provavelmente, em florestas úmidas, os propágulos de espécies anemocóricas que chegam às áreas abandonadas, sejam principalmente provenientes dos indivíduos da borda da floresta, enquanto que em florestas secas, além dos propágulos dos indivíduos da borda da floresta também cheguem propágulos dos indivíduos estabelecidos no interior do fragmento. Dessa forma, espera-se que as espécies desta síndrome desempenhem um papel importante no processo inicial de sucessão em florestas secas.

Pouco tem sido discutido sobre o papel das espécies autocóricas na regeneração de áreas abandonadas apesar de elevada frequência das mesmas em fragmentos preservados (GRIZ e MACHADO, 2001; BARBOSA et al., 2002).

Apenas dois trabalhos discutiram sobre o efeito da distância do fragmento florestal sobre a estrutura de grupos de espécies, de acordo com síndrome de dispersão (ZANNE e CHAPMAN, 2001; MUÑIZ-CASTRO et al., 2006). Zanne e Chapman (2001) constataram que, em plantação de eucalipto abandonada dentro do fragmento florestal, a densidade de indivíduos foi negativamente correlacionada para leguminosas com o aumento da distância do fragmento no plantio de eucalipto, e para espécies com sementes grandes e pequenas dispersas por animais, mas não houve relação para as espécies dispersas pelo vento. Já MUÑIZ-CASTRO et al. (2006) observaram que os indivíduos do grupo barocórico-sinzoocórico apresentaram valores maiores de área-basal, densidade, altura média e máxima próximo a borda florestal. Não foi detectada relação para os indivíduos dos grupos anemocórico e endozoocórico. É importante mencionar que Muñoz-Castro et al. (2006) analisaram apenas as espécies mais abundantes. A classificação das espécies de acordo com seu tipo de dispersão ocorreu de forma diferenciada entre os dois trabalhos acima discutidos, o que dificulta comparações.

Nenhum trabalho enfocou a variação no número de espécies para cada síndrome de dispersão à medida que se afasta do fragmento preservado, mas provavelmente ocorram diferenças. Espera-se que a síndrome zoocórica apresente uma maior riqueza específica próxima ao fragmento florestal e que algumas espécies

ocorram em determinadas faixas mais distantes sem haver uma presença contínua em várias faixas. Em relação às espécies anemocóricas, também se espera uma maior riqueza específica próxima ao fragmento florestal, mas espera-se que as espécies anemocóricas apresentem-se mais uniformemente em faixas mais distantes do fragmento florestal.

2.3.2. Rebrotos

Uma característica importante para a regeneração de florestas é a capacidade que algumas espécies têm de rebrotar. Acredita-se que o corte induz, na maioria das plantas, uma atividade meristemática intensa na regeneração do sistema aéreo, com gasto inicial de reservas acumuladas nos sistemas subterrâneos e nos tocos do caule, até que a rebrota seja auto-suficiente (SAMPAIO et al., 1998; FIGUERÔA et al., 2006).

No geral, em ambientes secos do mundo, a maioria das espécies tem uma alta capacidade de rebrota após o corte (SAMPAIO et al., 1998; McLAREN e McDONALD, 2003a; LUOGA et al., 2004; FIGUERÔA et al., 2006; MWAVU e WITKOWSKI, 2008; MOSTACEDO et al., 2009). Essa habilidade das plantas em rebrotar pode ser muito importante para esses ambientes, visto que a água é um fator limitante e o sistema radicular dos rebrotos oferece uma maior área de superfície para absorção de água e nutrientes e provavelmente estende-se mais profundamente no solo do que o sistema radicular de plântulas (KENNARD et al., 2002), o que pode favorecer o estabelecimento destas espécies no campo.

O potencial que espécies vegetais têm de se propagar vegetativamente é uma característica importante para projetos de restauração florestal, nos quais é possível produzir mudas, através da estaquia, mesmo quando as sementes estão indisponíveis. Em uma floresta úmida da Malásia, por exemplo, a maioria das espécies vegetais apresentou potencial para propagação vegetativa (ITOH et al., 2002). Possivelmente, as espécies vegetais presentes em florestas secas também apresentem esta característica, devido à alta capacidade que essas espécies têm de rebrotar (GOULD et al., 2002; RODRIGUES et al., 2004b).

Além disso, os rebrotos podem apresentar um desenvolvimento mais rápido, como maiores alturas, área basal e áreas de copa que as de plântulas oriundas de sementes (KENNARD et al., 2002). Talvez a alta resiliência das florestas secas (MURPHY e LUGO, 1986), seja explicada pela alta capacidade de rebrota das espécies.

Apesar da proximidade de fragmentos florestais ser importante na regeneração de áreas abandonadas, a capacidade de rebrota das plantas tem se mostrado como uma importante estratégia para a regeneração de áreas afastadas de fragmentos antropizados. Por exemplo, Vieira et al. (2006) encontraram, em parcelas a 500m do fragmento florestal, alguns indivíduos de espécies que não formam bancos de sementes e que são improváveis de dispersar a 500m de distância da matriz florestal em altas densidades, sugerindo que estas espécies rebrotaram no pasto abandonado. Dessa forma, a proporção de espécies com alta capacidade de rebrota pode ser maior que a de espécies estabelecidas por semente em faixas mais distantes do fragmento florestal, onde a chegada de sementes é menor.

2.4. A INFLUÊNCIA DA DISTÂNCIA SOBRE POPULAÇÕES VEGETAIS

Os estudos sobre regeneração em áreas antropizadas, no geral, enfocam a comunidade vegetal (AIDE e CAVELIER, 1994; VAN BREUGEL et al., 2006; LEBRIJA-TREJOS et al., 2008; N'DJA et al., 2008; NORDEN et al., 2009; POWERS et al., 2009), e uma atenção menor tem sido dada a compreender os fatores que afetam a dinâmica de populações nessas áreas. Esse tipo de estudo é importante, pois existem evidências de que distúrbios e variações ambientais alteram suas dinâmicas (SWAINE et al., 1987; ARAÚJO et al., 2005; GRISCOM et al., 2005; PASCARELLA et al., 2007).

Diversos fatores afetam a dinâmica de populações vegetais, como a taxa de germinação, a predação das sementes, a sobrevivência de plântulas, a disponibilidade de nutrientes e as condições do solo (AIDE e CAVELIER, 1994). Em áreas de florestas secas, a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas são altamente limitados pela água (MAROD et al., 2002; McLAREN e McDONALD,

2003b,c) e pelo sombreamento (McLAREN e McDONALD, 2003c). Deste modo, entender os fatores que influenciam a dinâmica de populações em áreas antropizadas pode auxiliar a compreender que fatores impedem a regeneração de áreas abandonadas.

Outro fator importante pode ser a proximidade do fragmento florestal, pois alguns estudos apontam que ele pode aumentar a disponibilidade de propágulos em áreas antropizadas (CUBIÑA e AIDE, 2001; ZIMMERMAN et al., 2000). Desta forma, quanto mais próximo a área em regeneração esteja de um fragmento preservado, maior será a probabilidade de receber sementes, podendo a regeneração natural ser mais rápida (ZANNE e CHAPMAN, 2001; RODRIGUES et al., 2004a; COOK et al., 2005). Então, espera-se que se a disponibilidade de sementes for maior nas proximidades do fragmento, os nascimentos e as mortes poderão ser maiores também.

Embora, alguns estudos apontem que a proximidade de fragmentos florestais é importante para a regeneração da comunidade (MESQUITA et al., 2001; ZANNE e CHAPMAN, 2001; RODRIGUES et al., 2004a; COOK et al. 2005), não significa necessariamente que seja igualmente importante para a regeneração de todas as populações que compõem a comunidade. Algumas espécies podem ter mais dificuldade de dispersar a longas distâncias, enquanto para outras a distância pode não ser um obstáculo, o que tem sido evidenciado em alguns estudos (LAMB et al., 1997; ZANNE e CHAPMAN, 2001).

Além disso, as espécies apresentam estratégias diferenciadas tanto para sua dispersão quanto para seu estabelecimento, sendo que o estabelecimento de plântulas pode variar de acordo com a espécie. Na Caatinga, por exemplo, em fragmentos preservados, as plântulas de *Poincianella pyramidalis* podem ser recrutadas na mesma estação chuvosa em que suas sementes são lançadas no solo, enquanto *Croton sonderianus* lança suas sementes no solo em meados da estação chuvosa e o recrutamento de plântulas ocorre na estação chuvosa seguinte. Desta forma, as plântulas de *C. sonderianus* têm mais chances de sobreviver, e serem recrutadas antes do início da estação seca (ARAÚJO et al., 2005). Esta estratégia deve contribuir para

um melhor desempenho desta espécie em áreas abandonadas. Uma questão interessante, e ainda não avaliada, seria saber se a dinâmica dessas populações em áreas abandonadas seria influenciada pela distância da matriz florestal.

2.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Além dos remanescentes de florestas secas e úmidas abrigarem uma rica biodiversidade, eles também podem desempenhar um importante papel na regeneração de áreas abandonadas. Acredita-se que um dos fatores mais limitantes à regeneração de áreas antropizadas seja a disponibilidade de sementes (WIJDEVEN e KUZEE, 2000; POSADA et al., 2000; WANG et al., 2009). Os remanescentes florestais podem disponibilizar propágulos e abrigar dispersores e polinizadores que poderiam contribuir para a regeneração de áreas abandonadas.

Provavelmente, devido a diversos fatores que afetam o processo sucessional, como o tipo de uso prévio, intensidade do uso, o tempo de abandono e a presença de árvores remanescentes nem sempre a importância da distância de fragmentos florestais tem sido percebida. Para compreender como cada variável afeta a dinâmica sucessional é importante que a área de estudo de cada trabalho seja bem descrita, inclusive com uma descrição bem detalhada das características ambientais, como precipitação, número de meses secos e tipo florestal, para que mais generalizações possam ser feitas sobre o processo regenerativo de áreas abandonadas.

Uma atenção maior deve ser direcionada para o processo regenerativo das florestas secas e outros tipos vegetacionais pouco estudados, pois a degradação tem sido intensa nesses tipos florestais e é necessário ações de recuperação destas áreas. Os poucos fragmentos preservados existentes podem auxiliar na regeneração destas áreas abandonadas, o que reforça a importância da sua conservação. Apesar disso, poucos fragmentos florestais estão protegidos por unidades de conservação (JANZEN, 1997), sendo importante a criação de políticas conservacionistas, no intuito de melhor conservar os fragmentos existentes, bem como a sua biodiversidade.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T.M.; CAVELIER, J. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, v. 2, p. 219-229, 1994.

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v.8, p. 328-338, 2000.

ARAÚJO, E.L.; CASTRO, C.C.; ALBUQUERQUE, U.P. Dynamics of Brazilian Caatinga – A review concerning the plants, environment and people. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, p. 15-28, 2007.

ARAÚJO, E.L.; MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in northeastern Brazil. Pp. 76-91. In: R.J.M.C. Nogueira; E.L. Araújo; L.G. Willadino & U.M.T. Cavalcante (org.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. Recife, MXM Gráfica e Editora, 2005.

ARAÚJO, E.L.; FERRAZ, E.M.N. Processos ecológicos mantenedores da diversidade vegetal na caatinga: estado atual do conhecimento. Pp. 115-128. In: S.V. Claudino (org.). **Eossistemas brasileiros: Manejo e conservação**. Fortaleza, Expressão Gráfica, 2003.

BARBOSA, D.C.A.; SILVA, P.G.G.; BARBOSA, M.C.A. Tipos de frutos e síndromes de dispersão de espécies lenhosas da caatinga de Pernambuco. Pp. 609-622. In: J. M. C. Silva & M. Tabarelli (org.). **Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco**. Recife, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente e Massangana. v.II, 2002.

BARBOSA, K.C. **Chuva de sementes em uma área em processo de restauração vegetal em Santa Cruz das Palmeiras (SP)**. Dissertação. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2004.

BERTONCINI, A.P. **Estrutura e dinâmica de uma área perturbada na terra indígena Araribá, Avaí (SP): Implicações para o manejo e a restauração florestal.** Tese. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

BULLOCK, S.H. Plant reproduction in neotropical dry forests. Pp 277-303. In: S.H. Bullock; H.A. Mooney; E. Medina (eds). **Seasonally dry tropical forests.** Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

CALVO, L.; TÁRREGA, R.; LUIS, E. Secondary succession after perturbations in a shrubland community. **Acta Oecologica**, v. 23, p. 393–404, 2002.

CASTILLO, R.F.; PÉREZ-RÍOS, M.A. Changes in seed rain during secondary succession in a tropical montane cloud forest region in Oaxaca, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 433–444, 2008.

CASTRO, C.C.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R. R. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration. Pp. 75-86. In: R.R. Rodrigues; S.V. Martins; S. Gandolfi (org.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil.** Nova York, Nova Science Publisher, 2007.

CLEMENTS, F.E. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. **Carnegie Institution of Washington**, Publication 242, 1916.

COOK, W.M.; YAO, J.; FOSTER, B. L.; HOLT, R. D.; PATRICK, L. B. Secondary succession in experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. **Ecology**, v. 86, p. 1267-1279, 2005.

COWLES, H.C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of Lake Michigan. **Botanical Gazette**, v. 27, p. 95-117, 167-202, 361-391, 1899.

CUBIÑA, A.; AIDE, T. M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, p. 260-267, 2001.

DUNCAN, R.S.; CHAPMAN, C.A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, v. 9, p. 998-1008, 1999.

DUNCAN, R.S.; DUNCAN, V.E. Forest succession and distance from forest edge in an Afro-tropical grassland. **Biotropica**, v. 32, p. 33-41, 2000.

FIGUEIRÔA, J.M.; PAREYN, F.G.C.; ARAÚJO, E.L.; SILVA, C.E.; SANTOS, V.F.; CUTLER, D.F.; BARACAT, A.; GASSON, P. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 229, p. 294–303, 2006.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, p. 119-124, 1996.

FRANKIE, G.W.; BAKER, H.G.; OPLER, P.A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in lowlands of Costa-Rica. **Journal of Ecology**, v. 62, p. 881-919, 1974.

GANDOLFI, S.; MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Theoretical bases of the forest ecological restoration. Pp. 27-60. In: R.R. Rodrigues; S.V. Martins; S. Gandolfi (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. New York, Nova Science Publishers, 2007.

GARCIA-ORTH, X.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Seed dynamics of early and late successional tree species in tropical abandoned pastures: seed burial as a way of evading predation. **Restoration Ecology**, v. 16, p. 435–443, 2008.

GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. Pp. 49-210. In: M.A. Leck; T.V. Parker; R.L. Simpson (eds.) **Ecology of soil seed banks**. New York, Academic Press, 1989.

GENTRY, A.H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Pp. 146-194. In: S.H. Bullock; H.A. Mooney; E. Medina (eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995.

GOULD, K.A.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F.; KENNARD, D.; PUTZ, F.E.; MOSTACEDO, B.; TOLEDO, M. Post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: implications for fire management. **Forest Ecology and Management**, v. 165, p. 225–234, 2002.

GRISCOM, H.P.; ASHTON, P.M.S.; BERLYN, G.P. Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p. 306-318, 2005.

GRIZ, I.M.S.; MACHADO, I.C.S. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, p. 303-321, 2001.

GROMBONE-GUARATINI, M.T.; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in South-Eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 759-774, 2002.

GUEVARA, S.; PURATA, S.E.; MAAREL, E. V. D. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetation**, v. 66, p. 77-84, 1986.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2^a ed. Porto Alegre, Editora Artmed, 2009.

HOLL, K.D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, p. 253-261, 1998.

HOLL, K.D.; LULOW, M.E. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. **Biotropica**, v. 29, p. 459-468, 1997.

HOOPER, E.R.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. **Ecology**, v. 85, p. 3313-3326, 2004.

HOOPER, E.R. Factors affecting the species richness and composition of neotropical secondary succession: A case study of abandoned agricultural land in Panama. Pp. 141-164. In: R.W. Myster. **Post-Agricultural succession in the Neotropics**. New York, Springer Science, 2008.

ITOH, A.; YAMAKURA, T.; KANZAKI, M.; OHKUBO, T.; PALMIOTTO, P. A.; LAFRANKIE, J. V.; KENDAWANG, J.J.; LEE, H.S. Rooting ability of cuttings relates to phylogeny, habitat preference and growth characteristics of tropical rainforest trees. **Forest Ecology and Management**, v. 168, p. 275-287, 2002.

JANZEN, D.H. Florestas tropicais secas – O mais ameaçado dos grandes ecossistemas tropicais. Pp. 166-176. In: E. O. Wilson (org.). **Biodiversidade**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 1997.

KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; MORALES, F. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, p. 197-208, 2002.

KNAPP, A. K.; SMITH, M. D. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. **Science**, v. 291, p. 481-484, 2001.

LAMB, D.; PARROTTA, J.; KEENAN, R.; TUCKER, N. Rejoining habitat remnants: Restoring degraded rainforest lands. Pp.366-385. In: W.F. Laurence & R.O. Bierregaard (org.). **Tropical forest remnants**. Chicago, The University of Chicago, 1997.

LEBRIJA-TREJOS, E., BONGERS, F., PÉREZ-GARCIA, E.A., MEAVE, J.A. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. **Biotropica**, v. 40, p. 422-431, 2008.

LEE, C.S.; YOU, Y.H.; ROBINSON, G.R. Secondary succession and natural habitat restoration in abandoned rice fields of Central Korea. **Restoration Ecology**, v. 10, p. 306–314, 2002.

LIEBSCH, D.; MARQUES, M.C.M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, p. 1717-1725, 2008.

LOPES, C.G.R.; FERRAZ, E.M.N.; ARAÚJO, E.L. Physiognomic-structural characterization of dry- and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco state, NE Brazil. **Plant Ecology**, v. 198, p. 1-18, 2008.

LUIS, M.; RAVENTÓS, J.; GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C. Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. **Acta Oecologica**, v. 30, p. 54-61, 2006.

LUOGA, E.J.; WITKOWSKI, E.T.F.; BALKWILL, K. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. **Forest Ecology and Management**, v. 189, p. 23–35, 2004.

MACHADO, I.C.S.; LOPES, A.V. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. **Annals of Botany**, v. 94, p. 365-376, 2004.

MARASCHIN-SILVA, F.; SCHERER, A.; BAPTISTA, L.R.M. Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbusivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, p. 53-65, 2009.

MAROD, D.; KUTINTARA, U.; TANAKA, H.; NAKASHIZUKA, T. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, v. 161, p. 41-57, 2002.

McLAREN, K.P.; McDONALD, M.A. Coppice regrowth in a disturbed tropical dry limestone forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**, v. 180, p. 99-111, 2003a.

McLAREN, K.P.; McDONALD, M.A. Seedling dynamics after different intensities of human disturbance in a tropical dry limestone forest in Jamaica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, p. 567-578, 2003b.

McLAREN, K.P.; McDONALD, M.A. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**, v. 183, p. 61-75, 2003c.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; WILLIAMSON, G.B. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **The Journal of Ecology**, v. 89, p. 528-537, 2001.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOS, V.; GORDON, J.E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491–505, 2006.

MORELLATO, L.P.C.; TALORA, D.C.; TAKAHASI, A.; BENCKE, C.C.; ROMERA, E.C.; ZIPPARRO, V.B. Phenology of Atlantic rain forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, p. 811-823, 2000.

MOSTACEDO, B.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S.; VILLCA, A.; PALACIOS, T. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 978–985, 2009.

MUÑIZ-CASTRO, M.A.; LINERA, G.W.; BENAYAS, J.M.R. Distance effect from cloud forest fragments in plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 431-440, 2006.

MURPHY, P.G.; LUGO, A.E. Ecology of tropical dry forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 67-88, 1986.

MWAVU, E.N.; WITKOWSKI, E.T.F. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rainforest, North-Western Uganda. **Forest Ecology and Management**, v. 255, p. 982–992, 2008.

N'DJA, K.; JUSTIN, K.; DECOCQ, G. Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 809-820, 2008.

NIPPERT, J.B.; KNAPP, A.K.; BRIGGS, J.M. Intra-annual rainfall variability and grassland productivity: can the past predict the future? **Plant Ecology**, v. 184, 65-74, 2006.

NORDEN, N.; CHAZDON, R.L.; CHAO, A.; JIANG, Y.H.; VILCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, p. 385-394, 2009.

PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K. The demography of *Miconia prasina* (Melastomataceae) during secondary succession in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 39, p. 54-61, 2007.

PEREIRA, I.M.; ANDRADE, L.A.; SAMPAIO, E.V.S.B.; BARBOSA, M.R.V. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. **Biotropica**, v. 35, n.2, p. 154-165, 2003.

POSADA, J.M.; AIDE, T.M.; CAVELIER, J. Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 370-379, 2000.

POWERS, J.S.; BECKNELL, J.M.; IRVING, J.; PÉREZ-AVILES, D. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 959-970, 2009.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Editora Planta, Londrina. 2001.

PULLIN, A.S. **Conservation biology**. Cambridge University Press, Cambridge. 2002.

QUESADA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; ALVAREZ-AÑORVE, M.; STONER, K.E.; AVILA-CABADILLA, L.; CALVO-ALVARADO, J.; CASTILLO, A.; ESPÍRITO-SANTO, M.M.; FAGUNDES, M.; FERNANDES, G.W.; GAMONB, J.; LOPEZARAIZA-MIKEL, M.; LAWRENCE, D.; MORELLATO, L.P.C.; POWERS, J.S.; NEVES, F.S.; ROSAS-GUERRERO, V.; SAYAGO, R.; SANCHEZ-MONTOYA, G. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1014–1024, 2009.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; BARROS, L.C. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 323-333, 2004a.

RODRIGUES, R.R.; TORRES, R.B.; MATTES, L.A.F.; PENHA, A. S. Tree species sprouting from root buds in a semideciduos forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, p. 127-133, 2004b.

RUPRECHT, E. Successfully recovered grassland: A promising example from Romanian old-fields. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 3, p. 473–480, 2006.

SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, E.L.; SALCEDO, I.H.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, p.621-632, 1998.

SANTOS, A.M.M.; SANTOS, B.A. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? *Acta botanica brasílica*, v. 22, p. 1077-1084, 2008.

SCHLAWIN, J. R.; ZAHAWI, R.A. ‘Nucleating’ succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, p. 485-492, 2008.

SILVA, J.M.C.; UHL, C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, v. 10, p. 491-503, 1996.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: A review. **Journal of Tropical Ecology**, v. 3, p. 359-366, 1987.

THOMLINSON, J.R.; SERRANO, M.I.; LÓPEZ, T.M.; AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J. K. Land-use dynamics in post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). **Biotropica**, v. 28, p. 525-536, 1996.

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em ecologia**. 2ª ed. Editora Artmed, Porto Alegre. 2006.

UHL, C., BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v. 76, p. 663–681, 1988.

VAN BREUGEL, M.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F. Community dynamics during early succession in Mexican tropical rain forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 663-674, 2006.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer-Verlag, New York. 1982.

VERHEYEN, K.; HONNAY, O.; MOTZKIN, G.; HERMY, M.; FOSTER, D.R. Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait based approach. **Journal of Ecology**, v. 91, p. 563-577, 2003.

VICENTE, A.; SANTOS, A.M.M.; TABARELLI, M. Variações no modo de dispersão de espécies em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida do nordeste do Brasil. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife, Ed. Universitária da UFPE, 2003, pp. 565-592.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 11-20, 2006.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A.; SAMPAIO, A.B.; HOLL, K.D. Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, p. 353-357, 2006.

WANG, J.; ZOU, C.; REN, H.; DUAN, W.J. Absence of tree seeds impedes shrubland succession in southern China. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 21, p. 210–217, 2009.

WELTZIN, J.F.; LOIK, M.E.; SCHWINNING, S.; WILLIAMS, D.G.; FAY, P.O.; HADDAD, B. M.; HARTE, J.; HUXMAN, T.E.; KNAPP, A.K.; LIN, G.; POCKMAN, N.T.; SHAW, M.R.; SMALL, E.E.; SMITH, M.D.; SMITH, S.D.; TISSUE, D.T.; ZAK, E.J.C. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. **Bioscience**, v. 10, p. 941-952, 2003.

WIJDEVEN, S.M.S.; KUZEE, M.E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 414-424, 2000.

WUNDERLE JR., M.J. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 223-235, 1997.

ZAMORA, C.O.; MONTAGNINI, F. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 15, p. 453–461, 2007.

ZANNE, A. E.; CHAPMAM, C.A. Expediting and isolation from seed sources in plantations. **Ecological Applications**, v. 11, p. 1610-1621, 2001.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 350-360, 2000.

Capítulo 1

**REGENERAÇÃO NATURAL DE UMA ÁREA DE
AGRICULTURA ABANDONADA EM UMA FLORESTA
TROPICAL SECA E A INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO E DO
TEMPO DE ABANDONO NA**

Artigo a ser enviado a Forest Ecology and Management

Regeneração natural de uma área de agricultura abandonada em um floresta tropical seca e a influência da precipitação e do tempo de abandono¹

Clarissa Gomes Reis Lopes^{2,3}, Cibele Cardoso de Castro⁴, Elba Maria Nogueira Ferraz⁵, Elcida de Lima Araújo⁴

Resumo – As florestas tropicais secas vêm sendo bastante modificadas por ações antrópicas e pouco se sabe sobre o tempo de regeneração das mesmas. Este estudo questiona se 16 anos de abandono de uma área modificada (campo) por atividades de agricultura são suficientes para que ela volte a apresentar composição e riqueza de espécies, densidade e área basal similares às encontradas na floresta madura (mata). Além disso, compara nove áreas de caatingas com diferentes idades de abandono, buscando identificar se a estrutura é influenciada pela idade da vegetação e precipitação do habitat. Foram alocadas 200 parcelas (5 x 10 m) e em cada uma todos os indivíduos vivos com diâmetro do caule ao nível do solo ≥ 3 cm foram medidos quanto a altura e diâmetro. Os dados obtidos na área de campo foram comparados a dados secundários disponíveis da floresta madura. A influência da precipitação e idade da floresta na composição de espécies foi avaliada para nove áreas de floresta tropical seca através de uma análise de ANOSIM e NMDS. O campo apresentou menor número de espécies, densidade, área basal e maior densidade de indivíduos de espécies anemocóricas e autocóricas que a mata. A mata teve maior densidade de espécies zoocóricas. A precipitação dos habitats influenciou tanto a composição de espécies quanto as densidades de indivíduos, que foram maiores nas áreas com maior precipitação, mas nenhum parâmetro analisado foi influenciado pela idade da floresta, talvez porque o número de áreas com similar idade tenha sido baixo. Quanto maior a precipitação, a densidade é rapidamente recuperada, enquanto a área basal e a composição de espécies têm recuperação mais lenta. As menores riqueza de espécie, densidade de plantas, área basal e densidade de espécies zoocóricas do campo foram indicativos de que 16 anos não foram suficientes para recuperação de uma área de agricultura em um ambiente semiárido, mesmo dentro de uma condição ideal, representada pela ausência de novas intervenções antrópicas e proximidade de uma floresta madura em seu entorno.

Palavras-chave: Áreas antropizadas, sucessão secundária, síndromes de dispersão, caatinga

¹ Parte da tese de doutorado apresentada pela primeira autora ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Brasil;

² Universidade Federal do Piauí - *Campus* Amílcar Ferreira Sobral. BR 343, Km 3,5 Bairro Meladão - Floriano – PI - 64800-000 (claris-lobes@hotmail.com).

³ Endereço para correspondência para C. G. R. Lobes, email: claris-lobes@hotmail.com

⁴ Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife-PE. CEP: 52.171-900.

⁵ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco (IF-PE). Av. Professor Luiz Freire, 500, Cidade Universitária, Recife-PE. CEP: 50.740-540.

1. Introdução

As florestas tropicais secas têm sido intensamente degradadas (Murphy e Lugo, 1995), sendo consideradas como um dos ecossistemas tropicais mais ameaçados do planeta (Janzen, 1997). Apesar disso, o conhecimento sobre a regeneração de áreas antropogênicas em ambientes secos ainda é restrito (Quesada et al., 2009). As florestas secas, possivelmente, se recuperem mais rapidamente e apresentem maior capacidade de resiliência que as florestas úmidas (Ewell, 1977; Murphy e Lugo, 1986), por apresentarem uma composição florística mais simples, menos estágios serais, menor porte e muitas espécies com alta capacidade de rebrota (Ewell, 1977; Figueroa et al., 2006; Kennard et al., 2002; Luoga et al., 2004; Murphy e Lugo, 1986).

Alguns estudos apontam que a regeneração em florestas tropicais secas antropizadas não é um processo tão rápido (Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008) porque os processos ecológicos envolvidos (como emergência de plântulas) são altamente sazonais (Araújo et al., 2005; Araújo et al., 2007; Santos et al., 2009a),

ocorrendo muita variabilidade na disponibilidade das chuvas entre os anos (principalmente em ambientes semiáridos), o que pode aumentar a duração da estação climática (chuvosa ou seca) ou interromper a sequência de meses secos ou de úmidos, influenciando a sobrevivência das plantas (Knapp e Smith, 2001; Lebrija-Trejos et al., 2010; Nippert et al., 2006; Weltzin et al., 2003).

Diferenças no histórico de uso, no tempo de abandono, na disponibilidade de propágulos e na precipitação possibilitam muitas variações nas características estruturais dessas florestas (Ferguson et al., 2003; Hooper, 2008; Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008; Pereira et al., 2003; Uhl et al., 1988). Dessa forma, é importante que os estudos voltados para compreender o processo regenerativo levem em consideração esses diversos tipos de realidades.

Uma das formas de avaliar a regeneração de uma área antrópica abandonada é através de comparações entre parâmetros florísticos-estruturais (como riqueza de espécies, densidade, área basal) e da presença de espécies vegetais características em relação a florestas maduras (Aide et al., 2000; Martin et al., 2004; Norden et al., 2009; Pereira et al., 2003; van Breugel et al., 2006). No entanto, para maior acurácia é necessário conhecer a composição de espécies e as características estruturais da área antes da ação humana, e poucas áreas antropizadas atendem essa necessidade.

Em alguns ambientes semiáridos, o histórico de uso da terra e o tempo de abandono das áreas modificadas são conhecidos, e representam excelentes cenários para avaliar a recuperação de áreas antropizadas. Por exemplo, na região nordeste do Brasil, onde predomina a vegetação da caatinga que é considerada como um “Earth’s last wild place” e incluída como uma das 37 “Wilderness areas of the World” (Gil, 2002), existem fragmentos antrópicos de vegetação abandonados e com tempo de abandono conhecidos.

Desta forma, em uma área de agricultura abandonada objetivou-se responder as seguintes perguntas: 1. A riqueza, composição de espécies, parâmetros estruturais das populações e da comunidade e a proporção de espécies das síndromes de dispersão diferem do registrado para floresta madura próximo à área abandonada?; 2. A precipitação anual e o tempo de abandono das áreas antropizadas influenciam na capacidade de regeneração da vegetação (densidade, área basal, riqueza de espécies e composição de espécies)?

2. Material e Método

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado na Estação Experimental da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru, PE, Brasil (8°14'18"S e 35°55'20"W, 535 m de altitude). O clima é semiárido do tipo Bsh de Köppen (Köppen, 1948), com precipitação média anual de 700 mm, concentradas entre março e agosto, e temperaturas mínima e máxima absolutas de 11 e 38°C, respectivamente. A vegetação da área é conhecida localmente como caatinga, com fisionomia arbustivo-arbórea. Desde a fundação da Estação, em 1959, a vegetação nativa vem sendo reduzida para o estabelecimento de atividades de pesquisas agrícolas (cultivo de milho, feijão, palma, algodão e sorgo; Lucena et al., 2008; Oliveira et al., 2007).

Atualmente, o fragmento de vegetação nativa encontra-se reduzido a 20 ha, inexistindo outros fragmentos de vegetação preservados no entorno da Estação. No fragmento (preservado há pelo menos 50 anos) não é permitido o acesso de gado para pastagem e a vegetação é considerada como madura ou bem desenvolvida. A composição florística e as características estruturais do fragmento preservado foram estudadas em 1991 e 1992 (Alcoforado-Filho et al., 2003), e serviram de referência para avaliar a capacidade de regeneração do trecho experimental cultivado.

Em 1994, um trecho com cerca de 3 ha do fragmento preservado foi cortado manualmente para o cultivo de palma gigante (*Opuntia ficus-indica* Mill.), não sendo utilizado fogo nem pesticidas para o preparo da terra. Após o plantio da palma, cerca de seis meses depois a área foi abandonada e vem se regenerando desde então, sem novos registros de intervenção antrópica. Doravante, a área de cultivo abandonado e em regeneração natural será chamada de campo e o fragmento de vegetação de caatinga preservada será chamado de mata.

2.2. Coleta dos dados

No campo, foram alocadas 200 parcelas distribuídas em sete transectos perpendiculares à mata, sendo cinco transectos com 300 m e dois transectos com 250 m de comprimento, distantes de 3 m um do seguinte. Nos transectos de 300 m, foram

plotadas 30 parcelas contíguas de 5 x 10 m, enquanto nos transectos de 250 m foram plotadas 25 parcelas de similar dimensão.

Nas parcelas, todos os indivíduos com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) maior ou igual a 3 cm foram numerados e tiveram sua altura e diâmetro medidos. Durante um ano foram realizadas viagens mensais à área de estudo para coleta de material reprodutivo das espécies.

2.3. *Análise dos dados*

O material botânico foi herborizado, segundo técnicas usuais de preparação, secagem e montagem de exsicatas (Mori et al., 1989) e depositadas no herbário Prof. Vasconcelos Sobrinho (PEUFR). A identificação taxonômica foi realizada por comparações com exsicatas depositadas nos herbários PEUFR e Dárdano de Andrade Lima (IPA) e com o auxílio de chaves taxonômicas e literatura específica, adotando-se o sistema de classificação de Cronquist (1981). Exsicatas das espécies com identificação problemática ou duvidosa foram enviadas para especialistas.

As espécies do campo e da mata foram classificadas quanto ao tipo de dispersão de suas sementes com base na literatura (Griz e Machado, 2001; Maia, 2004; Silva e Rodal, 2009; Yamamoto et al., 2007). As espécies que não tinham registro sobre o tipo de dispersão foram classificadas com base nas características morfológicas dos diásporos, conforme van der Pijl (1982).

Para caracterizar a estrutura da vegetação em regeneração no campo foram calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos: densidade, área basal, altura e diâmetros médios e máximos, índice de Shannon e o índice do valor de importância ecológica (Araújo e Ferraz, 2008; Magurran, 1988; Martins, 1991). Os cálculos foram realizados através do pacote FITOPAC (Shepherd, 1995). Diferenças na riqueza de espécies, na diversidade e na estrutura da comunidade e das populações entre a mata e o campo foram analisadas pelo teste Qui-quadrado de Pearson (Zar, 1996). Para avaliar a semelhança entre as áreas utilizou-se o índice de similaridade de Sorensen (Magurran, 1988).

Com base na literatura disponível sobre a regeneração de áreas antropizadas da caatinga, foi feita uma comparação dos dados da área de campo e de outras oito áreas de caatinga publicadas em periódicos (Alcoforado-Filho et al., 2003; Andrade et

al., 2005; 2007; Pereira et al., 2003) que informassem a precipitação da área, a idade da vegetação, a composição de espécies, a área basal e a densidade total da comunidade. Foi feita uma matriz de presença/ausência de espécies com diâmetro a nível do solo maior ou igual a 3 cm das nove áreas, em que seis eram antropizadas e com tempo de abandono variando entre 16 e 30 anos, incluindo a desse estudo e três eram florestas maduras, preservadas há pelo menos 50 anos, incluindo o fragmento de floresta madura estudada por Alcoforado-Filho et al. (2003).

Para detectar se os valores de densidade, área basal e riqueza de espécies foram influenciadas pela idade da floresta e precipitação utilizou-se o teste de Regressão Linear Múltipla. Foi testada a normalidade e a homocedasticidade dos dados, apenas a densidade não apresentou homocedasticidade e foi transformado em raiz quadrada. Todas as análises de regressão foram feitas no Biostat 5.0 (Ayres et al. 2007). Para verificar quanto cada variável preditora influencia a variável dependente foi feito o teste de Regressão Passo a Passo (Stepwise). Para avaliar se houve diferenças na composição de espécies de acordo com a precipitação e a idade da floresta utilizou-se o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e o teste de permutação ANOSIM para detectar se há diferenças na relação entre-grupos e dentro-grupos para todas as áreas, usando como grupos os totais de precipitação e a idade da floresta. No teste ANOSIM, foi utilizado o índice de similaridade Bray-Curtis e 999 permutações. Ambas as análises foram realizadas por meio do Primer-E, versão 5 (Clarke & Warwick 1994).

3. Resultados

3.1. Riqueza, diversidade e composição florística

No campo, a riqueza de espécies (35) e de famílias (18), bem como o índice de diversidade de Shannon corresponderam a 65%, 78% e 76% dos valores registrados na mata, respectivamente (Tabela 1), com diferença significativa apenas para a riqueza de espécies ($\chi^2 = 4,06$; $p < 0,05$).

As duas áreas apresentaram 24 espécies e 16 famílias em comum e uma similaridade florística de 54%. Em relação às famílias, Fabaceae ocorreu apenas no

campo e Solanaceae, Clusiaceae, Sterculiaceae, Celastraceae, Erythroxylaceae e Flacourtiaceae foram exclusivas da mata. *Lonchocarpus laticiferus*, *Croton rhamnifolius*, *Senna spectabilis*, *Sebastiania jacobinensis*, *Anacardium occidentale*, *Cordia curassavica*, *Cordia trichotoma* e *Pseudobombax marginatum* foram registradas apenas no campo. Um total de 27 espécies ocorreu apenas na mata, como por exemplo, *Manihot dichotoma*, *Chorisia glaziovii*, *Acacia glomerosa*, *Solanum* sp.1, *Cnidocolus urens*, *Maprounea guianensis*, *Pithecellobium parviflorum* e *Clusia paralicola* (Tabela 2).

3.2. Parâmetros estruturais da comunidade e das populações

Os valores de densidade total ($\chi^2 = 10,30$; $p < 0,01$) e área basal total ($\chi^2 = 5,15$; $p < 0,05$) do campo foram significativamente inferiores aos registrados na mata (Tabela 1). Os diâmetros médio e máximo e as alturas média e máxima mensurados no campo, apesar de sempre inferior, não diferiram significativamente dos registrados para mata (Tabela 1).

Não houve diferença no número de indivíduos nas três últimas classes de diâmetro (a partir de 39 cm) entre o campo e a mata, mas houve diferenças significativas nas demais classes de diâmetro, sendo maior no campo na classe de 3-6 cm ($\chi^2 = 57,06$; $p < 0,01$) e maior na mata nas demais classes (Fig. 1).

Dentre as 24 espécies comuns às duas áreas, 12 tiveram menor densidade no campo e apenas cinco populações apresentaram maior densidade no campo (Tabelas 2 e 3). O número de indivíduos mortos ainda em pé foi superior no campo quando comparado a mata ($\chi^2 = 96,33$; $p < 0,01$).

As cinco famílias de maior Valor de Importância (VI) no campo e na mata representam 74,7% e 63,7% do VI total, respectivamente. No campo, estas famílias foram Euphorbiaceae, Mimosaceae, Caesalpiniaceae, Anacardiaceae e Boraginaceae. Na mata, exceto Boraginaceae não foi bastante representativa e sim, Solanaceae. Contudo, as populações de elevado VI não foram às mesmas entre as áreas do campo e da mata. No campo, destacaram-se *Croton blanchetianus*, *Piptadenia stipulacea*, *Anadenanthera colubrina* e *Acacia paniculata*, enquanto que na mata destacaram-se *Poincianella pyramidalis*, *Schinopsis brasiliensis*, *Solanum* sp.1, *Bauhinia cheilantha* e *Maprounea guianensis* (Tabela 2).

3.3. Síndromes de dispersão

As proporções de espécies anemocóricas (14% na mata e 19% no campo), autocóricas (50% na mata e 47% no campo) e zoocóricas (36% na mata e 34% no campo) não diferiram entre mata e campo. Espécies anemocóricas e autocóricas apresentaram densidades de indivíduos mais elevadas no campo que na mata ($\chi^2 = 11,12$; $p < 0,01$; $\chi^2 = 49,39$; $p < 0,01$, respectivamente) e o contrário ocorreu com as espécies zoocóricas ($\chi^2 = 355,3$; $p < 0,01$).

3.4. A influência da precipitação e do tempo de abandono na regeneração

As nove áreas comparadas apresentaram diferentes totais de densidade, área basal e riqueza de espécies (Tabela 4), reunindo um total de 91 espécies lenhosas, com diâmetro a nível do solo maior ou igual a 3 cm. Destas, 26 ocorreram apenas nas florestas maduras ($n = 3$) e 22 espécies ocorreram apenas nas áreas abandonadas ($n = 6$). *Poincianella pyramidalis* foi a única espécie que esteve presente em todas as áreas estudadas, independente da idade da floresta e dos totais de precipitação.

A análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) mostrou que a composição florística das áreas, ordenadas pelo primeiro eixo, foi mais influenciada pela precipitação que pela idade da floresta (Fig. 2), com estresse bidimensional de 0,09. As áreas (A2, M2) mais a esquerda do eixo 1 apresentaram os menores valores de precipitação (381 mm.ano⁻¹), enquanto as situadas a direita do eixo 1 apresentaram precipitação entre 700 e 1000 mm ano⁻¹. A formação desses grupos foi confirmada pela análise de ANOSIM, pois a similaridade florística entre as áreas variou apenas em função da precipitação (R global = 0,569; $p = 0,02$), sendo que diferenças na composição de espécies entre grupos na comparação par a par apontaram um nível de significância (p) de 0,03 para as áreas com 381 e 700 mm de precipitação, de 0,33 para as áreas de 381 e 1000 mm e de 0,42 para as áreas 700 e 1000 mm.

Apesar de precipitação influenciar a composição de espécies, dos parâmetros estruturais apenas a densidade dos indivíduos mostrou-se positivamente relacionada à precipitação ($t = 3,74$; $p < 0,01$), influenciando 57% da variação encontrada.

4. Discussão

4.1. Regeneração natural de áreas antropizadas

Após 16 anos de regeneração, o campo recuperou apenas metade das espécies lenhosas que há na mata, apesar de ter recuperado 65% da riqueza de espécies existente. Considerando a curta distância entre esses fragmentos (2,5m) e a ausência de novas perturbações antrópicas, a recuperação da composição de espécies do campo pode ser considerada lenta, fato já registrado no processo sucessional de outras áreas modificadas por ações humanas (Andrade et al. 2005; Finegan, 1996; Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008).

As famílias com maior riqueza específica nas duas áreas foram semelhantes e apresentam também destaque em outros levantamentos de Caatinga (Costa et al., 2009; Pereira et al., 2002; Rodal et al., 2008a). Dentre as espécies presentes apenas no campo, há registro de que *Croton rhamnifolius*, *Senna spectabilis*, *Cordia trichotoma* e *Pseudobombax marginatum* também ocorreram em outras formações secundárias da caatinga (Andrade et al., 2005; Maia, 2004; Pereira et al., 2003; Santos et al., 2009b).

A presença de *Anacardium occidentale* (caju) apenas no campo pode ser atribuída à dispersão pelos trabalhadores da Estação já que é uma espécie de valor alimentício e de elevada frequência nos quintais das residências da comunidade próxima à Estação (Florentino et al., 2007).

A densidade de plantas no campo foi bem próxima da densidade de plantas da mata (Alcoforado-Filho et al., 2003), fato já esperado porque em outras florestas, os estudos vêm demonstrando que a densidade é um dos parâmetros mais facilmente recuperados (Aide et al., 1995; Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008). Por exemplo, em uma área de floresta tropical seca no México, a densidade aumentou rapidamente até os 15 anos, mas pouco aumentou depois disso (Lebrija-Trejos et al., 2008). Já em uma área antrópica da Bolívia, a densidade ultrapassou a observada nas florestas maduras até os 23 anos de abandono, devido à grande quantidade de indivíduos jovens (Kennard, 2002).

O tempo de uso prévio e o de regeneração são variáveis importantes para compreender o processo de regeneração das áreas antropizadas (Andrade et al., 2005; Pereira et al., 2003). Existem áreas de florestas secas com tempos de regeneração semelhantes, mas com tempos maiores de uso, que apresenta densidades semelhantes (Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008) ou superiores (van Breugel et al. 2006) às de florestas maduras, o que mostra que não apenas o tempo de uso ou de abandono está relacionada a densidade de plantas em áreas modificadas por ações humanas e que outras características como intensidade do uso, limitações ambientais, como baixa disponibilidade de água e nutrientes que dificultam o estabelecimento de novos indivíduos, a chegada de novos propágulos (Aide e Cavelier 1994; Uhl et al. 1988; Wijdeven e Kuzee 2000; Zimmerman et al. 2000).

Quando comparada a mata, o campo apesar de ter tido boa recuperação de densidade (93%) teve baixa recuperação de área basal (45%, Tabela 1), indicando que as plantas são pequenas e possivelmente jovens, como pode ser visto pela elevada concentração de indivíduos na menor classe de diâmetro (3-6 cm), o que foi observado também em outros estudos (Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008; Pereira et al., 2003). Comparado às de outros estudos (Tabela 4), a área basal do campo ($11,27 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) ora foi superior (Andrade et al., 2005; Pereira et al., 2003) ora inferior (Andrade et al., 2007; Pereira et al., 2003) ao que vem sendo registrado. Porém, tal fato não parece ser relacionado apenas ao tempo de regeneração porque, por exemplo, existem áreas com 20 anos de regeneração, onde a área basal da comunidade foi de apenas $7,8 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Pereira et al., 2003) e áreas com similar tempo de abandono onde a área basal variou de 8 a $18 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Kennard, 2002; van Breugel et al., 2006; Lebrija-Trejos et al., 2008). Diante de tal constatação, os autores apenas comentam que o parâmetro área basal, e conseqüentemente a biomassa lenhosa, é de lenta recuperação (Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al., 2008).

A estrutura populacional de várias espécies também não se regenerou completamente. Espécies como *Bauhinia cheilantha*, *Poincianella pyramidalis*, *Mimosa arenosa*, *Capparis flexuosa*, *Capparis jacobinae*, *Cereus jamacaru*, *Pilosocereus pachycladus* e *Commiphora leptophloeos*, que são bastante freqüentes em áreas de caatinga (Amorim et al., 2005; Costa et al., 2009; Pereira et al., 2002; Rodal et al., 2008a, 2008b) apresentaram baixos valores de densidade no campo.

Além disso, como o campo apresentou quase quatro vezes mais mortos em pé do que a mata e a maioria desses indivíduos era de pequenos diâmetros, ou seja, possivelmente plantas jovens sugerem que as condições ambientais do campo sejam mais restritivas ao estabelecimento das plantas, o que vem sendo registrado em outras áreas porque a retirada da vegetação nativa aumenta a incidência de luz direta sobre o solo e a variação na temperatura (Zimmerman et al., 2000), além de possibilitar a chegada de espécies de elevada capacidade competitiva (Hooper et al. 2004), o que reduz a probabilidade de sobrevivência de muitas plantas.

Um aspecto interessante é a baixa densidade de espécies zoocóricas no campo, o que pode ser um indicativo de que, ele ainda não está recuperado e que, os dispersores frugívoros mantêm-se preferencialmente na mata por ser mais segura e com maior oferta de frutos. A presença de animais é essencial ao funcionamento da comunidade, tanto por auxiliar na dispersão de sementes quanto na polinização de espécies vegetais (Castro et al., 2007; Wunderle Jr, 1997). Todavia, em áreas abertas poucos animais se arriscam (Silva et al., 1996), o que dificulta a dispersão de sementes de espécies zoocóricas e a recuperação de habitats antropizados.

4.2. A influência da precipitação e do tempo de abandono na regeneração

Diversos fatores podem dificultar o processo regenerativo em áreas antropizadas em florestas secas, um deles seria o total de precipitação das chuvas e a sazonalidade em florestas secas. Alguns estudos têm apontado que a precipitação influencia os atributos fisionômicos das comunidades vegetais, como por exemplo, composição de espécies e densidade de indivíduos em áreas de florestas maduras (Andrade et al., 2009; Gillespie et al., 2006; Huxman et al., 2004; Murphy e Lugo, 1995), bem como influencia a dinâmica de populações vegetais locais (Araújo et al., 2005; Knapp e Smith, 2001; Lima et al., 2007; Nippert et al., 2006; Salo, 2004; Silva et al., 2008). Dessa forma, seria esperado que variações na precipitação também afetassem o processo regenerativo de áreas abandonadas, o que foi confirmado neste estudo para composição de espécies e densidade.

Por outro lado, apesar de muitos estudos ressaltarem a importância do tempo de abandono para recuperação da composição florística e das características estruturais da comunidade (Kennard, 2002; Lebrija-Trejos et al. 2008; N'Dja et al.,

2008, Ruiz et al., 2005; van Breugel et al., 2006), este estudo não encontrou relação entre tempo de abandono e composição florística, densidade e área basal totais, e riqueza de espécies das nove áreas comparadas e, talvez, o baixo número de áreas de igual idade já estudadas e a diversidade de situações das áreas (Tabela 3) tenham contribuído para tal constatação. Em virtude da baixa literatura disponível sobre regeneração de áreas antropizadas em caatinga, as análises podem apresentar alguns ruídos que podem aumentar ou diminuir os efeitos das variáveis estudadas por conta das diferenças primárias já existentes na florística dessas áreas.

Todavia, mesmo considerando o limite do baixo número de repetições de áreas de igual idade disponível na literatura, a ausência de relação clara entre tempo de abandono e características das comunidades antropizadas aponta que outros fatores possam estar atuando de forma conjunta com o tempo de abandono e influenciando a regeneração de áreas antropizadas. Por exemplo, o histórico de uso das áreas (Pereira et al., 2003) que pode dificultar a presença de propágulos e a emergência das plântulas, mas que nem sempre é bem explicitado nos estudos, inviabilizando maiores análises. Além disso, a proximidade de um fragmento florestal preservado pode acelerar o processo de regeneração de áreas antropizadas, pois pode contribuir com propágulos (Cook et al., 2005; Rodrigues et al., 2004; Zanne e Chapman, 2001). Outro fator seria a capacidade de rebrota das plantas cortadas (Figuerôa et al., 2006; Luoga et al., 2004; McLaren e McDonald, 2003; Mostacedo et al., 2009; Mwavu e Witkowski, 2008; Sampaio et al., 1998), que possibilita que cresçam rapidamente e alcancem altura e biomassa mais elevada que as aquelas oriundas de sementes (Kennard et al., 2002). Tal capacidade de rebrota vem sendo considerada como uma das características que torna as florestas secas mais resilientes que as florestas úmidas (Murphy e Lugo, 1986). No entanto, Souza (2010) constatou que apesar rebrota de plantas ser importante para a regeneração de caatinga, mais de 70% das plantas que se estabeleceram em campo foram oriundas de sementes e, portanto, qualquer fator que influencie a chuva de sementes, como por exemplo distância de florestas maduras, pode ter papel significativo na regeneração de áreas.

Em síntese, os menores valores de riqueza de espécie, densidade de plantas, área basal e densidade de espécies zoocóricas do campo foram indicativos de que 16 anos de regeneração não foram suficientes para recuperação de uma área previamente

usada com agricultura em um local de caatinga, mesmo em condições favoráveis, representadas pela ausência de novas intervenções antrópicas e proximidade de uma floresta madura em seu entorno.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro do projeto (processo 411805/2007-6) e pela bolsa de produtividade em pesquisa; a CAPES pela concessão de bolsa; a estação da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA e à Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo apoio logístico e a Kleber Andrade da Silva, Elifábia Neves de Lima, Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos, Danielle Melo dos Santos e Jefferson Thiago Souza pela ajuda na coleta dos dados.

Referências bibliográficas

- Aide, T.M., Cavelier, J., 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2, 219-229.
- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Herrera, L., Rosario, M., Serrano, M., 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77, 77-85.
- Aide, T.M., Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Rivera, L., Marcano-Vega, H., 2000. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. *Restoration Ecology* 8, 328-338.
- Alcoforado-Filho, F.G., Sampaio, E.V.S.B., Rodal, M.J.N., 2003. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. *Acta Botanica Brasilica* 17, 287-303.
- Amorim, I.L., Sampaio, E.V.S.B., Araújo, E.L., 2005. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19, 615-623.

- Andrade, W.M., Araújo, E.L., Rodal, M.C.G., Encarnação, C.R., Pimentel, R.M.M., 2009. Influência da precipitação na abundância de populações de plantas da caatinga. *Revista de Geografia* 26, 161-184.
- Andrade, L.A., Oliveira, F.X., Neves, C.M.L., Felix, L.P., 2007. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 2, 135-142.
- Andrade, L.A., Pereira, I.M., Leite, U.T., Barbosa, M.R.V., 2005. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, estado da Paraíba. *Cerne* 11, 253-262.
- Araújo, E.L.; Castro, C.C., Albuquerque, U.P., 2007. Dynamics of Brazilian Caatinga – A review concerning the plants, environment and people. *Functional Ecosystems and Communities* 1, 15-28.
- Araújo, E.L., Ferraz, E.M.N., 2008. Análise da vegetação: amostragem, índices de diversidade e utilidades na etnobotânica, in: Albuquerque, U.P., Lucena, R.F.P., Cunha, L.V.F.C., (Org.), *Métodos e Técnicas na pesquisa etnobotânica*. 2ª Ed. Editora Comunigraf, Recife, pp. 161-198.
- Araújo, E.L., Martins, F.R., Santos, F.A.M., 2005. Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in northeastern Brazil, in: Nogueira, R.J.M.C., Araújo, E.L., Willadino, L.G., Cavalcante, U.M.T. (Org.), *Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas*. MXM Gráfica e Editora, Recife, pp. 76-91.
- Ayres, M., Ayres-Júnior, M., Ayres, D. L., Santos, A. A. 2007. *Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. ONG Mamirauá, Belém.
- Castro, C.C., Martins, S.V., Rodrigues, R.R., 2007. A focus on plant reproductive biology in the context of forest restoration, in: Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Gandolfi, S. (Org.), *High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil*. Nova Science Publisher, Nova York, pp. 75-86.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Cook, W.M., Yao, J., Foster, B.L., Holt, R.D., Patrick, L.B., 2005. Secondary succession in experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology* 86, 1267-1279.

- Costa, K.C., Lima, A.L.A., Fernandes, C.H.M., Silva, M.C.N.A., Lins e Silva, A.C.B., Rodal, M.J.N., 2009. Flora vascular e formas de vida em um hectare de caatinga no Nordeste brasileiro. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 4, 48-54.
- Cronquist, A., 1981. An integrated system of classification of flowering plants. Columbia University Press, New York.
- Ewell, J.J., 1977. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. *Geo-Eco-Trop* 1, 103–117.
- Ferguson, B.G., Vandermeer, J. Morales, H., Griffith, D.M., 2003. Post-agricultural succession in El Péten, Guatemala. *Conservation Biology* 17, 818-828.
- Figueirôa, J.M., Pareyn, F.G.C., Araújo, E.L., Silva, C.E., Santos, V.F., Cutler, D.F., Baracat, A., Gasson, P., 2006. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. *Forest Ecology and Management* 229, 294–303.
- Finegan, B., 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 119-124.
- Florentino, A.T.N., Araújo, E.L., Albuquerque, U.P., 2007. Contribuição de quintais agroflorestais na conservação de plantas da Caatinga, Município de Caruaru, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 21, 37-47.
- Gil, P.R., 2002. Wilderness – Earth’s last wild places. CEMEX, Mexico.
- Gillespie, T.W., Zutta, B.R., Early, M.K., Saatchi, S., 2006. Predicting and quantifying the structure of tropical dry forests in South Florida and the Neotropics using spaceborne imagery. *Global Ecology and Biogeography* 15, 225-236.
- Griz, I.M.S., Machado, I.C.S., 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17, 303-321.
- Hooper, E. R., Legendre, P., Condit, R., 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* 85, 3313-3326.
- Hooper, E.R., 2008. Factors affecting the species richness and composition of neotropical secondary succession: a case study of abandoned agricultural land in

- Panama, in: Myster, R.W. Post-Agricultural succession in the Neotropics. Springer Science, New York, pp. 141-164.
- Huxman, T.E., Smith, M.D., Fay, P.A., Knapp, A.K., Shaw, M.R., Loik, M.E., Smith, S.D., Tissue, D.T., Zak, J.C., Weltzin, J.F., Pockman, W.T., Sala, O.E., Haddad, B.M., Harte, J., Koch, G.W., Schwinning, S., Small, E.E., Williams, D.G., 2004. Convergence across biomes to a common rain-use efficiency. *Nature* 429, 651-654.
- Janzen, D.H., 1997. Florestas tropicais secas – O mais ameaçado dos grandes ecossistemas tropicais, in: Wilson, E.O. (Org.), Biodiversidade. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, pp. 166-176.
- Kennard, D.K., 2002. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. *Journal of Tropical Ecology* 18, 53-66.
- 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.
- Knapp, A.K.; Smith, M.D., 2001. Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science* 291, 481-484.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: com um estudio de los climas de la Tierra*. Fondo de Cultura Economica, Mexico.
- Lebrija-Trejos, E., Bongers, F., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., 2008. Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40, 422-431.
- Lebrija-Trejos, E., Pérez-García, E.A., Meave, J.A., Bongers, F., Poorter, L., 2010. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. *Ecology* 91, 386-398.
- Lima, E.N., Araújo, E.L., Ferraz, E.M.N.R., Sampaio, E.V.S.B., Silva, K.A., Pimentel, R.M.M., 2007. Fenologia e dinâmica de duas populações herbáceas da caatinga. *Revista de Geografia* 24, 121-138.

- Lucena, R. F. P., Nascimento, V.T., Araújo, E.L., Albuquerque, U.P., 2008. Local uses of native plants in an area of caatinga vegetation (Pernambuco - NE, Brazil). *Ethnobotany Research and Applications* 6, 3–13.
- Luoga, E.J., Witkowski, E.T.F., Balkwill, K., 2004. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management* 189, 23–35.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Maia, G.N., 2004. *Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades*. D e Z Computação Gráfica e Editora, São Paulo.
- Martin, P.H., Sherman, R.E., Fahey, T.J., 2004. Forty years of tropical forest recovery from agriculture: structure and floristics of secondary and old-growth riparian forests in the Dominican Republic. *Biotropica* 36, 297-317.
- Martins, F.R., 1991. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Editora da UNICAMP, Campinas.
- McLaren, K.P., McDonald, M.A., 2003. Coppice regrowth in a disturbed tropical dry limestone forest in Jamaica. *Forest Ecology and Management* 180, 99-111.
- Mori, A.S., Silva, L.A.M., Lisboa, G., 1989. *Manual de manejo do herbário fanerogâmico*. 2ª ed. Centro de Pesquisa do Cacau, Ilhéus.
- Mostacedo, B., Putz, F.E., Fredericksen, T.S., Villca, A., Palacios, T., 2009. Contributions of root and stump sprouts to natural regeneration of a logged tropical dry forest in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 258, 978–985.
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., 1986. Ecology of tropical dry forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17, 67-88.
- Murphy, P.G., Lugo, A.E., 1995. Dry forests of Central America and Caribbean islands, in: Bullock, S.H., Mooney, H., Medina, E. (Eds.), *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, New York, pp. 9-34.
- Mwavu, E.N., Witkowski, E.T.F., 2008. Sprouting of woody species following cutting and tree-fall in a lowland semi-deciduous tropical rainforest, North-Western Uganda. *Forest Ecology and Management* 255, 982–992.

- N'Dja, K., Justin, K., Decocq, G., 2008. Successional patterns of plant species and community diversity in a semi-deciduous tropical forest under shifting cultivation. *Journal of Vegetation Science* 19, 809-820.
- Nippert, J.B., Knapp, A.K., Briggs, J.M., 2006. Intra-annual rainfall variability and grassland productivity: can the past predict the future? *Plant Ecology* 184, 65-74.
- Norden, N., Chazdon, R.L., Chao, A., Jiang, Y.H., Vilchez-Alvarado, B., 2009. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters* 12, 385-394.
- Oliveira, R.L.C., Lins-Neto, E.M.F., Araújo, E.L., Albuquerque, U.P., 2007. Conservation priorities and population structure of woody medicinal plants in an area of caatinga vegetation (Pernambuco state, NE Brazil) *Environmental Monitoring and Assessment* 132, 189–206.
- Pereira, I.M., Andrade, L.A., Barbosa, M.R.V., Sampaio, E.V.S.B., 2002. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. *Acta Botanica Brasilica* 16, 357-369.
- Pereira, I.M., Andrade, L.A., Sampaio, E.V.S.B., Barbosa, M.R.V., 2003. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35, 154-165.
- Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G.A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M.M., Fagundes, M., Fernandes, G.W., Gamonb, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Morellato, L.P.C., Powers, J.S., Neves, F.S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., Sanchez-Montoya, G., 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258, 1014–1024.
- Rodal, M.J.N., Martins, F.R., Sampaio, E.V.S.B., 2008a. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. *Revista Caatinga* 21, 192-205.
- Rodal, M.J.N., Costa, K.C.C., Lins e Silva, A.C.B., 2008b. Estrutura da Vegetação Caducifolia Espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. *Hoehnea* 35, 209-217.

- Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Barros, L.C., 2004. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* 190, 323-333.
- Ruiz, J.; Fandiño, M.C.; Chazdon, R.L., 2005. Vegetation structure, composition, and species richness across a 56-year chronosequence of dry tropical forest on Providencia Island, Colombia. *Biotropica* 37, 520-530.
- Salo, L.F., 2004. Population dynamics of red brome (*Bromus madritensis* subsp. rubens): times for concern, opportunities for management. *Journal of Arid Environments* 57, 291-296.
- Sampaio, E.V.S.B., Araújo, E.L., Salcedo, I.H., Tiessen, H., 1998. Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33, 621-632.
- Santos, J.M.F.F., Silva, K.A., Lima, E.M., Santos, D.M., Pimentel, R.M.M., Araújo E.L., 2009a. Dinâmica de duas populações herbáceas de uma área de caatinga, Pernambuco, Brasil. *Revista de Geografia* 26, 142-160.
- Santos, M.F.A.V., Guerra, T.N.F., Sotero, M.C., Santos, J.I.N., 2009b. Diversidade e densidade de espécies vegetais da caatinga com diferentes graus de degradação no município de Floresta, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia* 60, 389-402.
- Shepherd, G.J., 1995. FITOPAC 1. Manual do usuário. Editora UNICAMP, Campinas.
- Silva, J.M.C., Uhl, C., Murray, G., 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10, 491-503.
- Silva, K.A., Lima, E.N., Santos, J.M.F.F., Andrade, J.R., Santos, D.M., Sampaio, E.V.S.B., Araújo, E.L., 2008. Dinâmica de gramíneas em uma área de caatinga de Pernambuco-Brasil, in: Moura, A.N., Araújo, E.L., Albuquerque, U.P., (Orgs.), Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos. *Comunigraf/Nuppea*, Recife, pp. 105-129.
- Silva, M.C.N.A., Rodal, M.J.N., 2009. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil *Acta Botanica Brasilica* 23, 1040-1047.

- Souza, J.T. 2010. Chuva de sementes em área abandonada após cultivo próximo ao fragmento preservado de caatinga em Pernambuco, Brasil. Dissertação. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Uhl, C., Buschbacher, R., Serrao, E.A.S., 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76, 663–681.
- van Breugel, M., Martinez-Ramos, M. Bongers, F., 2006. Community dynamics during early succession in Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 22, 663-674.
- van der Pijl, L., 1982. Principles of dispersal in higher plants. New York, Springer-Verlag.
- Weltzin, J.F., Loik, M.E., Schwinning, S., Williams, D.G., Fay, P.A., Haddad, B.M., Harte, J., Huxman, T.E., Knapp, A.K., Lin, G., Pockman, W.T., Shaw, M.R., Small, E.E., Smith, M.D., Smith, S.D., Tissue, D.T., Zak, J.C., 2003. Assessing the response of terrestrial ecosystems to potential changes in precipitation. *BioScience* 53, 941-952.
- Wijdeven, S.M.S., Kuzee, M.E., 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8, 414-424.
- Wunderle Jr., M.J., 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management* 99, 223-235.
- Yamamoto, L.F., Kinoshita, L.S., Martins, F.R., 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21, 553-573.
- Zanne, A.E., Chapman, C.A., 2001. Expediting and isolation from seed sources in plantations. *Ecological Applications* 11, 1610-1621.
- Zar, J H., 1999. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Zimmerman, J. K., Pascarella, J.B., Aide, T.M., 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8, 350-360.

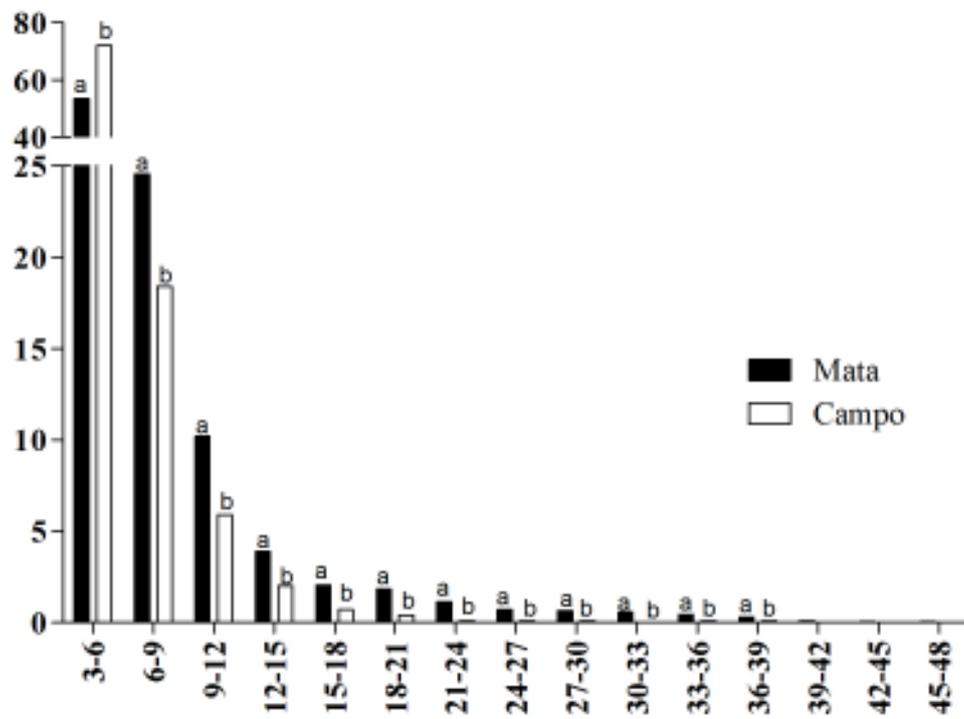


Fig. 1. Distribuição de indivíduos em classes de diâmetro na mata preservada e no campo em regeneração em Pernambuco, Brasil (Colunas com letras diferentes na mesma classe de diâmetro diferiram pelo teste Qui-quadrado de Pearson com $p < 0,05$).

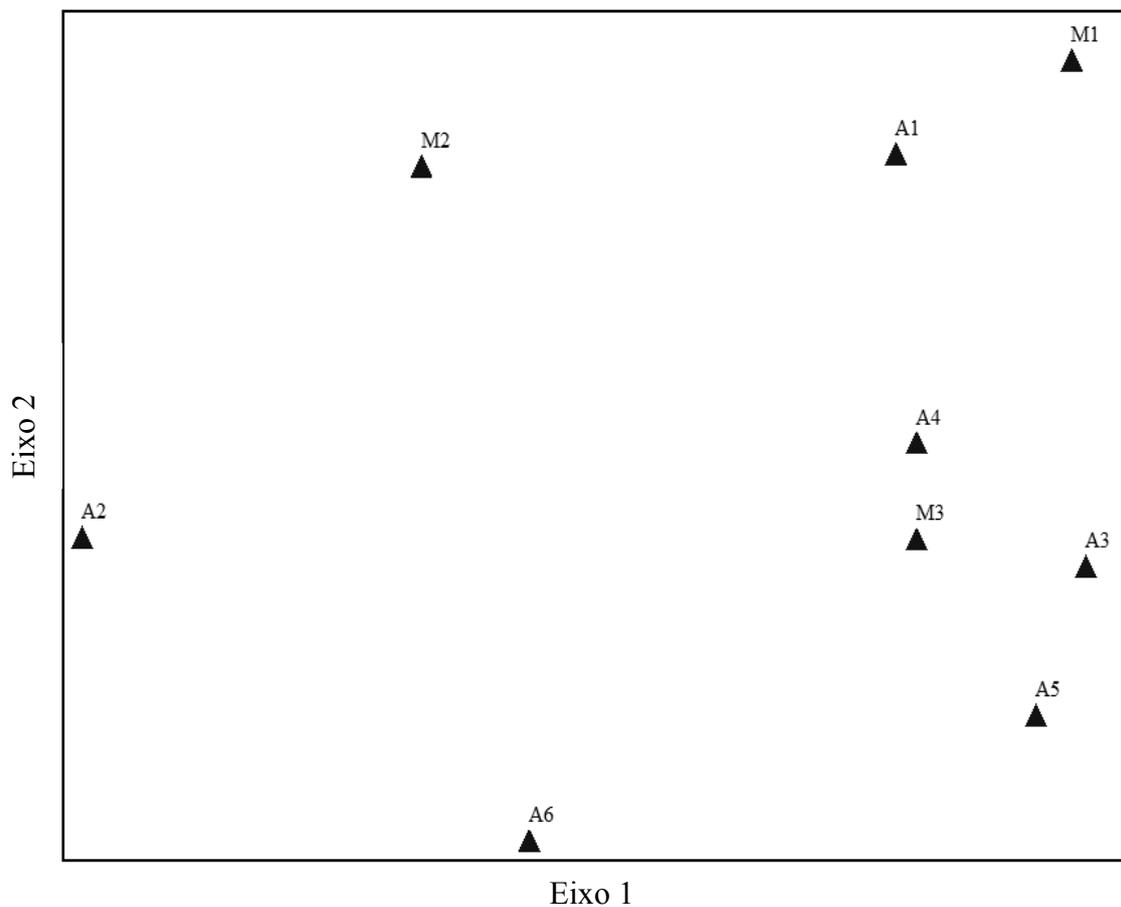


Fig. 2. Ordenação de NMDS com áreas desde 16 anos de abandono até florestas tropicais secas maduras da região Nordeste do Brasil [A1 = 16 anos de abandono/ 700 mm – Este estudo; A2 = 30/381 (Andrade et al., 2005); A3 = 30/1000 (Andrade et al., 2007); A4 = 16/700 (Pereira et al., 2003); A5 = 30/700 (Pereira et al., 2003); A6 = 20/700 (Pereira et al., 2003); M1 = 50/700 (Alcoforado-Filho et al., 2003); M2 = 50/381 (Andrade et al., 2005); M3 = 50/700 (Pereira et al., 2003)].

Tabela 1. Comparação dos parâmetros estruturais entre o campo e a mata preservada (Alcoforado-Filho et al., 2003) em Caruaru, Pernambuco, Brasil (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$).

Parâmetros	Campo	Mata preservada	χ^2
Densidade total (ind. ha ⁻¹)	3535	3810	10,30**
Área basal total (m ² ha ⁻¹)	11,27	24,92	5,15*
Diâmetro médio (cm)	5,5	7,2	0,23
Diâmetro máximo (cm)	40,07	47	0,55
Altura média (m)	3,52	4,7	0,17
Altura máxima (m)	14,8	19	0,52
Número de espécies	35	54	4,06*
Número de famílias	18	23	0,61
Índice de diversidade (nats inds. ⁻¹)	2,35	3,09	0,10

Tabela 2. Parâmetros estruturais de famílias e espécies inventariadas no campo em regeneração e na mata preservada (Alcoforado-Filho et al., 2003) em Caruaru, no estado de Pernambuco, Brasil. (DA = densidade absoluta (ind ha⁻¹); AB = área basal (m² ha⁻¹); VI = Valor de Importância (%); * = espécie anemocórica; ● = espécie autocórica; ∞ = espécie zoocórica).

Família/ Espécie	Mata			Campo		
	DA	AB	VI	DA	AB	VI
Anacardiaceae	145,0	3,1851	10,86	142	0,6909	6,40
<i>Anacardium occidentale</i> L. ∞	-	-	-	1	0,0336	0,14
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão*	60	0,5512	2,66	44	0,2596	2,26
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.*	85	2,6339	7,84	97	0,3977	3,99
Bombacaceae	6,67	0,1037	0,69	1	0,0023	0,06
<i>Chorisia glaziovii</i> (Kuntze) E. Santos ●	6,67	0,1037	0,55	-	-	-
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) A. Robyns*	-	-	-	1	0,0023	0,05
Boraginaceae	85	0,1415	2,75	331	0,4240	6,21
<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult. ∞	-	-	-	1	0,0016	0,05
<i>Cordia globosa</i> (Jacq.) Kunth ∞	8,33	0,0134	0,23	-	-	-
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.*	-	-	-	330	0,4224	5,86
<i>Cordia</i> sp.	53,33	0,1137	1,24	-	-	-
<i>Tournefortia rubicunda</i> Salzm. ex DC. ∞	23,33	0,0144	0,75	-	-	-
Burseraceae	58,33	0,8791	4,17	11	0,0927	0,82
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett ∞	58,33	0,8791	3,57	11	0,0927	0,74
Cactaceae	133,33	0,7677	5,77	14	0,1931	0,97
<i>Cereus jamacaru</i> DC. ∞	41,67	0,1548	1,74	8	0,1471	0,65
<i>Opuntia brasiliensis</i> (Willd.) Haw. ∞	10,00	0,0766	0,45	-	-	-
<i>Pilosocereus pachycladus</i> F. Ritter ∞	81,67	0,5363	3,46	6	0,0460	0,30

Cont. Tabela 1

Família/ Espécie	Mata			Campo		
	DA	AB	VI	DA	AB	VI
Caesalpiniaceae	921,67	3,1065	17,90	217	0,5359	6,87
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud. ●	408,33	0,6893	6,60	10	0,0202	0,37
<i>Caesalpinia leiostachya</i> (Benth.) Ducke ●	1,67	0,0380	0,16	-	-	-
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz ●	513,33	2,3792	11,67	178	0,3897	5,30
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H.S. Irwin & Barneby ●	-	-	-	29	0,1259	0,86
Capparaceae	88,33	0,1787	2,47	45	0,0948	1,93
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L. ∞	61,67	0,1364	1,62	37	0,0608	1,42
<i>Capparis jacobinae</i> Moric. ex Eichler ∞	26,67	0,0423	0,72	8	0,0339	0,35
Celastraceae	6,67	0,0100	0,28	-	-	-
<i>Maytenus rigida</i> Mart. ∞	6,67	0,0100	0,21	-	-	-
Clusiaceae	18,33	0,2523	0,92	-	-	-
<i>Clusia paralicola</i> G. Mariz ∞	18,33	0,2523	0,85	-	-	-
Erythroxylaceae	6,67	0,0102	0,18	-	-	-
<i>Erythroxylum subrotundum</i> A. St.-Hil. ∞	3,33	0,0070	0,11	-	-	-
<i>Erythroxylum</i> sp.	3,33	0,0032	0,1	-	-	-
Euphorbiaceae	605	1,7884	12,17	1419	3,4243	29,76
<i>Acalypha multicaulis</i> Müll. Arg. ●	3,33	0,0017	0,16	-	-	-
<i>Cnidoscolus urens</i> (L.) Arthur ●	3,33	0,0020	0,1	-	-	-
<i>Croton blanchetianus</i> Baill. ●	130	0,2705	2,26	1349	3,2948	26,65
<i>Croton conduplicatus</i> Kunth ●	1,67	0,0007	0,08	-	-	-
<i>Croton micans</i> Sw. ●	45	0,0593	0,72	-	-	-
<i>Croton rhamnifolius</i> Willd. ●	-	-	-	57	0,0803	2,03
<i>Croton</i> sp.	5	0,0067	0,25	-	-	-
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill. ●	16,67	0,0185	0,57	8	0,0274	0,37
<i>Manihot dichotoma</i> Ule ●	23,33	0,1185	1,11	-	-	-
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl. ●	315,00	0,5695	5,32	-	-	-

Cont. Tabela 1

Família/ Espécie	Mata			Campo		
	DA	AB	VI	DA	AB	VI
<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll. Arg.) Huber ●	61,67	0,7410	3,23	2	0,0105	0,12
<i>Sebastiania jacobinensis</i> (Müll. Arg.) Müll. Arg. ●	-	-	-	3	0,0113	0,17
Fabaceae	-	-	-	275	0,4952	4,80
<i>Lonchocarpus laticiferus</i> M.J. Silva & A. M. G. Azevedo ●	-	-	-	255	0,4694	4,26
Fabaceae 1	-	-	-	20	0,0258	0,44
Flacourtiaceae	5,0	0,0045	0,15	-	-	-
<i>Casearia</i> sp.	5,0	0,0045	0,12	-	-	-
Malpighiaceae	176,67	0,1927	4,27	13	0,0270	0,64
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.*	176,67	0,1927	3,46	13	0,0270	0,56
Meliaceae	1,67	0,0804	0,22	1	0,0052	0,07
<i>Cedrela odorata</i> L.*	1,67	0,0804	0,26	-	-	-
Meliaceae 1	-	-	-	1	0,0052	0,06
Mimosaceae	623,33	2,6969	14,55	659	4,0111	25,51
<i>Acacia glomerata</i> Benth. ●	11,67	0,0408	0,39	-	-	-
<i>Acacia paniculata</i> Willd. ●	28,33	0,0328	0,97	204	0,5326	6,04
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan ●	81,67	1,3312	4,78	75	1,8843	7,60
<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir. ●	233,33	0,3981	4,61	132	0,6016	5,82
<i>Mimosa</i> sp.	5,0	0,0271	0,23	-	-	-
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke ●	136,67	0,3711	3,57	247	0,9873	8,97
<i>Pithecellobium parviflorum</i> Pittier ●	125,00	0,4958	3,49	-	-	-
Mimosaceae 1	-	-	-	1	0,0054	0,06
Morto	61,67	0,2264	2,64	229	0,6904	8,89
Morto	61,67	0,2264	2,08	229	0,6904	8,03
Myrtaceae	268,33	0,5652	6,43	15	0,0204	0,42
<i>Eugenia uvalha</i> Cambess. ∞	233,33	0,4909	4,73	15	0,0204	0,38
<i>Eugenia</i> sp.1	1,67	0,0049	0,09	-	-	-

Cont. Tabela 1

Família/ Espécie	Mata			Campo		
	DA	AB	VI	DA	AB	VI
<i>Eugenia</i> sp.2	38,33	0,0694	1,01	-	-	-
Nyctaginaceae	18,33	0,0341	1,03	74	0,1604	2,44
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan ●	18,33	0,0341	0,75	74	0,1604	2,21
Rhamnaceae	3,33	0,0156	0,26	4	0,0292	0,21
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart, ∞	3,33	0,0156	0,19	4	0,0292	0,20
Rubiaceae	13,33	0,0393	0,90	2	0,0153	0,11
<i>Alseis floribunda</i> Schott*	3,33	0,0035	0,17	-	-	-
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.*	8,33	0,0338	0,41	2	0,0153	0,10
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC. ∞	1,67	0,0020	0,08	-	-	-
Sapindaceae	8,33	0,0165	0,61	1	0,0048	0,07
<i>Allophylus quercifolius</i> Radlk. ∞	8,33	0,0165	0,43	1	0,0048	0,06
Solanaceae	498,33	0,4901	8,25	-	-	-
<i>Solanum</i> sp.1	486,67	0,4789	7,13	-	-	-
<i>Solanum</i> sp.2	11,67	0,0112	0,39	-	-	-
Sterculiaceae	11,67	0,0659	0,55	-	-	-
<i>Helicteres macropetala</i> A. St.-Hil. ●	11,67	0,0659	0,44	-	-	-
Verbenaceae	33,3	0,0325	1,36	82	0,3623	3,81
<i>Lantana camara</i> L. ∞	15,0	0,0182	0,49	27	0,2260	1,46
<i>Lippia</i> sp. ●	18,33	0,0143	0,71	55	0,1363	2,07
Não identificada	11,67	0,0642	0,60	-	-	-
Não identificada 1	5,0	0,0087	0,26	-	-	-
Não identificada 2	11,67	0,0555	0,42	-	-	-

Tabela 3. Valores do Qui-quadrado de Pearson para as espécies em comum à mata e ao campo que apresentaram diferenças significativas na densidade de indivíduos (* = $p < 0,01$; ** = $p < 0,05$).

Espécie	Qui-quadrado
<i>Maior densidade na mata</i>	
<i>Allophylus quercifolius</i>	5,76**
<i>Bauhinia cheilantha</i>	379,29*
<i>Capparis flexuosa</i>	6,17**
<i>Capparis jacobinae</i>	10,05*
<i>Cereus jamacaru</i>	22,82*
<i>Commiphora leptophloeos</i>	32,31*
<i>Eugenia uvalha</i>	182,11*
<i>Mimosa arenosa</i>	28,11*
<i>Sapium lanceolatum</i>	55,92*
<i>Pilosocereus pachycladus</i>	65,31*
<i>Poincianella pyramidalis</i>	162,65*
<i>Ptilochaeta bahiensis</i>	141,23*
<i>Maior densidade no campo</i>	
<i>Acacia paniculata</i>	132,83*
<i>Croton blanchetianus</i>	1004,71*
<i>Guapira laxa</i>	33,57*
<i>Lippia</i> sp.	18,34*
<i>Piptadenia stipulacea</i>	31,73*

Tabela 4. Parâmetros estruturais de comunidades com diferentes tempos de abandono e suas respectivas precipitações médias anuais da região Nordeste do Brasil. (EA = Esforço amostral (ha); L = Legenda dos levantamentos utilizados na Fig. 2; TA = Tempo de abandono (anos); PA = Precipitação média anual (mm ano⁻¹); DT = Densidade total (ind. ha⁻¹); AB = Área basal (m² ha⁻¹); R = Riqueza de espécies.)

Levantamentos	Local	L	EA	TA	PA	DT	AB	R
<i>Áreas antropizadas</i>								
Este estudo	Caruaru (PE)	A1	1	16	700	3535	11,27	35
Andrade et al., 2005	São João do Cariri (PB)	A2	0,24	30	381	1471	7,491	6
Andrade et al., 2007	Pocinhos (PB)	A3	0,4	30	1000	3922	23,85	37
Pereira et al., 2003	Areia (PB)	A4	0,2	16	700	2780	26,8	36
Pereira et al., 2003	Areia (PB)	A5	0,2	30	700	2780	18,6	25
Pereira et al., 2003	Areia (PB)	A6	0,2	20	700	2115	7,8	11
<i>Florestas maduras</i>								
Alcoforado-Filho et al., 2003	Caruaru (PE)	M1	0,6	50	700	3810	24,92	54
Andrade et al., 2005	São João do Cariri (PB)	M2	0,24	50	381	2358	30,087	14
Pereira et al., 2003	Areia (PB)	M3	0,6	50	700	3253	34,8	53

Capítulo 2

**EFEITO DA DISTÂNCIA DE FRAGMENTO
PRESERVADO NA REGENERAÇÃO NATURAL DE UM CAMPO
DE AGRICULTURA ABANDONADO NA REGIÃO SEMIÁRIDA
DO BRASIL**

Artigo a ser enviado a Restoration Ecology

Efeito da distância de um fragmento preservado na regeneração de uma área de campo de agricultura abandonada na região semiárida do Brasil

Clarissa Gomes Reis Lopes^{1,2}, Elcida de Lima Araújo³, Elba Maria Nogueira Ferraz⁴, Cibele Cardoso de Castro³

Resumo – Fragmentos preservados de vegetação funcionam como bancos de germoplasma que possibilitam a recuperação de áreas antropizadas. O efeito da distância de um fragmento na recuperação de um campo de cultivo abandonado há 16 anos foi avaliado em uma área de floresta seca no semiárido do Brasil. Foram alocados sete transectos de 240 m, distantes 3 m, com 12 parcelas contíguas de 5 X 20 m cada, que representaram 12 faixas de distância. Em cada parcela, todos os indivíduos vivos com diâmetro do caule ao nível do solo maior ou igual a 3 cm foram medidos quanto a altura e diâmetro. O número de indivíduos, a altura média e o diâmetro máximo dos indivíduos não tiveram relação com o aumento da distância da mata, mas o índice de diversidade e equitabilidade diminuíram com o aumento da distância da mata. Além disso, houve uma tendência da composição de espécies das parcelas mais iniciais diferirem das mais distantes. Desta forma, o fragmento preservado tem um papel importante na regeneração de áreas antropizadas, principalmente nos estádios mais iniciais de sucessão e que possivelmente, com um tempo maior de abandono seja mais difícil de detectar a importância do fragmento florestal para alguns parâmetros, como riqueza de espécies.

Palavras-chave: Regeneração natural, sucessão, estrutura de populações, síndromes de dispersão, caatinga

¹ Universidade Federal do Piauí - *Campus* Amílcar Ferreira Sobral. BR 343, Km 3,5 Bairro Meladão - Floriano – PI - 64800-000 (claris-lobes@hotmail.com).

² Endereço para correspondência para C. G. R. Lopes, email: claris-lobes@hotmail.com

³ Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife-PE. CEP: 52.171-900.

⁴ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco (IF-PE). Av. Professor Luiz Freire, 500, Cidade Universitária, Recife-PE. CEP: 50.740-540.

Introdução

As florestas tropicais secas são intensamente utilizadas em atividades agropecuárias, sendo consideradas como ecossistemas ameaçados (JANZEN, 1997). Miles et al. (2006) estimaram que a vegetação remanescente de florestas secas nos trópicos varia de 16% no Sul e Sudeste da Ásia a mais de 40% na América Latina, e que 97% das mesmas estão expostas a algum tipo de ameaça. Diante deste cenário, é importante o desenvolvimento de pesquisas voltadas para compreender e para tentar acelerar o processo de regeneração destas áreas modificadas pelo homem.

Um dos fatores mais limitantes a regeneração destas áreas é a disponibilidade de sementes (Wijdeven e Kuzee 2000; Cubiña e Aide 2001). O fragmento florestal pode ter um papel importante na sucessão destas áreas, pois pode atuar como fonte de propágulos e acelerar o processo de sucessão florestal. Logo, quanto mais próximo de um fragmento florestal, maior poderá ser a riqueza de espécies e a densidade na área em regeneração (Mesquita et al. 2001). Atualmente, muitos destes habitats apresentam-se bastante modificados e alguns abandonados após uso intensivo. O entorno destes ambientes modificados é diversificado e alguns deles são próximos a fragmentos de matas nativas.

Em ambientes úmidos existem divergências na literatura sobre como a distância da matriz florestal influencia os processos ecológicos que possibilitam a regeneração de áreas modificadas. Alguns autores verificaram relações negativas entre chuva de sementes, riqueza de espécies, densidade de sementes no banco do solo e regeneração e o aumento da distância da matriz florestal (Aide & Cavelier 1994; Thomlinson et al. 1996; Duncan & Duncan 2000; Cubiña & Aide 2001; Mesquita et al. 2001; Rodrigues et al. 2004; Muñoz-Castro et al. 2006). Outros, no entanto, não registraram efeitos da distância (Guevara et al. 1986; Holl & Lulow 1997; Duncan & Chapman 1999).

Contudo, poucos estudos analisando o efeito da distância de fragmentos florestais foram desenvolvidos em florestas secas, bem como estudos voltados para

descrever a restauração ecológica nesses ambientes (Meli 2003). As florestas secas são bastante distintas das florestas úmidas em relação a sua florística, processos ecológicos e fisionomia (Frankie et al. 1974; Murphy & Lugo 1986; Gentry 1995; Vicente et al. 2003; Lopes et al. 2008). Então, possivelmente o processo regenerativo pode ser diferente em florestas secas, sendo importante mais pesquisa nesse tipo florestal.

A região semiárida do Nordeste do Brasil era primitivamente ocupada por floresta seca, conhecida localmente como caatinga. A caatinga tem sido bastante modificada pela ação antrópica, estimando-se que até 45% pode estar alterada (IBAMA 2011), uma situação que resultou no reconhecimento da caatinga como um dos “Earth’s last wild place” (Gil, 2002). Em muitas áreas, estas atividades são interrompidas e a vegetação regenera-se naturalmente, inexistindo registros de como esta regeneração seja influenciada por remanescentes de vegetação natural no entorno destas áreas.

Deste modo, este trabalho propõe avaliar o efeito da distância de um fragmento de vegetação de caatinga na regeneração de um campo de agricultura abandonado. Especificamente, objetiva-se responder se à medida que aumenta a distância do fragmento existe: 1. diferença na riqueza e diversidade de espécies da comunidade; 2. diferença na riqueza de espécies dentro de cada síndrome de dispersão; e 3. diferença na fisionomia da comunidade e na estrutura das populações.

Material e método

Área de estudo e histórico de uso

O estudo foi realizado na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, em Caruaru, PE (8°14'18"S e 35°55'20"W, 535 m de altitude). O clima é semiárido do tipo Bsh de Köppen (Köppen 1948), com precipitação média anual de 710 mm, concentrada entre março e agosto, e temperaturas mínima e máxima absolutas de 11° e 38 °C, respectivamente.

Na Estação, há um fragmento de vegetação nativa de 20 ha, preservada há pelo menos 50 anos, não sendo permitido o corte de árvores ou acesso de gado para pastoreio (Alcoforado-Filho et al. 2003). O fragmento é bastante isolado de outros fragmentos de vegetação de caatinga e está circundado por áreas de cultivo de

diferentes variedades de palma. A vegetação do fragmento tem sido estudada quanto a: florística (Araújo et al. 2005b), fitossociologia (Alcoforado-Filho et al. 2003; Reis et al. 2006), dinâmica das populações (Araújo et al. 2005a; Andrade et al. 2007; Lima et al. 2007; Santos et al. 2007; Silva et al. 2008) e características ecofisiológicas (Araújo 2005; Araújo et al. 2008a, b).

Em 1994, um trecho com cerca de 3 ha do fragmento preservado foi cortado e plantado com palma gigante (*Opuntia ficus-indica* Mill.), sem o uso de fertilizantes e pesticidas e de fogo. Logo após o plantio, o cultivo foi abandonado e a vegetação vem se regenerando, sem novas intervenções antrópicas. No início do estudo, em 2008, o campo abandonado apresentava alguns poucos indivíduos lenhosos adultos reprodutivos, mas a fisionomia era ainda de uma área em fase inicial de sucessão.

A vegetação lenhosa da caatinga preservada apresenta predomínio de espécies das famílias Leguminosae e Euphorbiaceae (Alcoforado-Filho et al. 2003) e a vegetação herbácea apresenta predomínio das famílias Malvaceae, Poaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae e Convolvulaceae (Araújo et al. 2005a; Reis et al. 2006). Doravante, para simplificar, a área de cultivo abandonado e em regeneração natural será chamada de campo e o fragmento de vegetação de caatinga preservada será chamado de mata.

Coleta e análise dos dados

No campo foram alocados sete transectos perpendiculares à mata, com 240 m de comprimento e distantes um do seguinte de 3 m. Em cada transecto, foram plotadas 12 parcelas contíguas de 5 X 20 m cada. As sete parcelas de igual distância do fragmento foram consideradas como uma faixa, de modo que a amostragem foi dividida em 12 faixas, cada uma com 20 m de largura.

Nas parcelas, todos os indivíduos com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) maior ou igual a 3 cm foram plaquetados e tiveram seus dados de altura e diâmetro anotados. As mensurações de perímetro foram realizadas com fita métrica e a altura foi estimada, com auxílio de uma vara graduada. De fevereiro de 2008 a maio de 2009, foram realizadas viagens mensais à área de estudo para coleta de material reprodutivo das espécies que nas amostragens anteriores encontravam-se na fase vegetativa.

O material botânico foi herborizado, segundo técnicas usuais de preparação, secagem e montagem de exsiccatas (Mori et al. 1989). A identificação taxonômica foi realizada por comparações com exsiccatas depositadas nos herbários Prof. Vasconcelos Sobrinho (PEUFR) e Dárdano de Andrade Lima (IPA) e com o auxílio de chaves taxonômicas e literatura específica, adotando-se o sistema de classificação de Cronquist (1981). Exsiccatas das espécies com identificação problemática ou duvidosa foram enviadas para especialistas. Com base na literatura e nas características morfológicas dos diásporos, as espécies foram classificadas quanto ao tipo de dispersão das sementes (van der Pijl 1982; Griz & Machado 2001; Maia 2004; Yamamoto et al. 2007).

Para caracterizar a vegetação que vem se regenerando no campo foram calculados os parâmetros fitossociológicos: densidade de indivíduos, área basal, altura e diâmetros médios e máximos, índice de Shannon, equitabilidade e índice do valor de importância ecológica (Pielou 1977; Magurran 1988; Martins 1991; Araújo & Ferraz 2008). Os cálculos foram realizados usando o pacote FITOPAC (Shepherd 1995).

Utilizou-se a técnica de rarefação para estimar a riqueza de espécies de cada faixa de distância, usando o programa EstimateS (Colwell 2007). Os dados foram aleatorizados 100 vezes e a riqueza de espécies foi estimada adotando-se o índice de Abundance-Based Coverage (ACE; Chao et al. 2005). Para verificar se a riqueza estimada tinha relação com as faixas de distâncias, utilizou-se o teste de Regressão Linear Simples (Zar 1999). Para detectar se havia diferenças na composição de espécies nas faixas utilizou-se o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) e uma análise de similaridade (ANOSIM) com permutação da densidade das plantas e composição de espécies por parcelas e faixa de distância. No teste ANOSIM foi utilizado o índice de similaridade Bray-Curtis e foram feitas 999 permutações. As análises de NMDS e ANOSIM feitas com o programa Primer-E, versão 5 (Clarke & Warwick 1994).

Para verificar se os parâmetros estruturais da vegetação e das populações tinham relação com as faixas de distância foi realizado primeiramente um teste de Autocorrelação de Durbin-Watson para testar a dependência entre os dados, o teste de normalidade de Lilliefors e verificado a homogeneidade dos dados. Como houve

presença de autocorrelação positiva nos resíduos, a dependência foi confirmada. Uma das medidas corretivas deste problema é a transformação de Prais-Winsten, que possibilita realizar inferências estatísticas sobre as variáveis em estudo de forma eficiente e não viesada (Gujarati, 2000). Os dados foram transformados e então o teste de Regressão Linear Simples foi realizado.

Independente da distância da mata, diferenças no número de espécies e densidade das populações anemocóricas, zoocóricas e autocóricas, presentes no campo, foram avaliadas pelo teste Kruskal-Wallis, com teste *a posteriori* de Dunn (Zar 1999). Para verificar se o número de espécies para cada síndrome de dispersão variava em função da distância da mata, utilizou-se o teste de Regressão Linear Simples. Os testes de Regressão Linear Simples e o Kruskal-Wallis foram feitos no programa Biostat 5.0 (Ayres et al. 2007).

Resultados

Composição florística

Foram registradas 34 espécies no campo, pertencentes a 17 famílias (Tabela 1). A riqueza de espécies estimada não variou em função da distância da mata ($p > 0,05$), porém o índice de diversidade de Shannon e o índice de equitabilidade diminuíram com o aumento da distância do fragmento (Fig. 1).

As espécies foram separadas em quatro grupos com relação à ocorrência de indivíduos nas faixas de distância (Tabela 1): 1. as que ocorreram em todas as faixas de distâncias (*Acacia paniculata*, *Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus*, *Croton rhamnifolius*, *Mimosa arenosa* e *Piptadenia stipulacea*); 2. as que ocorreram apenas nas quatro primeiras faixas de distância (*Coutarea hexandra*, *Capparis jacobinae*, *Cordia curassavica* e *Ziziphus joazeiro*); 3. as que ocorreram apenas nas três últimas faixas de distância (*Pilosocereus gounellei*, *Cereus jamacaru* e Mimosaceae 1); e 4. as que tiveram ocorrência irregular entre as faixas de distância, (todas as demais 21 espécies). *Croton blanchetianus* e *Cordia trichotoma* formavam populações bastante numerosas nas faixas mais distantes da mata (Tabela 1).

A composição de espécies variou em função da distância da borda da floresta. Na análise de ordenação foi possível observar dois grupos: um formado pelas parcelas mais distantes (180 a 240 m) localizado a esquerda do eixo 1 e outro pelas

parcelas mais iniciais (20 a 60 m) localizado ao centro do eixo 1, as demais parcelas estiveram ampla distribuição no gráfico (Fig. 2). O NMDS apresentou um estresse bi-dimensional de 0,21. Esta variação na composição de espécies foi confirmada pelo ANOSIM ($R_{\text{global}} = 0,183$; $p = 0,001$). As comparações par a par mostraram que as primeiras parcelas são diferentes das últimas (Tabela 3).

Síndromes de dispersão

O campo abandonado apresentou maior riqueza de espécies autocóricas (Tabela 1) que anemocóricas ($Z = 4,0202$; $p < 0,05$) e zoocóricas ($Z = 4,3496$; $p < 0,05$). A riqueza de espécies anemocóricas diminuiu significativamente com a distância da mata ($y = -0,0079x + 4,1061$; $r^2 = 0,5118$; $p < 0,01$; Tabela 1). Não foram encontradas relações significativas entre distância da mata e riquezas de espécies zoocóricas e autocóricas.

Características fitossociológicas da comunidade e das populações

Não houve relação linear entre densidade, área basal, altura e diâmetro médios e máximos e a distância da mata ($p > 0,05$) (Tabela 2). Todavia, excluindo as duas espécies de maior densidade e que formavam populações bastante numerosas nas faixas mais distantes no campo abandonado (*C. blanchetianus* e *C. trichotoma*), constatou-se existir relação inversa entre as distâncias e o número de indivíduos ($y = -0,4088x + 163,21$; $r^2 = 0,55$; $p < 0,01$) e a área basal ($y = -0,0166x + 8,4548$; $r^2 = 0,43$; $p < 0,05$).

Das espécies que ocorreram em todas as faixas, apenas duas apresentaram relação significativa entre alguns dos parâmetros fitossociológicos e a distância da mata: *Croton blanchetianus* que apresentou aumento de densidade ($y = 7,3262x + 213,09$; $r^2 = 0,35$; $p < 0,05$; Tabela 1), área basal ($p < 0,05$; Fig. 2) e valor de importância ecológica ($p < 0,05$; Fig. 3) com maior distância da mata e *Mimosa arenosa* que apresentou redução de densidade populacional ($y = -0,7878x + 232,63$; $r^2 = 0,38$; $p < 0,05$; Tabela 1) com o aumento da distância da mata, mas não apresentou relação significativa para área basal e importância ecológica (Fig. 3).

Das espécies de ocorrência irregular nas faixas de distância, apenas *Schinopsis brasiliensis* ($y_{\text{densidade}} = -1,1702x + 256,31$; $r^2 = 0,77$; $p < 0,001$) e *Myracrodruon*

urundeuva ($y_{\text{densidade}} = -0,6146x + 123,31$; $r^2 = 0,67$; $p < 0,001$) apresentaram redução de densidade populacional (Tabela 1); de área basal ($p < 0,01$; Fig. 4) e de IVI ($p < 0,001$; Fig. 4) com o aumento da distância da mata.

Do grupo das espécies que só ocorreram até as quatro primeiras faixas (80 m de distância) ou do grupo das espécies que só ocorreram nas três últimas faixas de distância, apenas *Capparis jacobinae* estava presente em pelo menos duas faixas (Tabela 1), impossibilitando análise estatística da relação entre distância da mata e parâmetros fitossociológicos das populações. Todavia, foi possível observar que da primeira para a segunda faixa *C. jacobinae* teve pelo menos 37% de redução na densidade, área basal e valor de importância ecológica entre as duas primeiras faixas de distância nas quais se fez presente.

Discussão

Composição florística

Em ambientes tropicais úmidos, a manutenção de fragmentos vegetais favorece a regeneração de áreas antropizadas do entorno porque eles são fontes de propágulos (Aide & Cavelier 1994; Zimmerman et al. 2000; Cubiña & Aide 2001; Zanne & Chapman 2001; Hooper et al. 2004; Rodrigues et al. 2004; Cook et al. 2005). Nas áreas em regeneração, o tempo decorrido do abandono possibilita que as plantas cresçam e sirvam de poleiros para aves e morcegos que dispersam sementes (Guevara et al. 1986; Silva et al. 1996). Se o tempo é longo, o efeito da distância do fragmento diminui e, eventualmente, pode passar despercebido (Duncan & Chapman 1999; Zanne & Chapman 2001; Hooper et al. 2004). Isto deve ter ocorrido na área estudada, pois, depois de 16 anos de regeneração, algumas plantas já estavam estabelecidas e funcionava como poleiros para dispersores inclusive nas faixas mais distantes, o que com o tempo impossibilita visualizar a relação entre riqueza de espécies e distância da mata.

A diminuição da diversidade de espécies no campo com o aumento da distância da mata indica que embora não ocorra diferença na riqueza de espécies, o tamanho das populações difere com a distância. Isto foi claramente visto para espécies que formam populações numerosas nas faixas mais distantes da mata (por

exemplo, *Croton blanchetianus* e *Cordia trichotoma*), sugerindo que a recuperação da comunidade em áreas antropogenicamente alteradas em ambientes semiáridos é direcionada pela dinâmica de ocupação por um número pequeno de espécies com alta densidade.

As espécies que ocorrem em todas as faixas, possivelmente, podem ser consideradas como colonizadoras iniciais, pois, possuem boa capacidade de colonizar áreas antropizadas, portanto, podem ser indicadas em projetos de restauração de áreas antropizadas. Já, as espécies que ocorrem apenas nas faixas iniciais ou finais e aquelas que ocorrem de forma irregular nas faixas, possivelmente, não seriam prioritárias em projetos de restauração, pois seriam ou colonizadoras secundárias ou dependeriam de algum vetor para dispersão.

A diferença na composição de espécies indicada pelo ANOSIM e NMDS sugere que o estabelecimento das plantas no campo não é similar entre as faixas de distância. Possivelmente, depois de 16 anos de regeneração, a comunidade do campo pode ter acumulado diferentes estágios sucessionais, com os estágios mais avançados localizados mais próximos ao fragmento preservado e os mais iniciais nas faixas mais distantes. Nossos dados de diversidade reforçam esta idéia, uma vez que faixas mais próximas, apesar de apresentar diversidade menor que a floresta (3.09 nats.ind⁻¹, Alcoforado-Filho et al. 2003) tinham maior diversidade que as faixas mais distantes, indicando diferenças no estágio sucessional.

Síndromes de dispersão

A predominância de espécies autocóricas no campo pode ser justificada pelo fato da floresta ter elevada frequência de espécies com esta síndrome. Em todas as faixas predominou autocoria e alguns estudos em áreas de caatinga registram que, dependendo da localidade, pode ocorrer tanto proporcionalidade na riqueza de espécies entre as diferentes síndromes (Griz & Machado 2001) quanto desigualdade, e neste último caso, autocoria é mais comum que zoocoria e anemocoria (Barbosa et al. 2002).

Poucos estudos discutem o papel da distância de um fragmento preservado sobre a frequência de síndromes de dispersão na regeneração das áreas antropizadas. Em geral, eles mostram que as sementes anemocóricas costumam dominar em áreas

de pastos ou de agricultura abandonadas em ambientes úmidos (Zimmerman et al. 2000; Cubiña & Aide 2001; Bertoncini 2003; Barbosa 2004). Esperava-se que a anemocoria predominasse no campo estudado, pois em ambientes semiáridos a riqueza de espécies anemocóricas é elevada (Griz & Machado 2001; Vicente et al. 2003; Vieira & Scariot 2006) e ocorre caducifolia na estação seca, que favorece a circulação do vento (Frankie et al. 1974; Griz & Machado 2001; Araújo et al. 2008b). O resultado de nosso estudo mostrou que anemocoria além de não predominar diminui com a distância. O que poderia explicar tal fato não foi mensurado nesse estudo, mas é possível que as condições para o estabelecimento dessas espécies sejam mais favoráveis próximo a floresta.

Das oito espécies que ocorreram em uma única faixa (Tabela 1), seis foram zoocóricas, e entre elas estavam as duas espécies de Cactaceae, que só ocorreram nas faixas mais distantes do fragmento. Elas apresentam frutos com polpa avermelhada e com sementes pequenas, servindo frequentemente de alimento para pássaros e morcegos. Logo, depois de 16 anos, a dispersão de espécies zoocóricas ainda foi baixa, mesmo considerando que o campo não vem sofrendo novas intervenções antrópicas, e que está próximo a um fragmento de vegetação preservada.

Outro fator interessante é que das 16 espécies autocóricas, oito foram leguminosas encontradas na área. Algumas delas podem ter um papel importante no enriquecimento de nitrogênio do solo, pela fixação simbiótica, caso de *Mimosa arenosa*, *Piptadenia stipulacea* e *Anadenanthera colubrina* (Freitas et al. 2010), e dessa forma, podem influenciar na recuperação destes habitats.

Características fitossociológicas da comunidade e das populações

A ausência de diferença na estrutura da comunidade em função da distância floresta possivelmente seja explicada pelo baixo histórico de uso do campo, pois o mesmo foi abandonado logo após o cultivo sem novas intervenções antrópicas. Talvez, o baixo registro de perturbações no campo tenha favorecido a germinação e estabelecimento de espécies já presentes no banco do solo, o que depois de 16 anos tirou a evidência de existência de relação de dependência entre proximidade do fragmento e características estruturais da comunidade. No entanto, no nível de população as diferenças são ainda visualizadas para algumas populações, como foi o

caso de *S. brasiliensis* e *M. urundeuva* que formaram populações maiores nas proximidades do fragmento.

Croton blanchetianus formou populações bastante numerosas e dominou muitas parcelas, principalmente nas faixas mais distantes, o que indica que essa espécie apresenta estratégias de estabelecimento bastante eficiente em áreas antropizadas e pode ser indicada em projetos de restauração. Provavelmente, uma das características que contribuem para isso é a sua capacidade de reprodução por propagação vegetativa, o que aumenta sua velocidade de ocupação de espaços (Araújo et al. 2005a; Araújo et al. 2008a). A importância da propagação vegetativa para a regeneração de áreas antropizadas já vem sendo apontada em outros trabalhos (Cirne e Scarano 2001; Moola e Vasseur 2009).

De maneira geral, as variações entre as faixas de distâncias sugerem que a sucessão, nesta área com histórico de baixa pressão de uso e em ambiente semiárido, não segue um padrão determinístico porque ocorre de forma heterogênea, o que também foi observado em áreas de ambientes úmidos (Myster e Pickett 1992; Finegan 1996; Finegan 1996; Cook et al. 2005).

A fragmentação florestal é uma realidade crescente em todos os ecossistemas do mundo e o papel de fragmentos preservados na restauração florestal precisa ser investigado em áreas com outros históricos e intensidades de uso para permitir uma visão mais ampla sobre a importância da distância na resiliência dos habitats. Devido à diversificada importância econômica das plantas das áreas de caatinga e seu uso intenso por comunidades tradicionais (Monteiro et al. 2006; Lucena et al. 2007; Oliveira et al. 2007; Lucena et al. 2008; Ramos et al. 2008) e a necessidade de espaço para o estabelecimento de atividades econômicas, 45,39% desse tipo de vegetação já foi substituída por atividades agropastoris (IBAMA 2011). A vegetação da caatinga abriga diversas espécies endêmicas e as modificações de seus habitats comprometem a diversidade de animais silvestres e dependendo da atividade pode inclusive afetar a capacidade produtiva das terras. Apesar deste cenário, apenas 6,4% dos habitats de caatinga (Silva et al. 2004) encontram-se protegidos em áreas de conservação, sendo importante o desenvolvimento de políticas públicas direcionadas a preservação e a compreensão da restauração florestal.

Implicações para prática

- A manutenção de fragmentos florestais próximo a áreas modificadas favorece a diversidade de espécies, e tal prática deve ser incentivada em áreas semiáridas;
- A recuperação da comunidade em áreas antropizadas das áreas analisadas parece avançar dirigida pela dinâmica de ocupação dos espaços de um baixo número de espécies.
- As espécies presentes em todas as faixas no campo podem ser indicadas para uso em projetos para restauração de áreas, especialmente *Croton blanchetianus* e *Cordia trichotoma* que formavam populações abundantes em faixas distantes da mata, sugerindo que sejam colonizadoras iniciais no processo sucessional.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro do projeto (processo 411805/2007-6) e pela bolsa de produtividade em pesquisa da segunda autora; a CAPES pela concessão de bolsa da primeira autora; a estação da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA e à Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo apoio logístico e a Kleber Andrade da Silva, Elifábia Neves de Lima, Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos, Danielle Melo dos Santos e Jefferson Thiago Souza pela ajuda na coleta dos dados.

Referências bibliográficas

- Aide, T. M., e J. CAVELIER. 1994. Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* **2**:219-229.
- Alcoforado-Filho, F. G., E. V. S. B. Sampaio, e M. J. N. Rodal. 2003. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifolia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. *Acta Botanica Brasilica* **17**:287-303.
- Andrade, J. R., J. M. F. F. Santos, E. N. Lima, C. G. R. Lopes, K. A. Silva, e E. L. Araújo. 2007. Estudo populacional de *Panicum trichoides* Swart. (Poaceae) em uma área de caatinga em Caruaru, Pernambuco. *Revista Brasileira de Biociências* **5**:858-860.

- Araújo, E. L. 2005. Estresses abióticos e bióticos como forças modeladoras da dinâmica de populações vegetais da caatinga. Páginas50-64 in R. J. M. C. Nogueira, E. L. Araújo, L. G. Willadino, e U. M. T. Cavalcante, organizadores. Estresses ambientais: danos ou benefícios em plantas. MXM Gráfica e Editora, Recife.
- Araújo, E. L., and E. M. N. Ferraz. 2008. Análise da vegetação: amostragem, índices de diversidade e utilidades na etnobotânica. Páginas161-198 in U. P. Albuquerque, R. F. P. Lucena, L. V. F. C. Cunha, organizadores. Métodos e técnicas na pesquisa etnobotânica. 2ª Ed. Editora Comunigraf, Recife.
- Araújo, E. L., F. R. Martins, and F. A. M. Santos. 2005a. Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in northeastern Brazil. Páginas76-91 in R. J. M. C. Nogueira, E. L. Araújo, L. G. Willadino, and U. M. T. Cavalcante, organizadores. Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas. MXM Gráfica e Editora, Recife.
- Araújo, E. L., K. A. Silva, E. M. N. Ferraz, E. V. S. B. Sampaio, and S. I. Silva. 2005b. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru-PE. *Acta Botanica Brasilica* **19**:282-297.
- Araújo, E. L., F. R. Martins, e F. A. M. Santos. 2008a. Ontogenia e variações alométricas na relação comprimento-diâmetro do caule em plantas da caatinga. Páginas81-104. in A. N. Moura, E. L. Araújo, U. P. Albuquerque, organizadores. Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos. Comunigraf/Nupea, Recife.
- Araújo, E. L., R. J. M. C. Nogueira, S. I. Silva, K. A. Silva, A. V. C. Santos, e G. A. Santiago. 2008b. Ecofisiologia de plantas da caatinga e implicações na dinâmica das populações e do ecossistema. Páginas329-361. in A. N. Moura, E. L. Araújo, U. P. Albuquerque, organizadores. Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos. Comunigraf/Nupea, Recife.
- Ayres, M., M. Ayres Júnior, D. L. Ayres, e A. A. Santos. 2007. Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. ONG Mamirauá, Belém.

- Barbosa, K. C. 2004. Chuva de sementes em uma área em processo de restauração vegetal em Santa Cruz das Palmeiras (SP). Dissertação. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro.
- Barbosa, D. C. A., P. G. G. Silva, e M. C. A. Barbosa. 2002. Tipos de frutos e síndromes de dispersão de espécies lenhosas da caatinga de Pernambuco. Páginas 609-621 in M. Tabarelli, J. M. Silva, editores. Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco. v. 2. SECTMA e Editora Massagana, Recife.
- Bertoncini, A.P. 2003. Estrutura e dinâmica de uma área perturbada na terra indígena Araribá, Avaí (SP): Implicações para o manejo e a restauração florestal. Tese. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Chao, A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell, e T. J. Shen. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* **8**:148-159.
- Cirne, P., e F. R. Scarano. 2001. Resprouting and growth dynamics after fire of the clonal shrub *Andira legalis* (Leguminosae) in a sandy coastal plain in southeastern Brazil. *Journal of Ecology* **89**:351-357.
- Clarke, K. R., e R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Colwell, R. K. 2007. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.00. Available at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Cook, W. M., J. Yao, B. L. Foster, R. D. Holt, e L. B. Patrick, 2005. Secondary succession in experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology* **86**:1267-1279.
- Cronquist, A. 1981. An integrated system of classification of flowering plants. Columbia University Press, New York.
- Cubiña, A., e T. M. Aide. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil bank in a tropical pasture. *Biotropica* **33**: 260-267.
- Duncan, R. S., and C. A. Chapman. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* **9**:998-1008.

- Duncan, R. S., e V. E. Duncan. 2000. Forest succession and distance from forest edge in an Afro-tropical grassland. *Biotropica* **32**:33-41.
- Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* **11**:119-124.
- Frankie, G. W., H. G. Baker, e P. A. Opler. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in lowlands of Costa-Rica. *Journal of Ecology* **62**:881-919.
- Freitas, A. D. S., E. V. S. B. Sampaio, C. E. R. S. Santos, e A. R. Fernandes. 2010. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid caatinga. *Journal of Arid Environments* **74**: 344–349.
- Gentry, A. H. 1995. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. Páginas146-194 in S. H. Bullock, H. A. Mooney, E. Medina, editores. *Seasonally dry tropical forests*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gil, P. R. 2002. *Wilderness – Earth’s last wild places*. CEMEX, Mexico.
- Griz, I. M. S., e I. C. S. Machado. 2001. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* **17**:303-321.
- Guevara, S., S. E. Purata, e E. V. D. Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. *Vegetatio* **66**:77-84.
- Gujarati, D. N. 2000. *Econometria Básica*. 3ª ed. Pearson Makron, São Paulo.
- Holl, K. D., e M. E. Lulow. 1997. Effects of species, habitat, and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rain forest. *Biotropica* **29**:459-468.
- Hooper, E. R., P. Legendre, e R. Condit. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* **85**:3313-3326.
- IBAMA, Monitoramento da Caatinga. Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite - PMDBBS, Brasília, DF, jan 2011. Disponível em: <<http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/caatinga/caatinga.htm>> Acesso em 30 jan 2011

- Janzen, D. H. 1997. Florestas tropicais secas – O mais ameaçado dos grandes ecossistemas tropicais. Páginas 166-176 in E. O. Wilson, organizador. Biodiversidade. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Köppen, W. 1948. Climatología: un estudio de los climas de la Tierra. Fondo de Cultura Economica, Mexico.
- Lima, E. N., E. L. Araújo, E. M. N. Ferraz, E. V. S. B. Sampaio, K. A. Silva, e R. M. M. Pimentel. 2007. Fenologia e dinâmica de duas populações herbáceas da caatinga. *Revista de Geografia* **24**:124-141.
- Lopes, C. G. R., E. M. N. Ferraz, e E. L. Araújo. 2008. Physiognomic-structural characterization of dry- and humid-forest fragments (Atlantic Coastal Forest) in Pernambuco state, NE Brazil. *Plant ecology* **198**:1-18.
- Lucena, R. F. P., E. L. Araújo, e U. P. Albuquerque. 2007. Does the local availability of woody Caatinga plants (Northeastern Brazil) explain their use value? *Economic Botany* **61**:347-361.
- Lucena, R. F. P., V. T. Nascimento, E. L. Araújo, e U. P. Albuquerque. 2008. Local uses of native plants in an area of caatinga vegetation (Pernambuco - NE, Brazil). *Ethnobotany Research and Applications* **6**:3-13.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Maia, G. N. 2004. Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades. D e Z Computação Gráfica e Editora, São Paulo.
- Martins, F. R. 1991. Estrutura de uma floresta mesófila. Editora da UNICAMP, Campinas.
- Meli, P. 2003. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. *Interciencia* **28**:581-589.
- Mesquita, R. C. G., K. Ickes, G. Ganade, e G. B. Williamson. 2001. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *The Journal of Ecology* **89**:528-537.

- Miles, L., A. C. Newton, R. S. DeFries, C. Ravilious, I. May, S. Blyth, V. Kapos, e J. E. Gordon. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* **33**:491–505.
- Monteiro, J. M., U. P. Albuquerque, E. M. F. Lins Neto, E. L. Araújo, e E. L. C. Amorim. 2006. Use patterns and knowledge of medicinal species among two rural communities in Brazil's semi-arid northeastern region. *Journal of Ethnopharmacology* **105**:173–186.
- Moola, F. M., e Vasseur, L. 2009. The importance of clonal growth to the recovery of *Gaultheria procumbens* L. (Ericaceae) after forest disturbance. *Plant Ecology* **201**:319-337.
- Mori, A. S., L. A. M. Silva, e G. Lisboa. 1989. Manual de manejo do herbário fanerogâmico. 2ª ed. Centro de Pesquisa do Cacau, Ilhéus.
- Muñiz-Castro, M. A., G. W. Linera, e J. M. R. Benayas. 2006. Distance effect from cloud forest fragments in plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* **22**:431-440.
- Murphy, P. G., e A. E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* **17**:67-88.
- Myster, R. W., e S. T. A. Pickett. 1992. Dynamics of association between plants in ten old fields during 31 years of succession. *Journal of Ecology* **80**:291-302.
- Oliveira, R. L. C., E. M. F. Lins-Neto, E. L. Araújo, e U. P. Albuquerque. 2007. Conservation priorities and population structure of woody medicinal plants in an area of caatinga vegetation (Pernambuco state, NE Brazil) *Environmental Monitoring and Assessment* **132**:189–206.
- Pielou, E. C. 1977. *Mathematical ecology*. John Wiley, New York.
- Ramos, M. A., P. M. Medeiros, A. L. S. Almeida, A. L. P. Feliciano, e U. P. Albuquerque. 2008. Use and knowledge of fuelwood in an area of caatinga vegetation in NE, Brazil. *Biomass and Bioenergy* **32**:510-517.
- Reis, A. M. S., E. L. Araújo, E. M. N. Ferraz, e A. N. Moura. 2006. Variações interanuais na composição florística e estrutura das populações de uma comunidade herbácea da caatinga, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* **29**:497-508.

- Rodrigues, R. R., S. V. Martins, e L. C. Barros. 2004. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* **190**:323-333.
- Santos, J. M. F. F., J. R. Andrade, E. N. Lima, K. A. Silva, e E. L. Araújo. 2007. Dinâmica populacional de uma espécie herbácea em uma área de floresta tropical seca no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* **5**:855-857.
- Shepherd, G. J. 1995. FITOPAC 1. Manual do usuário. Editora UNICAMP, Campinas.
- Silva, K. A., E. N. Lima, J. M. F. F. Santos, J. R. Andrade, D. M. Santos, E. V. S. B. Sampaio, e E. L. Araújo. 2008. Dinâmica de gramíneas em uma área de caatinga de Pernambuco-Brasil. Páginas 105-129. in A. N. Moura, E. L. Araújo, U. P. Albuquerque, organizadores. Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos. Comunigraf/Nupea, Recife.
- Silva, J. M. C., M. Tabarelli, M. T. Fonseca, e L. Lins. 2004. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Silva, J. M. C., C. Uhl, e G. Murray. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* **10**:491-503.
- Thomlinson, J. R., M. I. Serrano, T. M. López, T. M. Aide, e J. K. Zimmerman. 1996. Land-use dynamics in post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica* **28**:525-536.
- Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer-Verlag, New York.
- Vicente, A., A. M. M. Santos, e M. Tabarelli. 2003. Variações no modo de dispersão de espécies em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida do nordeste do Brasil. Páginas 565-592 in I. R. Leal, M. Tabarelli, e J. M. C. Silva, editores. Ecologia e conservação da Caatinga. Ed. Universitária da UFPE, Recife.

- Vieira, D. L. M., e A. Scariot. 2006. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology* **14**:11-20.
- Wijdeven, S. M. S., e M. E. Kuzee. 2000. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* **8**: 414-424.
- Yamamoto, L. F., L. S. Kinoshita, e F. R. Martins. 2007. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta botanica brasílica* **21**:553-573.
- Zanne, A. E., e C. A. Chapman. 2001. Expediting and isolation from seed sources in plantations. *Ecological Applications* **11**:1610-1621.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Zimmerman, J. K., J. B. Pascarella, e T. M. Aide. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**:350-360.

Tabela 1. Densidade das espécies (ind./700 m²) em área regenerando naturalmente por 16 anos após abandono de cultivo por faixa de distância da mata nativa, em Caruaru, Pernambuco, Brasil.

Espécies / Família / Síndrome de dispersão	Faixas de distâncias (m)											
	0-20	20,1-40	40,1-60	60,1-80	80,1-100	100,1-120	120,1-140	140,1-160	160,1-180	180,1-200	200,1-220	220,1-240
Anemocórica												
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud. (Boraginaceae)	19	11	13	16	14	16	8	1	54	130	-	45
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum. (Rubiaceae)	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão (Anacardiaceae)	14	6	5	7	3	2	1	-	-	1	-	1
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz. (Malpighiaceae)	1	-	1	-	-	2	-	-	-	1	3	1
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl. (Anacardiaceae)	15	18	23	10	6	7	6	8	2	-	1	-
TOTAL	49	37	42	33	23	27	15	9	56	132	4	47
Autocórica												
<i>Acacia paniculata</i> Willd. (Mimosaceae)	29	14	12	17	19	34	15	13	23	3	1	6
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan (Mimosaceae)	1	-	1	4	3	-	-	7	9	11	5	2
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud. (Caesalpiniaceae)	1	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	7
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P. Queiroz (Caesalpiniaceae)	15	22	24	18	6	3	7	10	5	6	12	29
<i>Croton blanchetianus</i> Baill. (Euphorbiaceae)	27	2	49	98	71	67	166	83	83	90	266	72
<i>Croton rhamnifolius</i> Willd. (Euphorbiaceae)	4	5	11	2	5	13	4	1	2	2	1	4

Tabela 1. Continuação

Espécies / Família / Síndrome de dispersão	Faixas de distâncias (m)											
	0-20	20,1-40	40,1-60	60,1-80	80,1-100	100,1-120	120,1-140	140,1-160	160,1-180	180,1-200	200,1-220	220,1-240
<i>Cereus jamacaru</i> DC. (Cactaceae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett (Burseraceae)	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	2	1
<i>Cordia curassavica</i> (Jacq.) Roem. & Schult. (Boraginaceae)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eugenia uvalha</i> Cambess. (Myrtaceae)	-	-	2	-	-	-	11	1	1	-	-	-
<i>Lantana camara</i> L. (Verbenaceae)	12	1	3	-	1	1	-	-	1	2	-	2
<i>Pilosocereus pachycladus</i> F. Ritter (Cactaceae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart. (Rhamnaceae)	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL	21	11	11	9	3	3	11	2	4	8	4	8
Síndrome não identificada												
Fabaceae 1 (Fabaceae)	-	-	-	-	10	-	3	-	7	-	-	-
Meliaceae 1 (Meliaceae)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Mimosaceae 1 (Mimosaceae)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Morto	16	41	15	16	12	15	6	3	12	17	18	32

Tabela 2. Caracterização da vegetação em área regenerando naturalmente por 16 anos após abandono de cultivo por faixa de distância do fragmento de vegetação nativa, em Caruaru, Pernambuco, Brasil. R = número de espécies; D = densidade (ind./700 m²); AB = área basal (m²/ha); H méd. = altura média (m); H Max. = altura máxima (m); D méd. = diâmetro médio (cm); D. Max. = diâmetro máximo (cm).

<i>Distância (m)</i>	<i>R</i>	<i>D</i>	<i>AB</i>	<i>H méd.</i>	<i>H máx.</i>	<i>D méd.</i>	<i>D máx.</i>
0-20	18	223	13,2	3,5	10	6,1	35,5
20,1-40	17	180	9,6	3,5	5,5	6	21,3
40,1-60	21	250	9,9	3,7	6,2	5,3	19,3
60,1-80	16	279	10,8	3,4	9	5,1	36,7
80,1-100	18	247	7,7	3,3	5,5	4,9	14,9
100,1-120	18	293	9,2	3,4	6	4,9	20,7
120,1-140	15	291	9,2	3,6	6,5	4,9	15,1
140,1-160	16	152	8,2	3,5	9	6,0	27,2
160,1-180	18	257	9,9	3,2	8	5,2	18,5
180,1-200	17	317	12,8	3,3	12	4,9	35,7
200,1-220	13	350	13,5	3,6	7	5,4	21,8
220,1-240	20	237	11,9	3,8	14,8	6	17,7

Tabela 3. Probabilidade de diferença significativa (p) quanto a composição de espécies à medida que se afasta da mata entre pares de faixas de distâncias. Os valores em que $p < 0,05$ estão em negrito.

Faixas	0-20	20,1-40	40,1-60	60,1-80	80,1-100	100,1-120	120,1-140	140,1-160	160,1-180	180,1-200	200,1-220
20,1-40	0,52										
40,1-60	0,39	0,51									
60,1-80	0,33	0,27	0,36								
80,1-100	0,32	0,03	0,14	0,70							
100,1-120	0,15	0,08	0,09	0,57	0,67						
120,1-140	0,04	0,009	0,09	0,42	0,50	0,30					
140,1-160	0,03	0,005	0,08	0,19	0,29	0,08	0,57				
160,1-180	0,24	0,04	0,06	0,27	0,73	0,16	0,40	0,36			
180,1-200	0,03	0,005	0,01	0,03	0,09	0,01	0,02	0,23	0,62		
200,1-220	0,002	0,003	0,002	0,01	0,009	0,001	0,04	0,01	0,002	0,001	
220,1-240	0,04	0,001	0,04	0,03	0,06	0,02	0,19	0,51	0,46	0,39	0,005

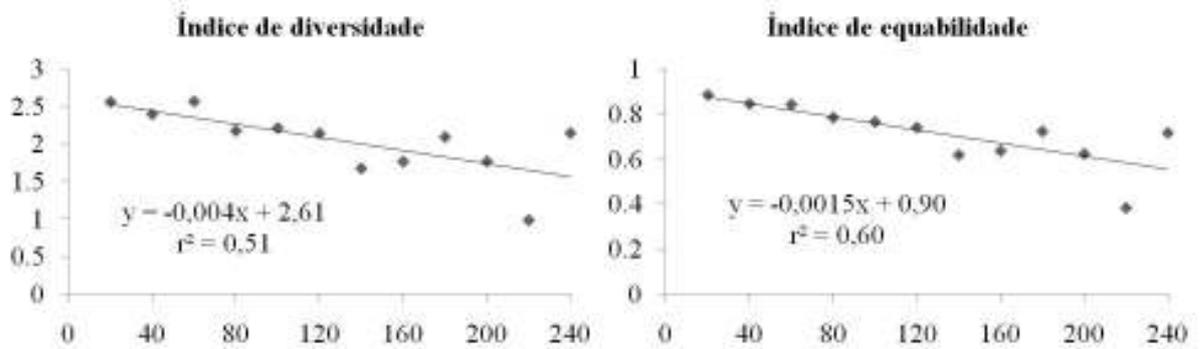


Figura 1. Índice de diversidade e equabilidade por faixa de distância da floresta nativa em um campo de agricultura abandonado na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, Caruaru, Brasil. ($p < 0.05$).

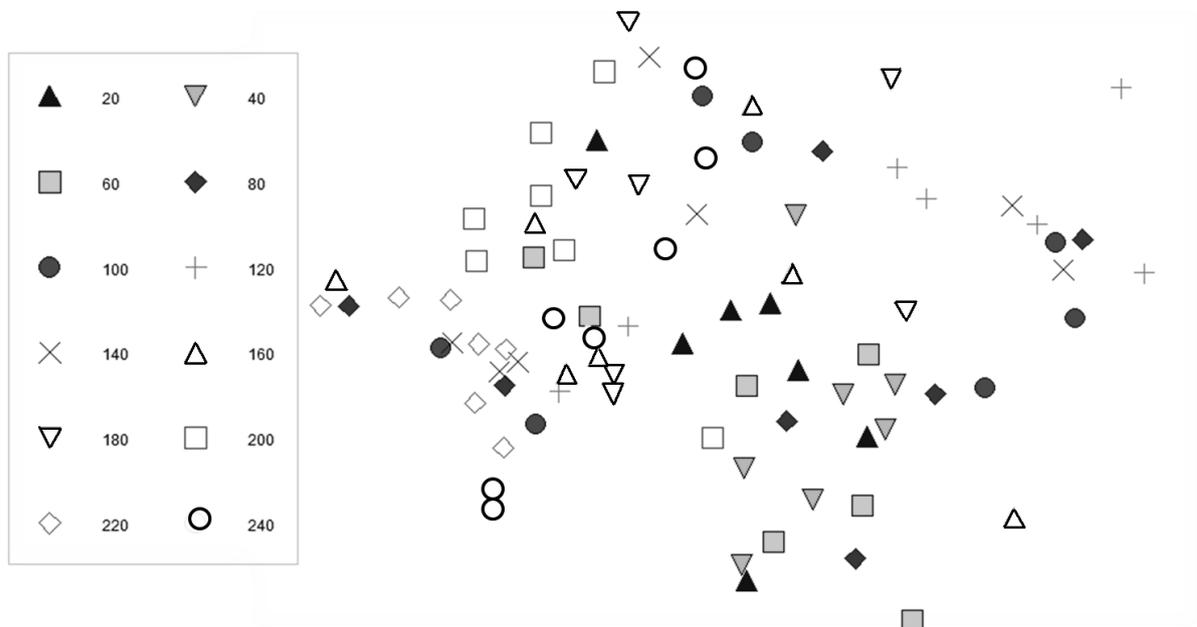


Figura 2. Escalonamento multidimensional não-métrico entre 12 faixas de distância da borda de um fragmento de floresta madura da região Nordeste do Brasil.

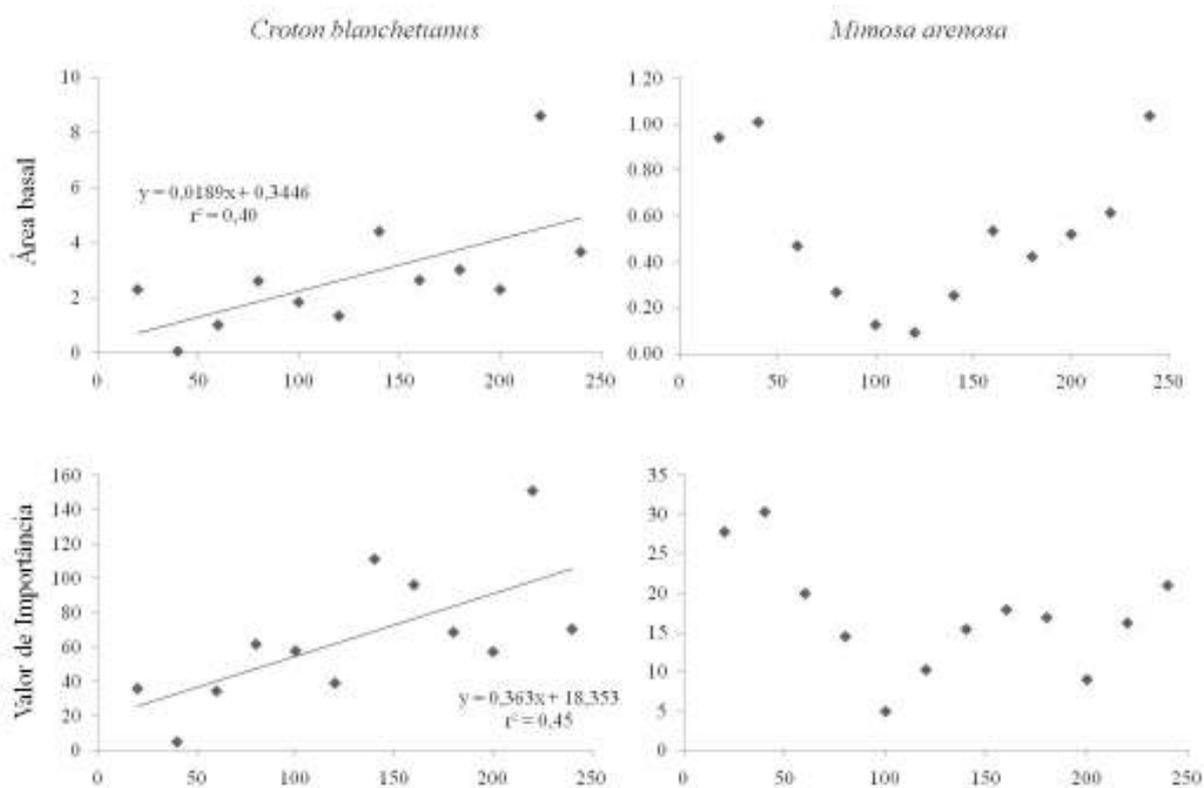


Figura 3. Espécies que ocorreram em todas as faixas de distância na área do campo de agricultura abandonado na Estação Experimental do Instituto Agrônômico de Pernambuco, Caruaru, Brasil. Os dados dos gráficos foram transformados com Prais-Wiستن e a reta de tendência só foi apresentada para as relações significativas.

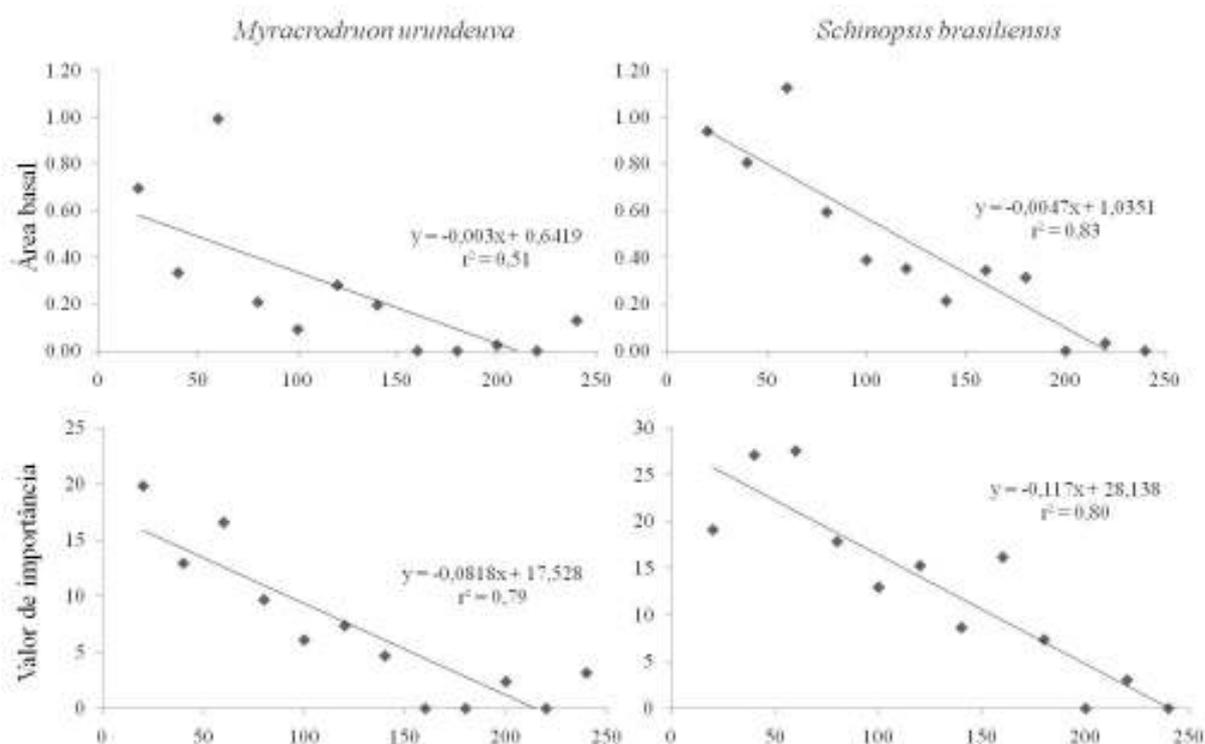


Figura 4. Espécies de ocorrência irregular nas faixas de distância e que apresentaram relação significativa entre alguns dos parâmetros fitossociológicos e a distância da mata em um campo de agricultura abandonado na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco, Caruaru, Brasil. Os dados dos gráficos foram transformados com Prais-Wiستن.

Capítulo 3

O EFEITO DA DISTÂNCIA DO FRAGMENTO NA DINÂMICA POPULACIONAL DE TRÊS ESPÉCIES EM DOIS ANOS CONSECUTIVOS NUMA ÁREA DE CULTIVO ABANDONADO, NO NORDESTE DO BRASIL

Artigo a ser enviado a Biodiversity and conservation

O efeito da distância do fragmento na dinâmica populacional de três espécies em dois anos consecutivos numa área de cultivo abandonado, no Nordeste do Brasil¹

Clarissa Gomes Reis Lopes^{2,3}, Josiene Maria Falcão Fraga dos Santos⁴, Elba Maria Nogueira Ferraz⁵, Cibele Cardoso de Castro⁴, Elcida de Lima Araújo⁴

Resumo – A proximidade de fragmentos florestais possibilita maior disponibilidade de sementes em áreas antropizadas, o que pode afetar também o número de nascimentos, mortes e densidade populacional de espécies vegetais e consequentemente, pode também influenciar na estrutura ontogenética (adulto/ imaturo/ juvenil/ plântula). Compreender se esta relação existe foi objetivo deste trabalho, além de verificar se houve variação anual nestes valores. Foram alocadas sete transectos perpendiculares ao fragmento florestal em Caruaru, Brasil. Em cada transecto foram estabelecidas 15 parcelas (5 X 5 m²) distantes por 5 m. Todos os indivíduos de *Myracrodruon urundeuva*, *Schinopsis brasiliensis* e *Poincianella pyramidalis* presentes nas parcelas foram contados, marcados e classificados quanto ao seu estágio ontogenético. Mensalmente, foram registrados os nascimentos e os mortos durante 2 anos. A distância da borda do fragmento florestal influenciou o número de nascimentos das três espécies estudadas, porém para *M. urundeuva* essa relação ocorreu de forma inversa apenas no ano 1, em *S. brasiliensis* essa relação foi direta apenas no ano 2 e em *P. pyramidalis* ocorreu de forma inversa tanto no ano 1 quanto no ano 2. As densidades populacionais das três espécies estudadas foram reduzidas nas parcelas mais distantes. Os números de nascimentos e mortes variaram bastante entre os anos nas três espécies, mas apenas a densidade populacional de *P. pyramidalis* teve variação anual e foi maior no ano 2. Apenas *P. pyramidalis* teve muita variação anual na sua estrutura ontogenética, que ocorreu nos estádios mais jovens. A influência da distância do fragmento ocorre de forma diferenciada entre as espécies. As três espécies estudadas apresentaram uma relação de dependência com o fragmento florestal preservado do entorno. A variação anual pode estar relacionada com variações nos totais de precipitação, porém estudos de longa duração são necessários para compreender esta variação. Este estudo confirma a importância dos fragmentos florestais na regeneração de áreas antropizadas, sendo importante o desenvolvimento de políticas públicas voltadas para proteção destas áreas.

Palavras-chave: Demografia, estágio ontogenético, precipitação, caatinga

¹ Parte da tese de doutorado apresentada pela primeira autora ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), Brasil;

² Universidade Federal do Piauí - Campus Amílcar Ferreira Sobral. BR 343, Km 3,5 Bairro Meladão - Floriano – PI - 64800-000 (claris-lobes@hotmail.com).

³ Endereço para correspondência para C. G. R. Lobes, email: claris-lobes@hotmail.com

⁴ Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Av. Dom Manoel Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife-PE. CEP: 52.171-900.

⁵ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco (IF-PE). Av. Professor Luiz Freire, 500, Cidade Universitária, Recife-PE. CEP: 50.740-540.

Introdução

O desmatamento em florestas tropicais secas é intenso (Miles et al. 2006), porém o conhecimento sobre o processo regenerativo e sucessional destas áreas ainda é escasso (Quesada et al. 2009). Além disso, o foco da maioria dos estudos existentes é voltado entender como a comunidade vegetal se regenera ao longo do tempo e que fatores afetam seu processo regenerativo (Aide e Cavelier 1994; van Breugel et al. 2006; Lebrija-Trejos et al. 2008; N'Dja et al. 2008; Norden et al. 2009; Powers et al. 2009). Uma atenção menor vem sendo dada à dinâmica populacional de espécies em áreas antropizadas, apesar de distúrbios e variações ambientais alterarem suas dinâmicas (Swaine et al. 1987; Araújo et al. 2005; Griscom et al. 2005; Pascarella et al. 2007). Compreender como ocorre e que fatores afetam a dinâmica de populações de espécies em áreas de cultivo ou pastos abandonados pode tornar evidentes fatores críticos que dificultem a restauração florestal.

Diversos fatores podem afetar a regeneração em áreas antropizadas, mas a disponibilidade de sementes é considerada como um dos fatores que mais dificultam o processo regenerativo em áreas abandonadas (Wijdeven e Kuzee 2000; Cubiña e Aide 2001). A proximidade de um fragmento florestal preservado pode contribuir na dispersão de sementes (Cubiña e Aide 2001; Zimmerman et al. 2000), então, quanto mais próximo a área em regeneração esteja de um fragmento preservado, maior será a capacidade de receber sementes, podendo a regeneração natural ser mais rápida (Zanne e Chapman 2001; Rodrigues et al. 2004; Cook et al. 2005). É de se esperar também que a taxa de natalidade seja maior nas proximidades do fragmento preservado e, conseqüentemente, na estrutura das populações nos diferentes estádios ontogenéticos (adultos, imaturos, juvenis e plântulas) haja maior densidade de adultos, imaturos, juvenis e plântulas.

Um fator importante na dinâmica das populações de ambientes secos é a variação nos totais pluviométricos de cada estação climática (Araújo et al. 2005; Nishimua et al. 2007; Silva et al. 2008; Lima et al. 2010). Como áreas antropizadas são mais abertas (que a vegetação preservada), a incidência de luz e calor sobre a superfície do solo são maiores, o que pode ter efeito significativo na dinâmica de renovação das populações (Aide e Cavelier 1994). Dessa forma, espera-se grande variação na dinâmica populacional das espécies em áreas antropizadas entre anos.

Diante disso, este trabalho pretende avaliar o efeito da distância de um fragmento na dinâmica populacional entre dois anos consecutivos de três espécies da Caatinga, no Nordeste do Brasil, de forma a responder as seguintes questões: 1) A distância do fragmento afeta o número de nascimentos e de mortes e a densidade das populações vegetais? 2) A distância do fragmento influencia a estrutura ontogenética (adulto/ imaturo/ juvenil/ plântula) das populações? 3) Os números de nascimentos, mortes e a densidade diferem entre dois anos? 4) A estrutura ontogenética das populações varia entre dois anos?

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária (IPA), em Caruaru, PE, Brasil. (8°14'18"S e 35°55'20"W, 535 m de altitude). O clima é semiárido do tipo Bsh de Köppen (Köppen 1948), com precipitação média anual de 710 mm, concentrada entre março e agosto, e temperaturas mínima e máxima absolutas de 11° e 38 °C, respectivamente.

O fragmento de vegetação nativa de 20ha é preservado há pelo menos 50 anos (Alcoforado-Filho et al. 2003). Em 1994, um trecho com cerca de 3 ha da vegetação foi cortado para o plantio de palma gigante (*Opuntia ficus-indica* Mill.) sem o uso de fertilizantes, pesticidas e fogo. Logo após o plantio, o cultivo foi abandonado e a vegetação vem se regenerando. Em 2008, no início do estudo, a área abandonada apresentava uma fisionomia ainda em fase inicial de sucessão (16 anos). A vegetação lenhosa da área estudada é dominada por plantas das famílias Euphorbiaceae, Mimosaceae, Caesalpiniaceae e Anacardiaceae (Lopes, dados não publicados) e a vegetação herbácea, por plantas das famílias Fabaceae, Malvaceae, Poaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae e Convolvulaceae (Santos 2010).

Espécies estudadas

As espécies estudadas foram escolhidas com base na elevada densidade de indivíduos no fragmento preservado e por se encontrarem ameaçadas de extinção, sendo elas: *Myracrodruon urundeuva* Allemão (Anacardiaceae), *Schinopsis brasiliensis* Engl. (Anacardiaceae) e *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P. Queiroz (= *Caesalpinia pyramidalis*; Caesalpinaceae). *Myracrodruon urundeuva* pode apresentar de 5 a 20 m de altura e 1 m de diâmetro (Maia 2004) e é uma planta dióica (Leite e Machado 2010). Os frutos desta espécie são do tipo drupa, com cerca de 3-4 mm de diâmetro, com dispersão anemocórica (Maia 2004). *Schinopsis brasiliensis* pode atingir 10 a 15 m de altura e 50 a 60 cm de diâmetro (Maia 2004), é uma planta dióica (Leite e Machado 2010), possui frutos do tipo sâmara com até 3,5 cm de comprimento, com dispersão anemocórica (Maia 2004, Griz e Machado 2001). *Poincianella pyramidalis* (= *Caesalpinia pyramidalis*) pode alcançar altura de 4 a 12 m, e diâmetro de 30 a 40 cm (Maia 2004); hermafrodita; possui frutos do tipo legume, com 8 a 11 cm de comprimento e cerca de 2 cm de largura, apresenta dispersão barocórica com deiscência explosiva, dispersando suas sementes, com 1,2 a 0,9 cm de diâmetro, a longas distâncias (Maia 2004; Araújo et al. 2005; Lorenzi 2009; Leite e Machado 2010).

Todas as três espécies são decíduas na estação seca e são utilizadas pela comunidade local para construção, lenha, forragem e medicamento, além de outros usos (Lucena et al. 2007, 2008; Ramos et al. 2008). Vale ressaltar que *Myracrodruon urundeuva* e *Schinopsis brasiliensis* encontram-se na lista oficial da flora brasileira ameaçada em extinção do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA; Portaria Nº 37-N, de 3 de abril de 1992).

Coleta e análise de dados

O estudo foi conduzido entre março de 2008 e fevereiro de 2010 e dividido em dois períodos de um ano (março de 2008 a fevereiro de 2009 = ano 1; março de 2009 a fevereiro de 2010 = ano 2). Os dados de chuva foram coletados na própria estação experimental (Figura 1). O ano 1 apresentou 731,2 mm de precipitação anual e o ano 2 apresentou 774,6 mm.

Foram alocados sete transectos perpendiculares à mata, com 150 m de comprimento e distantes 3 m um do seguinte. Em cada transecto, foram plotadas 15 parcelas (5 X 5 m cada) distantes 5 m um do seguinte. As sete parcelas de igual distância do fragmento foram consideradas como uma faixa. Em cada parcela, todos os indivíduos das três espécies estudadas foram contados e marcados. Toda a parte aérea das plantas que ao nível do solo não apresentasse conexão com outra foi considerada como indivíduo. Mensalmente, foram

registrados os nascimentos e os desaparecimentos e as plantas que secaram foram consideradas como mortas.

Os indivíduos foram classificados nos estádios ontogenéticos de plântula, juvenil, imaturo e adulto, a partir de características macromorfológicas externas (Araújo et al. 2008, 2010): plântulas apresentam cotilédones e caules clorofilados; juvenis apresentam ausência de ramificação secundária e de cotilédones e, em geral, possuem caule de coloração castanha, com baixa lignificação; imaturos apresentam caules não clorofilados com ramificações secundárias ou terciárias e ausência de flores e frutos; e adultos apresentam caules não clorofilados, com ramificações secundárias ou terciárias e flores e frutos (Araújo et al. 2008, 2010). Para verificar se o indivíduo era adulto foi acompanhado mensalmente se havia a presença de flores e/ou frutos. No final de cada ano foi observado o estágio ontogenético de cada indivíduo para verificar se algum deles havia mudado de estágio.

Para verificar se a distância do fragmento afeta o número de nascimentos e mortos, a densidade populacional e a estrutura ontogenética em cada ano, utilizaram-se os testes de Regressão Linear. A normalidade e a homocedasticidade dos dados foram testadas e aqueles dados que não eram normais ou homogêneos foram transformados em \log_{10} . Para verificar se os números de nascimentos e mortes, as densidades populacionais, e a estrutura ontogenética variavam entre anos, utilizou-se o teste χ^2 de Pearson. Todas as análises foram feitas com o programa Biostat 5.0 (Ayres et al. 2007).

Resultados

O efeito da distância do fragmento florestal

O número de nascimentos de *M. urundeuva* no ano 1 teve relação inversa com o aumento da distância da borda do fragmento florestal ($y = -0,0414x + 4,9143$; $r^2 = 0,33$; $P < 0,05$), porém no ano 2 não apresentou relação. Na população de *S. brasiliensis* houve relação entre número de nascimentos e distância do fragmento, sendo maior nas faixas mais distantes no ano 2 ($y = 0,0075x - 0,3333$; $r^2 = 0,54$; $P < 0,01$), enquanto no ano 1 não teve relação (Tabela 1). O número de nascimentos em *P. pyramidalis* teve relação com a distância do fragmento tanto no ano 1 ($y = -0,0099x + 1,8867$; $r^2 = 0,44$; $P < 0,01$) quanto no ano 2 ($y = -0,0103x + 1,9154$; $r^2 = 0,42$; $P < 0,01$). O número de mortos foi influenciado pela distância da borda do fragmento apenas em catingueira no ano 2 ($y = -0,0083x + 1,6172$; $r^2 = 0,37$; $P < 0,05$; Tabela 1).

A densidade de indivíduos de *M. urundeuva* foi menor nas faixas mais distantes tanto no ano 1 ($y = -0,006x + 1,13$; $r^2 = 0,54$; $P < 0,01$) quanto no ano 2 ($y = -0,08x + 11,61$; $r^2 = 0,45$; $P < 0,01$; Tabela 2). O mesmo ocorreu com *S. brasiliensis* que apresentou menos indivíduos nas faixas mais distantes tanto no ano 1 ($y = -0,05x + 11,27$; $r^2 = 0,34$; $P < 0,05$) quanto no ano 2 ($y = -0,04x + 10,7$; $r^2 = 0,27$; $P < 0,05$; Tabela 3). *P. pyramidalis* também teve o mesmo padrão das outras espécies tanto no ano 1 ($y = -0,005x + 2,07$; $r^2 = 0,41$; $P < 0,01$) quanto no ano 2 ($y = -0,006x + 2,18$; $r^2 = 0,43$; $P < 0,01$; Tabela 4).

M. urundeuva teve a densidade de indivíduos influenciada pela distância da borda do fragmento nos estádios imaturo ($y_{ano\ 1} = -0,03x + 4,41$; $r^2 = 0,39$; $P < 0,05$ e $y_{ano\ 2} = -0,03x + 4,39$; $r^2 = 0,38$; $P < 0,05$) e juvenil ($y_{ano\ 1} = -0,004x + 0,79$; $r^2 = 0,26$; $P < 0,05$ e $y_{ano\ 2} = -0,003x + 0,83$; $r^2 = 0,29$; $P < 0,05$) em ambos os anos (Tabela 2). Apenas o estágio imaturo de *S. brasiliensis* tanto no ano 1 ($y = -0,04x + 6,98$; $r^2 = 0,41$; $P < 0,01$) quanto no ano 2 ($y = -0,04x + 7,59$; $r^2 = 0,47$; $P < 0,01$) apresentou redução na densidade à medida que se afasta da borda do fragmento (Tabela 3). Em relação à *P. pyramidalis*, apenas os juvenis tanto do ano 1 ($y = -0,006x + 1,94$; $r^2 = 0,41$; $P < 0,01$) quanto do ano 2 ($y = -0,008x + 2,14$; $r^2 = 0,46$; $P < 0,01$) tiveram densidades reduzidas nas faixas mais distantes (Tabela 4).

Varição anual

Os números de nascimentos e de mortes variaram bastante entre os anos das três espécies (Tabela 1). *M. urundeuva* ($\chi^2 = 14,29$; $P < 0,01$) e *S. brasiliensis* ($\chi^2 = 10,67$; $P < 0,01$) tiveram mais nascimentos no ano 1, enquanto *P. pyramidalis* teve mais nascimentos no ano 2 ($\chi^2 = 7,18$; $P < 0,01$). Os números de mortos de *M. urundeuva* ($\chi^2 = 16,29$; $P < 0,01$) e de *S. brasiliensis* ($\chi^2 = 9,97$; $P < 0,01$) foram maiores no ano 1, enquanto *P. pyramidalis* teve mais mortos no ano 2 ($\chi^2 = 237,92$; $P < 0,01$).

A densidade total de indivíduos variou entre os anos apenas para *P. pyramidalis* ($\chi^2 = 20,01$; $P < 0,01$) que teve acréscimo de 22% (Tabela 2). A estrutura ontogenética das populações de *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* não teve variação na densidade em nenhum estágio, enquanto em *P. pyramidalis* as plântulas tiveram um acréscimo de cerca de 8 vezes no segundo ano ($\chi^2 = 710,80$; $P < 0,01$) e os juvenis tiveram aumento na densidade de 33% ($\chi^2 = 31,80$; $P < 0,01$; Tabelas 2, 3 e 4). Nenhuma espécie apresentou variação anual na densidade de imaturos e adultos e *S. brasiliensis* não apresentou indivíduos adultos.

Discussão

Esse estudo apontou que mesmo após 16 anos de regeneração, o fragmento florestal ainda parece contribuir com propágulos, principalmente em relação à *S. brasiliensis*, que não apresenta indivíduos adultos na área em regeneração. O efeito da distância na disponibilidade de sementes e, conseqüentemente no número de nascimentos, parece ocorrer nas três espécies estudadas, porém esta relação pode variar entre anos, o que pode estar relacionado a dificuldades na germinação, tendo em vista que o número de nascimentos de *M. urundeuva* não foi influenciada pela distância do ano 2, mas teve um baixíssimo número de plântulas.

Fato curioso ocorreu em *S. brasiliensis*, pois teve nascimentos no ano 2 apenas nas faixas mais distantes do fragmento, o que difere do encontrado em um estudo de chuva de sementes realizado na mesma área durante o período deste estudo que detectou apenas 1 propágulo de *S. brasiliensis* até os 10 m da borda do fragmento (Souza 2010). *S. brasiliensis* é uma espécie dispersa pelo vento (Griz e Machado 2001) e algumas espécies anemocóricas podem alcançar grandes distâncias (Vicente et al. 2003; Nathan et al. 2008). Além disso, alguns indivíduos de *S. brasiliensis* da borda do fragmento frutificaram durante o período deste estudo, podendo ter contribuído para que a dispersão dos propágulos alcançasse maiores distâncias.

O número de nascimentos de *P. pyramidalis* no campo manteve relação com a distância do fragmento florestal, mesmo com alguns indivíduos adultos no campo contribuindo com a entrada de novos propágulos. Esta é a espécie com maior densidade populacional na mata (Alcoforado-Filho et al. 2003), e essa grande quantidade de indivíduos pode estar contribuindo com a chegada de propágulos no campo.

P. pyramidalis provavelmente apresenta boa capacidade de dispersão e estabelecimento, visto que é uma espécie muito comum na Caatinga, tanto em áreas nativas (Pereira et al. 2002; Amorim et al. 2005; Rodal et al. 2008; Oliveira et al. 2009) quanto em áreas em regeneração (Sampaio et al. 1998; Pereira et al. 2003; Andrade et al. 2005, 2007). Espécies que possuem boa capacidade de dispersão podem colonizar mais rapidamente áreas abandonadas (Flinn et al. 2005), característica que é apresentada por espécies pioneiras (Finegan 1996; Townsend et al. 2006). Além disso, ela parece ser uma planta que consegue se estabelecer antes de *M. urundeuva* e de *S. brasiliensis* em áreas antropizadas, e sua densidade populacional no campo foi mais que o dobro da registrada no fragmento preservado (Araújo et al. 2005). *P. pyramidalis*, por ser uma árvore de pequeno porte (Maia 2004; Lorenzi 2009), provavelmente atinja a idade adulta mais cedo que a *S. brasiliensis* e a *M. urundeuva*. Estas

características contribuem para maiores densidades total e de indivíduos adultos de *P. pyramidalis* na área antropizada que das duas outras espécies. Tais características sugerem que *P. pyramidalis* seja uma espécie colonizadora inicial.

O declínio no número de nascimentos e a baixa densidade de plântulas de *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* no ano 2 pode indicar dificuldade na dispersão de seus propágulos bem como, baixa floração e frutificação e/ou dificuldade no estabelecimento. Além disso, a baixa densidade de indivíduos adultos de *M. urundeuva* e a ausência de adultos em *S. brasiliensis* podem indicar que são plantas de crescimento lento, o que também foi sugerido por Sampaio et al. (1998). Espécies que possuem idade tardia para a primeira reprodução podem apresentar dificuldade na colonização em áreas abandonadas (Verheyen et al. 2003). Estas características acima podem contribuir para baixas densidades populacionais e indiretamente ser uma das causas destas espécies estarem ameaçadas de extinção (Portaria N° 37-N, de 3 de abril de 1992).

Além disso, tanto *M. urundeuva* quanto *S. brasiliensis* são espécies dióicas, o que também pode dificultar a dispersão de propágulos no campo, pois apresentam poucos indivíduos adultos e muitos deles ainda podem ser machos. O predomínio de indivíduos machos pode estar relacionado às fases iniciais de sucessão (Falinski 1980), e provavelmente isso ocorra devido um predomínio de indivíduos machos em ambientes com menor cobertura florestal ou mais secos (Freeman et al. 1993; Soldaat et al. 1997), características apresentadas por ambientes em fases iniciais de sucessão. Se isso ocorrer nestas duas espécies pode dificultar ainda mais o estabelecimento delas no campo.

Apesar do maior número de nascimentos de *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* no ano 1, o número de mortos também foi maior neste ano, de forma que a densidade populacional destas espécies no campo se manteve. Já *P. pyramidalis* teve uma diferença muito grande na densidade entre os anos, mesmo o número de mortos e nascimentos sendo maiores no ano 2, ela conseguiu aumentar sua população em cerca de 8 vezes. Possivelmente, esta diferença na densidade populacional das espécies estudadas pode estar relacionada às suas habilidades competitivas. *P. pyramidalis* parece ter uma capacidade maior de colonizar áreas antropizadas que *M. urundeuva* e *S. brasiliensis*.

Tal variação também pode estar relacionada à variação na precipitação. A dinâmica populacional em florestas secas é bastante influenciada por variações nos totais de chuvas (Araújo et al. 2005, Nishimua et al. 2007; Silva et al. 2008; Lima et al. 2010). Embora, a variação na precipitação tenha sido pequena (43,4 mm), houve diferença na forma de distribuição de chuvas. No ano 1, as chuvas foram melhor distribuídas, enquanto no ano 2 foram mais concentradas: por exemplo, no mês de maio, dos 138 mm registrados 87,7 mm

caíram em apenas dois dias consecutivos. Essa distribuição irregular de chuvas é comum em ambientes semiáridos (Araújo et al. 2007) e o impacto dessas chuvas sobre o solo e sobre as plântulas recém germinadas deve ser ainda maior, principalmente em áreas abertas como essas áreas antropizadas. É possível que plantas jovens de *P. pyramidalis* tenham uma capacidade maior de suportar o impacto dessas fortes chuvas que *M. urundeuva* e *S. brasiliensis*. Porém, mais estudos são necessários para testar esta hipótese.

Esta proximidade do fragmento pode aumentar a diversidade genética e poderá manter uma população mínima viável no campo abandonado, o que pode ser importante para *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* que se encontram na lista da flora ameaçada de extinção. Mesmo com 16 anos de abandono, o fragmento florestal parece ter um papel importante na regeneração desta área antropizada, pois provavelmente contribuem com propágulos, pelo menos para as espécies estudadas. Esses fatos reforçam a importância da manutenção de fragmentos florestais que além de conservarem a biodiversidade local possibilita acelerar a regeneração em áreas antropizadas.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio financeiro do projeto (processo 411805/2007-6) e pela bolsa de produtividade em pesquisa da segunda autora; a CAPES pela concessão de bolsa da primeira autora; a estação da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA e à Universidade Federal Rural de Pernambuco pelo apoio logístico e a Kleber Andrade da Silva, Elifábia Neves de Lima, Danielle Melo dos Santos, Jefferson Thiago Souza, Renata Christina Souza Silva pela ajuda na coleta dos dados.

Referências bibliográficas

- Aide TM, Cavelier J (1994) Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology* 2:219-229
- Alcoforado-Filho FG, Sampaio EVSB, Rodal MJN (2003) Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. *Acta botanica brasílica* 17:287-303
- Amorim IL, Sampaio EVSB, Araújo EL (2005) Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. *Acta botanica brasílica* 19:615-623

- Andrade LA, Pereira IM, Leite UT et al (2005) Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, estado da Paraíba. *Cerne* 11:253-262
- Andrade LA, Oliveira FX, Neves CML et al (2007) Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 2:135-142
- Araújo EL, Martins FR, Santos, FAM (2005) Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in northeastern Brazil. In: Nogueira RJMC, Araújo EL, Willadino LG, Cavalcante UMT (orgs) *Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas*. MXM Gráfica e Editora, Recife, pp76-91
- Araújo EL, Castro CC, Albuquerque UP (2007) Dynamics of Brazilian Caatinga – A review concerning the plants, environment and people. *Functional Ecosystems and Communities* 1:15-28
- Araújo EL, Martins FR, Santos FAM (2008) Ontogenia e variações alométricas na relação comprimento-diâmetro do caule em plantas da caatinga. In: Moura AN, Araújo EL, Albuquerque UP (orgs) *Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos*. Comunigraf/Nupea, Recife, pp81-104
- Araújo EL, Martins FR, Santos FAM (2010) Estádios ontogenéticos e variações no crescimento anual do caule de duas espécies lenhosas em uma área de vegetação de caatinga, Pernambuco, Brasil. In: Albuquerque UP, Moura AN, Araújo EL (orgs) *Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos*. Bauru SP, Bauru, pp385-410
- Ayres M, Ayres-Júnior M, Ayres DL et al (2007) *Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas*. ONG Mamirauá, Belém
- Cook WM, Yao J, Foster BL, Holt RD et al (2005) Secondary succession in experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology* 86:1267-1279
- Cubiña A, Aide TM (2001) The effect of distance from forest edge on seed rain and soil bank in a tropical pasture. *Biotropica* 33:260-267
- Faliński, JB (1980) Vegetation dynamics and sex structure of the populations of pioneer dioecious woody plants. *Vegetatio* 43:23-38
- Freeman DC, Klikoff LG, Harper KT (1993) Differential Resource Utilization by the Sexes of Dioecious Plants. *Science* 193:597-599
- Finegan B (1996) Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in Ecology and Evolution* 11:119-124

- Flinn KM, Vellend M (2005) Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:243-250
- Griscom HP, Ashton PMS, Berlyn GP (2005) Seedling survival and growth of native tree species in pastures: Implications for dry tropical forest rehabilitation in central Panama. *Forest Ecology and Management* 218:306-318
- Griz LMS, Machado ICS (2001) Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the Northeast of Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17:303-321
- Köppen W (1948) *Climatologia: un estudio de los climas de la Tierra*. Fondo de Cultura Económica, México
- Lebrija-Trejos E, Bongers F, Pérez-García EA et al (2008) Successional change and resilience of a very dry tropical deciduous forest following shifting agriculture. *Biotropica* 40:422-431
- Leite AVL, Machado IC (2010) Reproductive biology of woody species in Caatinga, a dry forest of northeastern Brazil. *Journal of Arid Environments* 74:1374-1380
- Lima EM, Silva KA, Santos JMFF et al (2010) Influência da sazonalidade na fenologia e na dinâmica populacional da *Euphorbia insulana* Vell. (Euphorbiaceae) em uma área de caatinga, Pernambuco. In: Albuquerque UP, Moura AN, Araújo EL (orgs) *Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos*. Bauru SP, Bauru
- Lorenzi H (2009) *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*. v.3. Editora Plantarum, Nova Odessa
- Lucena RFP, Albuquerque UP, Monteiro JM et al (2007) Useful plants of the semi-arid northeastern region of Brazil – A look at their conservation and sustainable use. *Environmental Monitoring and Assessment* 125:281–290
- Lucena RFP, Nascimento VT, Araújo EL et al (2008) Local uses of native plants in an area of caatinga vegetation (Pernambuco - NE, Brazil). *Ethnobotany Research and Applications* 6:3–13
- Maia GN (2004) *Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades*. D e Z Computação Gráfica e Editora, São Paulo
- Miles L, Newton AC, DeFries RS et al (2006) A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33:491–505
- Nathan R, Schurr FM, Spiegel O et al (2008) Mechanisms of long-distance seed dispersal. *Trends Ecology and Evolution* 23:638-647

- Nishimura TB, Suzuki E, Kohyama T et al (2007) Mortality and growth of trees in peat-swamp and heath forests in Central Kalimantan after severe drought. *Plant Ecology* 188:165–177
- Oliveira PTB, Trovão DMBM, Carvalho ECD et al (2009) Florística e fitossociologia de quatro remanescentes vegetacionais em áreas de serra no cariri paraibano. *Revista Caatinga* 22:169-178
- Pascarella JB, Aide TM, Zimmerman JK (2007) The demography of *Miconia prasina* (Melastomataceae) during secondary succession in Puerto Rico. *Biotropica* 39:54-61
- Pereira IM, Andrade LA, Barbosa MRV et al (2002). Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. *Acta botanica brasílica* 16:357-369
- Pereira IM, Andrade LA, Sampaio EVSB et al (2003) Use-history effects on structure and flora of Caatinga. *Biotropica* 35:154-165
- Powers JS, Becknell JM, Irving J et al (2009) Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. *Forest Ecology and Management* 258:959-970
- Quesada M, Sanchez-Azofeifa GA, Alvarez-Añorve M et al (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management* 258:1014–1024
- Ramos MA, Medeiros PM, Almeida ALS et al (2008) Use and knowledge of fuelwood in an area of Caatinga vegetation in NE Brazil. *Biomass and Bioenergy* 32:510 – 517
- Rodrigues RR, Martins SV, Barros LC (2004) Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *Forest Ecology and Management* 190:323-333
- Rodal MJN, Martins FR, Sampaio EVSB (2008) Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. *Revista Caatinga* 21:192-205
- Sampaio EVSB, Araújo EL, Salcedo IH et al (1998) Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 33:621-632
- Santos JMFF (2010) Diversidade e abundância inter-anual no componente herbáceo da caatinga: paralelos entre uma área preservada e uma área antropizada em regeneração natural. Dissertação, Universidade Federal Rural de Pernambuco
- Silva KA, Lima EN, Santos JMFF et al (2008) Dinâmica de gramíneas em uma área de caatinga de Pernambuco-Brasil. In: Moura AN, Araújo EL, Albuquerque UP (orgs)

- Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos. Comunigraf/Nupea, Recife, pp105-129
- Soldaat LL, Vetter B, Klotz S (1997) Sex ratio in populations of *Silene otites* in relation to vegetation cover, population size and fungal infection. *Journal of Vegetation Science* 8:697-702
- Souza JT (2010) Chuva de sementes em área abandonada após cultivo próximo ao fragmento preservado de caatinga em Pernambuco, Brasil. Dissertação, Universidade Federal Rural de Pernambuco
- Swaine MD, Lieberman D, Putz FE (1987) The dynamics of tree populations in tropical forest: A review. *Journal of Tropical Ecology* 3:359-366
- Townsend CR, Begon M, Harper JL (2006) Fundamentos em ecologia. 2ª ed. Porto Alegre, Editora Artmed
- van Breugel M, Martinez-Ramos M, Bongers F (2006) Community dynamics during early succession in Mexican tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology* 22:663-674
- Verheyen K, Honnay O, Motzkin G et al (2003) Response of forest plant species to land-use change: A life-history trait-based approach. *Journal of Ecology* 91:563-577
- Vicente A, Santos AMM, Tabarelli M (2003) Variações no modo de dispersão de espécies em um gradiente de precipitação entre floresta seca e úmida do nordeste do Brasil. In: Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (eds) *Ecologia e conservação da Caatinga*. Ed. Universitária da UFPE, Recife
- Wijdeven SMS, Kuzee ME (2000) Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. *Restoration Ecology* 8:414-424
- Zanne AE, Chapman CA (2001) Expediting and isolation from seed sources in plantations. *Ecological Applications* 11:1610-1621
- Zimmerman J K, Pascarella JB, Aide TM (2000) Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* 8:350-360

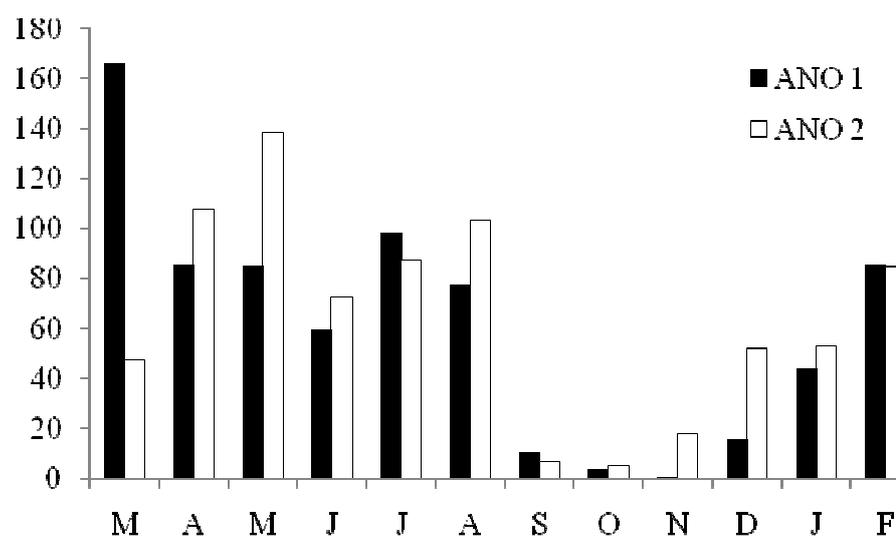


Fig. 1. Dados pluviométricos na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil.

Tabela 1. Nascimentos e mortes de *Myracrodruon urundeuva*, *Schinopsis brasiliensis* e *Poincianella pyramidalis* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil.

Distância (m)	<i>M. urundeuva</i>				<i>S. brasiliensis</i>				<i>P. pyramidalis</i>			
	N 1	N 2	M 1	M 2	N 1	N 2	M 1	M 2	N 1	N 2	M 1	M 2
10	11	2	9	3	3	0	1	1	10	4	3	5
20	3	1	1	7	2	0	2	0	11	18	0	7
30	0	0	1	0	3	0	4	0	53	72	16	47
40	0	0	0	0	2	0	1	0	196	245	6	162
50	7	0	28	1	3	0	3	0	71	116	3	67
60	1	0	1	0	0	0	4	0	12	22	2	11
70	1	0	1	0	0	0	2	0	56	50	3	31
80	0	0	2	0	1	0	0	2	28	36	2	17
90	0	0	1	0	0	0	0	0	14	21	0	6
100	0	1	0	0	0	0	0	0	7	2	0	4
110	1	0	0	1	4	1	4	1	2	3	0	4
120	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0	2	1
130	0	0	1	0	1	1	0	1	0	2	4	2
140	0	0	0	1	0	1	2	1	7	3	2	6
150	0	0	0	0	1	1	0	0	0	2	0	2
Total	24	4	45	14	20	4	23	6	470	596	43	372

N1 = número de nascimentos do ano 1; N2 = número de nascimentos do ano 2; M1 = número de mortos do ano 1; M2 = número de mortos do ano 2

Tabela 2. Número de adultos (A), imaturos (I), juvenis (J) e plântulas (P) de *Myracrodruon urundeuva* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil.

Distância (m)	Ano 1					Ano 2				
	A	I	J	P	Total	A	I	J	P	Total
10	0	4	16	0	20	0	4	15	0	19
20	0	9	10	1	20	0	9	5	0	14
30	0	3	1	0	4	0	3	1	0	4
40	0	1	2	0	3	0	1	2	0	3
50	1	0	3	0	4	1	0	2	0	3
60	1	1	2	0	4	1	1	2	0	4
70	0	3	3	0	6	0	3	3	0	6
80	2	2	5	0	9	2	2	5	0	9
90	0	0	7	0	7	0	0	7	0	7
100	0	0	2	0	2	0	0	3	0	3
110	0	0	4	0	4	0	1	2	0	3
120	0	0	3	0	3	0	0	2	0	2
130	0	2	2	0	4	0	2	2	0	4
140	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
150	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1
Total	4	25	62	1	92	4	26	52	0	82

Tabela 3. Número de imaturos (I), juvenis (J) e plântulas (P) de *Schinopsis brasiliensis* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil.

Distância (m)	Ano 1				Ano 2			
	I	J	P	Total	I	J	P	Total
10	4	1	1	6	4	1	0	5
20	5	8	0	13	5	8	0	13
30	10	3	0	13	10	3	0	13
40	4	5	0	9	4	5	0	9
50	8	4	0	12	8	4	0	12
60	6	2	0	8	6	2	0	8
70	3	2	0	5	3	2	0	5
80	5	5	0	10	5	5	0	10
90	3	4	0	7	3	4	0	7
100	1	3	0	4	3	1	0	4
110	1	5	0	6	1	4	1	6
120	3	1	0	4	3	1	0	4
130	0	4	0	4	0	3	1	4
140	1	0	0	1	1	0	1	2
150	4	6	0	10	4	5	1	10
Total	58	53	1	112	60	48	4	112

Tabela 4. Número de adultos (A), imaturos (I), juvenis (J) e plântulas (P) de *Poincianella pyramidalis* em área em regeneração na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agropecuária, em Caruaru (PE), Brasil.

Distância (m)	Ano 1					Ano 2				
	A	I	J	P	Total	A	I	J	P	Total
10	9	5	17	2	33	10	4	18	19	33
20	1	3	35	1	40	1	3	42	42	46
30	5	2	84	11	102	5	2	110	115	122
40	12	12	173	61	258	12	11	251	318	341
50	14	7	109	1	131	15	7	151	153	175
60	2	7	24	5	38	3	6	36	39	48
70	3	5	64	21	93	3	3	104	105	111
80	9	9	55	1	74	9	9	76	76	94
90	3	2	30	0	35	3	2	40	40	45
100	6	3	15	1	25	6	4	14	14	24
110	0	0	16	0	16	0	3	10	11	14
120	2	16	15	0	33	2	16	14	14	32
130	2	3	18	0	23	2	3	18	18	23
140	3	8	17	0	28	3	8	14	15	26
150	1	3	5	0	9	2	2	3	4	8
Total	72	85	677	104	938	76	83	901	983	1142

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo apontou que a regeneração de áreas antropizadas em ambientes semiáridos é lenta e que mesmo após 16 anos e com impacto de baixa intensidade, representado por corte raso, ausência de intervenções antrópicas posteriores e proximidade de uma floresta madura em seu entorno, a vegetação ainda era bem diferente da floresta madura vizinha. Essa lenta recuperação talvez possa estar relacionada com as baixas precipitações dos ambientes semiáridos, visto a precipitação afetou a composição de espécies e a densidade total de indivíduos de áreas antropizadas. Esses ambientes são bastante influenciados pela variação sazonal e anual na precipitação (Araújo et al., 2005; Araújo et al., 2007; Santos et al., 2009). Com certeza, outros fatores também influenciam a regeneração de áreas abandonadas como o tempo de abandono. Embora nesse estudo não foi detectada uma influência do tempo de abandono na composição florística, densidade e área basal totais, e riqueza de espécies das nove áreas comparadas, possivelmente, essa ausência de relação pode ter ocorrido em virtude do baixo número de áreas de igual idade e diferentes contextos locais. Dessa forma, estudos envolvendo um número maior de áreas antropizadas ou desenhos sistematizados para esse fim específico são necessários para detectar se o tempo de abandono realmente não tem grande importância neste ambiente.

Outro fator importante é a proximidade de fragmentos florestais que pode contribuir com uma maior disponibilidade de sementes (Cubiña & Aide 2001; Zimmerman et al. 2000). Embora, ao nível de comunidade, os números de indivíduos, as alturas médias e os diâmetros máximos dos indivíduos não tenham tido relação com o aumento da distância do fragmento, ela deve ter tido mais importância nos estádios mais iniciais de sucessão. O fato da diversidade de espécies ser menor nas faixas mais distantes e da riqueza não ter relação com a distância do fragmento sugerem que a colonização possa iniciar através de um baixo número de espécies que iriam apresentar densidades elevadas e, posteriormente chegariam novas espécies com baixas densidades populacionais. Assim, nas parcelas mais próximas ao fragmento ocorre uma maior equitabilidade na “comunidade”, sugerindo um estágio mais avançado de sucessão. Já as parcelas mais distantes são dominadas por poucas espécies e aparentemente a “comunidade” encontra-se num estágio mais inicial do processo sucessional.

Em relação à população, a proximidade do fragmento florestal parece contribui com a dispersão de propágulos à área antropizada pelo menos para as três espécies estudadas, o que resultou em mais nascimentos e maiores densidades populacionais e de indivíduos nos

estádios imaturos, juvenis e plântulas. Outros fatores atuam no estabelecimento das espécies tanto que a mortalidade não foi influenciada pela distância. *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* mantiveram a densidade total de indivíduos, enquanto *P. pyramidalis* apresentou acréscimos significativos. Esta diferença na variação de densidade destas espécies pode estar relacionada à precipitação e as suas habilidades competitivas. *P. pyramidalis* demonstrou uma habilidade superior a *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* em colonizar áreas antropizadas.

Diante do declínio no número de nascimentos, na baixa densidade de plântulas e da dificuldade de estabelecimento de *M. urundeuva* e *S. brasiliensis* atrelado ao fato delas estarem presentes na lista oficial da flora brasileira ameaçada em extinção do IBAMA (Portaria N° 37-N, de 3 de abril de 1.992) indicam que uma atenção maior se faz necessária para a conservação destas espécies. Além disso, os fragmentos florestais têm um papel importante na conservação não apenas destas duas espécies, bem como de outras. Isso reforça a importância da manutenção destes fragmentos florestais que além de conservarem uma biodiversidade rica em espécies endêmicas, contribui também para a regeneração de áreas antropizadas.

ANEXOS

Anexo 1 – Normas para publicação na Revista Forest Ecology and Management

Guide for Authors

INTRODUCTION

Forest Ecology and Management publishes scientific articles that link forest ecology with forest management, and that apply biological, ecological and social knowledge to the management and conservation of man-made and natural forests. The scope of the journal includes all forest ecosystems of the world.

A refereeing process ensures the quality and international interest of the manuscripts accepted for publication. The journal aims to encourage communication between scientists in disparate fields who share a common interest in ecology and forest management, and to bridge the gap between research workers and forest managers in the field to the benefit of both.

Authors should demonstrate a clear link with forest ecology and management. For example, papers dealing with remote sensing are acceptable if this link is demonstrated, but not acceptable if the main thrust is technological and methodological. Similarly, papers dealing with molecular biology and genetics may be more appropriate in specialized journals, depending on their emphasis. The journal does not accept articles dealing with agro-forestry. The journal does not recognize 'short communications' as a separate category.

The editors encourage submission of papers that will have the strongest interest and value to the Journal's international readership. Some key features of papers with strong interest include:

1. Clear connections between the ecology and management of forests;
2. Novel ideas or approaches to important challenges in forest ecology and management;
3. Studies that address a population of interest beyond the scale of single research sites (see the editorial, Three key points in the design of forest experiments, Forest Ecology and Management 255 (2008) 2022-2023);
4. Review Articles on timely, important topics. Authors are encouraged to contact one of the editors to discuss the potential suitability of a review manuscript.

We now receive many more submissions than we can publish. Many papers are rejected because they do not fit within the aims and scope detailed above. Some examples include:

1. Papers in which the primary focus is, for example, entomology or pathology or soil science or remote sensing, but where the links to, and implications for, forest management are not clear and have not been strongly developed;
2. Model-based investigations that do not include a substantial field-based validation component;
3. Local or regional studies of diversity aimed at the development of conservation policies;
4. The effects of forestry practices that do not include a strong ecological component (for example, the effects of weed control or fertilizer application on yield);
5. Social or economic or policy studies (please consider our sister journal, 'Forest Policy and Economics').

Types of paper

1. Regular papers. Original research papers should report the results of original research. The material should not have been previously published elsewhere, except in a preliminary form.
2. Review articles. Review articles are welcome but should be topical and not just an overview of the literature. Before submission please contact one of the Chief Editors.
3. Papers for Special Issues. Forest Ecology and Management publishes Special Issues from time to time. If your paper has been invited by a Guest Editor as a contribution to a Special Issue, please mark it as such on the title page.

BEFORE YOU BEGIN

Ethics in Publishing

For information on Ethics in Publishing and Ethical guidelines for journal publication see <http://www.elsevier.com/publishingethics> and <http://www.elsevier.com/ethicalguidelines>.

Conflict of interest

All authors are requested to disclose any actual or potential conflict of interest including any financial, personal or other relationships with other people or organizations within three years of beginning the submitted work that could inappropriately influence, or be perceived to influence, their work. See also <http://www.elsevier.com/conflictsofinterest>.

Submission declaration

Submission of an article implies that the work described has not been published previously (except in the form of an abstract or as part of a published lecture or academic thesis), that it is not under consideration for publication elsewhere, that its publication is approved by all authors and tacitly or explicitly by the responsible authorities where the work was carried out, and that, if accepted, it will not be published elsewhere including electronically in the same form, in English or in any other language, without the written consent of the copyright-holder.

Copyright

Upon acceptance of an article, authors will be asked to complete a 'Journal Publishing Agreement' (for more information on this and copyright see <http://www.elsevier.com/copyright>). Acceptance of the agreement will ensure the widest possible dissemination of information. An e-mail will be sent to the corresponding author confirming receipt of the manuscript together with a 'Journal Publishing Agreement' form or a link to the online version of this agreement.

Subscribers may reproduce tables of contents or prepare lists of articles including abstracts for internal circulation within their institutions. Permission of the Publisher is required for resale or distribution outside the institution and for all other derivative works, including compilations and translations (please consult <http://www.elsevier.com/permissions>). If excerpts from other copyrighted works are included, the author(s) must obtain written permission from the copyright owners and credit the source(s) in the article. Elsevier has preprinted forms for use by authors in these cases: please consult <http://www.elsevier.com/permissions>.

Retained author rights

As an author you (or your employer or institution) retain certain rights; for details you are referred to: <http://www.elsevier.com/authorsrights>.

Role of the funding source

You are requested to identify who provided financial support for the conduct of the research and/or preparation of the article and to briefly describe the role of the sponsor(s), if any, in study design; in the collection, analysis and interpretation of data; in the writing of the report; and in the decision to submit the paper for publication. If the funding source(s) had no such involvement then this should be stated. Please see <http://www.elsevier.com/funding>.

Funding body agreements and policies

Elsevier has established agreements and developed policies to allow authors whose articles appear in journals published by Elsevier, to comply with potential manuscript archiving requirements as specified as conditions of their grant awards. To learn more about existing agreements and policies please visit <http://www.elsevier.com/fundingbodies>.

Language and language services

Please write your text in good English (American or British usage is accepted, but not a mixture of these). Authors who require information about language editing and copyediting services pre- and post-submission please visit <http://www.elsevier.com/languageediting> or our customer support site at <http://epsupport.elsevier.com> for more information.

Full Online Submission

Submission to this journal proceeds totally online and you will be guided stepwise through the creation and uploading of your files. The system automatically converts source files to a single PDF file of the article, which is used in the peer-review process. Please note that even though manuscript source files are converted to PDF files at submission for the review process, these source files are needed for further processing after acceptance. All correspondence, including notification of the Editor's decision and requests for revision, takes place by e-mail removing the need for a paper trail.

All submissions must be accompanied by a cover letter detailing what you are submitting. Please indicate:

- The author to whom we should address our correspondence (in the event of multiple authors, a single 'Corresponding Author' must be named)
- A contact address, telephone/fax numbers and e-mail address
- Details of any previous or concurrent submissions. Please see our Authors' Rights section for more copyright information.
- It is also useful to provide the Editor-in-Chief with any information that will support your submission (e.g. original or confirmatory data, relevance, topicality).

Submit your article

Please submit your article via <http://ees.elsevier.com/foreco/>

Referees

Authors are required to identify four persons who are qualified to serve as reviewers. Authors are requested not to suggest reviewers with whom they have a personal or professional relationship, especially if that relationship would prevent the reviewer from having an unbiased opinion of the work of the authors. A working e-mail address for each reviewer is essential for rapid review in the event that reviewer is selected from those that are identified by the authors. You may also select reviewers you do not want to review your manuscript, but please state your reason for doing so.

PREPARATION

Use of wordprocessing software

It is important that the file be saved in the native format of the wordprocessor used. The text should be in single-column format. Keep the layout of the text as simple as possible. Most formatting codes will be removed and replaced on processing the article. In particular, do not use the wordprocessor's options to justify text or to hyphenate words. However, do use bold face, italics, subscripts, superscripts etc. Do not embed "graphically designed" equations or tables, but prepare these using the wordprocessor's facility. When preparing tables, if you are using a table grid, use only one grid for each individual table and not a grid for each row. If no grid is used, use tabs, not spaces, to align columns. The electronic text should be prepared in a way very similar to that of conventional manuscripts (see also the Guide to Publishing with Elsevier: <http://www.elsevier.com/guidepublication>). Do not import the figures into the text file but, instead, indicate their approximate locations directly in the electronic text and on the manuscript. See also the section on Electronic illustrations.

To avoid unnecessary errors you are strongly advised to use the "spell-check" and "grammar-check" functions of your wordprocessor.

It is important that the file be saved in the native format of the wordprocessor used. The text should be in single-column format, and 1.5 line-spacing should be used throughout. Keep the layout of the text as simple as possible.

Use of wordprocessing software

Article structure

Subdivision

Divide your article into clearly defined and numbered sections. Subsections should be numbered 1.1 (then 1.1.1, 1.1.2, ...), 1.2, etc. (the abstract is not included in section numbering). Use this numbering also for internal cross-referencing: do not just refer to "the text". Any subsection may be given a brief heading. Each heading should appear on its own separate line.

Introduction

State the objectives of the work and provide an adequate background, avoiding a detailed literature survey or a summary of the results.

Material and methods

Provide sufficient detail to allow the work to be reproduced. Methods already published should be indicated by a reference: only relevant modifications should be described.

Results

Results should be clear and concise.

Discussion

This should explore the significance of the results of the work, not repeat them. A combined Results and Discussion section is often appropriate. Avoid extensive citations and discussion of published literature.

Conclusions

The main conclusions of the study may be presented in a short Conclusions section, which may stand alone or form a subsection of a Discussion or Results and Discussion section.

Appendices

If there is more than one appendix, they should be identified as A, B, etc. Formulae and equations in appendices should be given separate numbering: Eq. (A.1), Eq. (A.2), etc.; in a subsequent appendix, Eq. (B.1) and so on.

Essential title page information

- Title. Concise and informative. Titles are often used in information-retrieval systems. Avoid abbreviations and formulae where possible.
- Author names and affiliations. Where the family name may be ambiguous (e.g., a double name), please indicate this clearly. Present the authors' affiliation addresses (where the actual work was done) below the names. Indicate all affiliations with a lower-case superscript letter immediately after the author's name and in front of the appropriate address. Provide the full postal address of each affiliation, including the country name, and, if available, the e-mail address of each author.
- Corresponding author. Clearly indicate who will handle correspondence at all stages of refereeing and publication, also post-publication. Ensure that telephone and fax numbers (with country and area code) are provided in addition to the e-mail address and the complete postal address.
- Present/permanent address. If an author has moved since the work described in the article was done, or was visiting at the time, a "Present address" (or "Permanent address") may be indicated as a footnote to that author's name. The address at which the author actually did the work must be retained as the main, affiliation address. Superscript Arabic numerals are used for such footnotes.

Abstract

A concise and factual abstract is required (not longer than 400 words). The abstract should state briefly the purpose of the research, the principal results and major conclusions. An abstract is often presented separately from the article, so it must be able to stand alone. For this reason, References should be avoided, but if essential, then cite the author(s) and year(s). Also, non-standard or uncommon abbreviations should be avoided, but if essential they must be defined at their first mention in the abstract itself

Keywords

Immediately after the abstract, provide a maximum of 6 keywords, using American spelling and avoiding general and plural terms and multiple concepts (avoid, for example, "and", "of"). Be sparing with abbreviations: only abbreviations firmly established in the field may be eligible. These keywords will be used for indexing purposes.

Abbreviations

Define abbreviations that are not standard in this field in a footnote to be placed on the first page of the article. Such abbreviations that are unavoidable in the abstract must be defined at their first mention there, as well as in the footnote. Ensure consistency of abbreviations throughout the article.

Acknowledgements

Collate acknowledgements in a separate section at the end of the article before the references and do not, therefore, include them on the title page, as a footnote to the title or otherwise. List here those individuals who provided help during the research (e.g., providing language help, writing assistance or proof reading the article, etc.).

Units

SI (Système International d'unités) should be used for all units except where common usage dictates otherwise. Examples of non-SI that may be more appropriate (depending on context) in many ecological and forestry measurements are ha rather than m², year rather than second. Use Mg ha⁻¹, not tonnes ha⁻¹, and use µg g⁻¹, not ppm (or for volume, µL L⁻¹ or equivalent). Tree diameter will generally be in cm (an approved SI unit) rather than m. Units should be in the following style: kg ha⁻¹ year⁻¹, kg m⁻³. Non-SI units should be spelled in full (e.g. year). Do not insert 'non-units' within compound units: for example, write 300 kg ha⁻¹ of nitrogen (or N), not 300 kg N ha⁻¹.

Math formulae

Present simple formulae in the line of normal text where possible and use the solidus (/) instead of a horizontal line for small fractional terms, e.g., X/Y. In principle, variables are to be presented in italics. Powers of e are often more conveniently denoted by exp. Number consecutively any equations that have to be displayed separately from the text (if referred to explicitly in the text).

Footnotes

Footnotes should be used sparingly. Number them consecutively throughout the article, using superscript Arabic numbers. Many wordprocessors build footnotes into the text, and this feature may be used. Should this not be the case, indicate the position of footnotes in the text and present the footnotes themselves separately at the end of the article. Do not include footnotes in the Reference list.

Table footnotes

Indicate each footnote in a table with a superscript lowercase letter.

Artwork

Electronic artwork

General points

- Make sure you use uniform lettering and sizing of your original artwork.
- Save text in illustrations as "graphics" or enclose the font.
- Only use the following fonts in your illustrations: Arial, Courier, Times, Symbol.
- Number the illustrations according to their sequence in the text.
- Use a logical naming convention for your artwork files.
- Provide captions to illustrations separately.
- Produce images near to the desired size of the printed version.
- Submit each figure as a separate file.

A detailed guide on electronic artwork is available on our website: <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>

You are urged to visit this site; some excerpts from the detailed information are given here.

Formats

Regardless of the application used, when your electronic artwork is finalised, please "save as" or convert the images to one of the following formats (note the resolution requirements for line drawings, halftones, and line/halftone combinations given below):

EPS: Vector drawings. Embed the font or save the text as "graphics".

TIFF: color or grayscale photographs (halftones): always use a minimum of 300 dpi.

TIFF: Bitmapped line drawings: use a minimum of 1000 dpi.

TIFF: Combinations bitmapped line/half-tone (color or grayscale): a minimum of 500 dpi is required.

DOC, XLS or PPT: If your electronic artwork is created in any of these Microsoft Office applications please supply "as is".

Please do not:

- Supply embedded graphics in your wordprocessor (spreadsheet, presentation) document;
- Supply files that are optimised for screen use (like GIF, BMP, PICT, WPG); the resolution is too low;
- Supply files that are too low in resolution;
- Submit graphics that are disproportionately large for the content.

Color artwork

Please make sure that artwork files are in an acceptable format (TIFF, EPS or MS Office files) and with the correct resolution. If, together with your accepted article, you submit usable color figures then Elsevier will ensure, at no additional charge, that these figures will appear in color on the Web (e.g., ScienceDirect and other sites) regardless of whether or not these illustrations are reproduced in color in the printed version. For color reproduction in print, you will receive information regarding the costs from Elsevier after receipt of your accepted article. Please indicate your preference for color in print or on the Web only. For further information on the preparation of electronic artwork, please see <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>.

Please note: Because of technical complications which can arise by converting color figures to "gray scale" (for the printed version should you not opt for color in print) please submit in addition usable black and white versions of all the color illustrations.

Figure Captions

Number figures consecutively in accordance with their appearance in the text. Ensure that each figure has a caption. Supply captions separately, not attached to the figure. A caption should comprise a brief title (not on the figure itself) and a description of the figure. Keep text in the figures themselves to a minimum but explain all symbols and abbreviations used.

Tables

Number tables consecutively in accordance with their appearance in the text. Place footnotes to tables below the table body and indicate them with superscript lowercase letters. Avoid vertical rules. Be sparing in the use of tables and ensure that the data presented in tables do not duplicate results described elsewhere in the article.

References

Citation in text

Please ensure that every reference cited in the text is also present in the reference list (and vice versa). Any references cited in the abstract must be given in full. Unpublished results and personal communications are not recommended in the reference list, but may be mentioned in the text. If these references are included in the reference list they should follow the standard reference style of the journal and should include a substitution of the publication date with either "Unpublished results" or "Personal communication" Citation of a reference as "in press" implies that the item has been accepted for publication.

Web references

As a minimum, the full URL should be given and the date when the reference was last accessed. Any further information, if known (DOI, author names, dates, reference to a source

publication, etc.), should also be given. Web references can be listed separately (e.g., after the reference list) under a different heading if desired, or can be included in the reference list.

References in a special issue

Please ensure that the words 'this issue' are added to any references in the list (and any citations in the text) to other articles in the same Special Issue.

Reference management software

This journal has standard templates available in key reference management packages EndNote (<http://www.endnote.com>) and Reference Manager (<http://www.refman.com>). Using plug-ins to wordprocessing packages, authors only need to select the appropriate journal template when preparing their article and the list of references and citations to these will be formatted according to the journal style which is described below.

Reference style

Text: All citations in the text should refer to:

1. Single author: the author's name (without initials, unless there is ambiguity) and the year of publication;
2. Two authors: both authors' names and the year of publication;
3. Three or more authors: first author's name followed by "et al." and the year of publication.

Citations may be made directly (or parenthetically). Groups of references should be listed first alphabetically, then chronologically.

Examples: "as demonstrated (Allan, 1996a, 1996b, 1999; Allan and Jones, 1995). Kramer et al. (2000) have recently shown"

List: References should be arranged first alphabetically and then further sorted chronologically if necessary. More than one reference from the same author(s) in the same year must be identified by the letters "a", "b", "c", etc., placed after the year of publication.

Examples:

Reference to a journal publication:

Van der Geer, J., Hanraads, J.A.J., Lupton, R.A., 2000. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59.

Reference to a book:

Strunk Jr., W., White, E.B., 1979. *The Elements of Style*, third ed. Macmillan, New York.

Reference to a chapter in an edited book:

Mettam, G.R., Adams, L.B., 1999. How to prepare an electronic version of your article, in: Jones, B.S., Smith, R.Z. (Eds.), *Introduction to the Electronic Age*. E-Publishing Inc., New York, pp. 281–304.

Journal abbreviations source

Journal names should be abbreviated according to

Index Medicus journal abbreviations: <http://www.nlm.nih.gov/tsd/serials/lji.html>;

List of serial title word abbreviations: <http://www.issn.org/2-22661-LTWA-online.php>;

CAS (Chemical Abstracts Service): <http://www.cas.org/sent.html>.

Video data

Elsevier accepts video material and animation sequences to support and enhance your scientific research. Authors who have video or animation files that they wish to submit with their article are strongly encouraged to include these within the body of the article. This can be done in the same way as a figure or table by referring to the video or animation content and noting in the body text where it should be placed. All submitted files should be properly labeled so that they directly relate to the video file's content. In order to ensure that your video or animation material is directly usable, please provide the files in one of our recommended file formats with a maximum size of 30 MB and running time of 5 minutes. Video and animation files supplied will be published online in the electronic version of your article in Elsevier Web products, including ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com>. Please supply 'stills' with your files: you can choose any frame from the video or animation or make a

separate image. These will be used instead of standard icons and will personalize the link to your video data. For more detailed instructions please visit our video instruction pages at <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>. Note: since video and animation cannot be embedded in the print version of the journal, please provide text for both the electronic and the print version for the portions of the article that refer to this content.

Supplementary data

Elsevier accepts electronic supplementary material to support and enhance your scientific research. Supplementary files offer the author additional possibilities to publish supporting applications, high-resolution images, background datasets, sound clips and more. Supplementary files supplied will be published online alongside the electronic version of your article in Elsevier Web products, including ScienceDirect: <http://www.sciencedirect.com>. In order to ensure that your submitted material is directly usable, please provide the data in one of our recommended file formats. Authors should submit the material in electronic format together with the article and supply a concise and descriptive caption for each file. For more detailed instructions please visit our artwork instruction pages at <http://www.elsevier.com/artworkinstructions>.

Submission checklist

It is hoped that this list will be useful during the final checking of an article prior to sending it to the journal's Editor for review. Please consult this Guide for Authors for further details of any item.

Ensure that the following items are present:

One Author designated as corresponding Author:

- E-mail address
- Full postal address
- Telephone and fax numbers

All necessary files have been uploaded

- Keywords
- All figure captions
- All tables (including title, description, footnotes)

Further considerations

- Manuscript has been "spellchecked" and "grammar-checked"
- References are in the correct format for this journal
- All references mentioned in the Reference list are cited in the text, and vice versa
- Permission has been obtained for use of copyrighted material from other sources (including the Web)
- Color figures are clearly marked as being intended for color reproduction on the Web (free of charge) and in print or to be reproduced in color on the Web (free of charge) and in black-and-white in print
- If only color on the Web is required, black and white versions of the figures are also supplied for printing purposes

For any further information please visit our customer support site at <http://epsupport.elsevier.com>.

AFTER ACCEPTANCE

Use of the Digital Object Identifier

The Digital Object Identifier (DOI) may be used to cite and link to electronic documents. The DOI consists of a unique alpha-numeric character string which is assigned to a document by the publisher upon the initial electronic publication. The assigned DOI never changes. Therefore, it is an ideal medium for citing a document, particularly 'Articles in press' because they have not yet received their full bibliographic information. The correct format for citing a DOI is shown as follows (example taken from a document in the journal *Physics Letters B*):

doi:10.1016/j.physletb.2003.10.071

When you use the DOI to create URL hyperlinks to documents on the web, they are guaranteed never to change.

Proofs

One set of page proofs (as PDF files) will be sent by e-mail to the corresponding author (if we do not have an e-mail address then paper proofs will be sent by post) or, a link will be provided in the e-mail so that authors can download the files themselves. Elsevier now provides authors with PDF proofs which can be annotated; for this you will need to download Adobe Reader version 7 (or higher) available free from <http://www.adobe.com/products/acrobat/readstep2.html>. Instructions on how to annotate PDF files will accompany the proofs (also given online). The exact system requirements are given at the Adobe site: <http://www.adobe.com/products/acrobat/acrrsystemreqs.html#70win>.

If you do not wish to use the PDF annotations function, you may list the corrections (including replies to the Query Form) and return them to Elsevier in an e-mail. Please list your corrections quoting line number. If, for any reason, this is not possible, then mark the corrections and any other comments (including replies to the Query Form) on a printout of your proof and return by fax, or scan the pages and e-mail, or by post. Please use this proof only for checking the typesetting, editing, completeness and correctness of the text, tables and figures. Significant changes to the article as accepted for publication will only be considered at this stage with permission from the Editor. We will do everything possible to get your article published quickly and accurately. Therefore, it is important to ensure that all of your corrections are sent back to us in one communication: please check carefully before replying, as inclusion of any subsequent corrections cannot be guaranteed. Proofreading is solely your responsibility. Note that Elsevier may proceed with the publication of your article if no response is received.

Offprints

The corresponding author, at no cost, will be provided with a PDF file of the article via e-mail. For an extra charge, paper offprints can be ordered via the offprint order form which is sent once the article is accepted for publication. The PDF file is a watermarked version of the published article and includes a cover sheet with the journal cover image and a disclaimer outlining the terms and conditions of use.

AUTHOR INQUIRIES

For inquiries relating to the submission of articles (including electronic submission where available) please visit this journal's homepage. You can track accepted articles at <http://www.elsevier.com/trackarticle> and set up e-mail alerts to inform you of when an article's status has changed. Also accessible from here is information on copyright, frequently asked questions and more. Contact details for questions arising after acceptance of an article, especially those relating to proofs, will be provided by the publisher.

Anexo 2 – Normas para publicação na Revista Restoration Ecology

TOP AUTHOR GUIDELINES

Restoration Ecology is a peer-reviewed quarterly journal published for the Society for Ecological Restoration International by Blackwell Publishing.

The journal publishes research papers, reviews, opinions of readers, and technical reports on all aspects of ecological restoration, defined as assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed (SER Science and Policy Working Group, 2002). Contributions may span the natural sciences, including ecological and biological aspects, as well as restoration of soil, air and water when set in an ecological context; and the social sciences, including cultural, philosophical, political, educational, economic, and historical aspects.

Restoration Ecology will not distinguish between basic and applied research and encourages all contributors to consider both the practical and the more fundamental implications of their work. When case studies are presented they should be used to illustrate broad principles. All ecosystem types are considered including terrestrial, aquatic and marine. In summary, the editors welcome manuscripts including:

- Research papers on restoration and ecological principles that help explain restoration processes,
- Research papers on the socio-ecological aspects of restoration,
- Research papers that document setbacks and surprises encountered during restoration,
- Descriptions of techniques that the author has pioneered and that are likely to be of use to other practicing restorationists,
- Review papers that summarize literature on specialized aspects of restoration,
- Opinion papers, which provide commentary or analysis and may be more speculative than research papers but documented by literature.

Book reviews will be solicited by the Book Review Editor.

Texts of articles should conform to the following limits on length (this does not include abstract, citations, tables, etc.): Research papers: 3,000-5,000 words (6-10 journal pages); Reviews: no more than 5,000 words (10 journal pages); Opinion pieces: no more than 3,000 words (6 journal pages); Short communications: no more than 1,000 words (2 journal pages). Articles longer than the maximum lengths indicated above may be considered for publication under exceptional circumstances but authors need to provide justification for exceeding the length guidelines. Authors submitting excessively long articles will generally be asked to significantly reduce the length prior to review.

Authors should consult recently published issues of the journal to familiarize themselves with style and layout and consider the requirements detailed below.

OnlineOpen

OnlineOpen is an optional pay-to-publish service from Wiley-Blackwell that offers authors whose papers are accepted for publication the opportunity to pay up-front for their manuscript to become open access (i.e. free for all to view and download) via the Wiley InterScience website. Each OnlineOpen article will be subject to a one-off fee of \$3,000 to be met by or on behalf of the Author in advance of publication. Upon online publication, the article (both full-text and PDF versions) will be available to all for viewing and download free of charge. The print version of the article will also be branded as OnlineOpen and will draw attention to the fact that the paper can be downloaded for free via the Wiley InterScience service.

Any authors wishing to send their paper OnlineOpen will be required to complete the [combined payment and copyright license form](#) (Please note this form is for use with OnlineOpen material ONLY.)

Once complete this form should be sent to the Editorial Office along with the rest of the manuscript materials at the time of acceptance or as soon as possible after that (preferably within 24 hours to avoid any delays in processing). Prior to acceptance there is no

requirement to inform an Editorial Office that you intend to publish your paper OnlineOpen if you do not wish to.

The copyright statement for OnlineOpen authors will read:

© [date] The Author(s) Journal compilation

© [date] [Society for Ecological Restoration International]

Submission of Manuscripts

Authors with Internet connections should submit manuscripts, including figures, to the Restoration Ecology submission website (<http://mc.manuscriptcentral.com/rec>). By accessing this website you will be guided stepwise through the creation and uploading of files; the system automatically generates an electronic PDF proof which is used for reviewing. For assistance, contact Scholar One technical support at 434-817-2040 or email: support@scholarone.com.

All correspondence, including the Editor's decision and request for revisions, will be by e-mail. Any queries should be directed to the Managing Editor, Sue Yates, School of Environmental Science, Murdoch University, Murdoch, WA 6150 Australia, or restecol@murdoch.edu.au. Manuscripts must be in English and submitted exclusively to Restoration Ecology. If accepted, papers become copyright of the Journal and the Society. Authors must give signed consent for publication by submitting a Copyright Assignment Form, but permission to use material elsewhere (e.g., in review articles) will normally be granted on request.

Authors are asked to provide the names of potential referees. Authors should always retain a copy of all material. All text must be double-spaced, with margins of at least 1 1/4". Number all pages. All papers will routinely be copyedited by the publisher, but upon acceptance and final revision authors are to ensure the manuscript conforms to the journal style. http://www.blackwellpublishing.com/pdf/RE_Style_Guide.pdf.

Abstracts

The abstract of research papers, reviews and opinion pieces should be about 250 words and complete without reference to the text. The abstract should state concisely the goals, methods, principal results, and major conclusions of the paper. Key words are required for use by Abstract services.

Text

All text should use only American English spelling. Original data research papers should contain six sections:

- 1) The Introduction should include a literature review and objectives, including how the study specifically addresses restoration objectives or hypotheses;
- 2) The Methods section should include a site description with latitude and longitude if appropriate. A site map should be included only if the information cannot be obtained from a standard atlas, and experimental design maps are published only if the design cannot be sufficiently described in words.
- 3) The Results section should include all results presented as succinctly as possible, and should not have the same data presented in different ways (e.g., both in a table and a figure). The results should be separate from the Discussion.
- 4) The Discussion should cite international literature appropriate to the topic and consider the broader implications of the work (i.e., its relevance in the context of other ecosystem types and/or geographical locations).
- 5) The Conclusion section or paragraph should explain the restoration implications of the study, if not already explicitly addressed in the Discussion.
- 6) A box on "Implications for Practice" should summarize in dot points and in plain English implications of the work that may interest practitioners. (Please note that this section should not simply provide a dot point summary of the paper or reiterate findings or issues from the

paper that do not have implications for practice. Rather the points should highlight how key findings should be used or taken into account for practical purposes.)

Review papers, opinion, or commentary papers are not required to follow a set format, but must be supported by published international literature. These papers should also include a box on "Implications for Practice", as in (6) above.

Taxonomic Names

For organisms, cite scientific name (in italics) followed by common name in parentheses. If no common name is available, include family name in parentheses. Thereafter, either the scientific name or common name may be cited if used consistently. The genus name can be abbreviated after the first use.

Tables and Figures

Tables must be typed double-spaced, without vertical rules, and should not duplicate material in the text or figures. Brief headings should be placed at the top of all tables. They should be consecutively numbered within the manuscript.

Figures include original drawings and photographs and should be supplied to fit within either a single column or across the full page. All illustrations, including lettering, should be capable of 66 to 50% reduction without loss of clarity or legibility. When possible, show statistical significance directly on tables and figures, to make interpretation easier for readers.

Photographs of research sites are encouraged for inclusion in articles since they are especially relevant in restoration ecology. Color photographs will be printed in black and white unless authors indicate their willingness to pay for color printing; however, there is no charge to authors for color images in the online version. Photographs may be submitted as separate figures or in sets with a narrow white border between each photograph. Figures should be consecutively numbered.

For review purposes embed all figures and tables with the text in a single document whenever possible. Upon acceptance you will be asked to provide all line artwork (vector graphics) as Encapsulated Postscript (EPS) and bitmap files (halftones or photographic images) as Tagged Image Format (TIFF), with a resolution of at least 300 dpi at final size. Do not send native file formats. More detailed information on the submission of electronic artwork will be provided upon acceptance of the manuscript and can be found at <http://www.blackwellpublishing.com/authors/digill.asp>.

All tables and figures must be called out within the text.

Cover Photograph

Authors may submit color photographs not less than 5 x 8 inches with a descriptive legend for possible use for the cover of the Journal. The same illustrations may be used as a figure in the text.

Literature Cited

Only articles that have been published or are "in press" may be included in the Literature Cited. In the text, unpublished studies should be referred to as such or as a personal communication and should include an affiliation. Example: (R. Davis 1999, Harvard University, Boston, MA, personal communication). References in the text should be inserted in parentheses, in chronological order as follows: (Johnson & Van Cleve 1976; Cairns 1981; Plafkin et al. 1989). The reference list should be in alphabetical order according to first-named author. Papers with two authors should follow those of the first-named author, arranged in alphabetical order according to the name of the second author. Papers with more than two authors should follow in chronological order. All authors' names, dates, title of book or article, publisher and place of publication must be included. Do not use abbreviations. The following are examples:

Keto, J. 1982. Therecovery of Lake Vesijärvi after sewage diversion. *Hydrobiologia* 86:195-199.

Keto, J., and I. Sammalkorpi. 1988. A fading recovery: a conceptual model for Lake Vesijärvi management and research. *Aqua Fennica* 18:193-204.

Leverenz, J. W., and D.J. Lev. 1987. Effects of carbon dioxide-induced climate changes in the natural ranges of six major commercial tree species in the western United States. Pages 123-155 in W. E. Shands and J. S. Hoffman, editors. *The greenhouse effect, climate change, and U.S. forests*. The Conservation Foundation, Washington, D.C.

McKneeley, J.A. 1995. The interaction between biological diversity and cultural diversity. International Conference on Indigenous Peoples, Environment, and Development, Zurich, 15-18 May 1995. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Newmark, W. D. 1986. Mammalian richness, colonization and extinction in western North American national parks. Dissertation. University of Michigan, Ann Arbor.

Plafkin, J. L., M. T. Barbour, K. D. Porter, S. K. Gross, and R. M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macro-invertebrates and fish. EPA/444/4-89-001. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Stockwell, C. A., G. C. Bateman, and J. Berger. 1991. Conflicts in national parks: helicopters, big horn sheep, and Grand Canyon. *Biological Conservation*. (In press.)

National Oceanic and Atmospheric Administration, National Climatic Data Center, 2002-2003. URL <http://www.erh.noaa.gov/iln/climate.htm> [accessed on 13 February 2003]

BE SURE TO CROSS-CHECK ALL REFERENCES CITED IN THE TEXT WITH THOSE LISTED IN LITERATURE CITED BEFORE SUBMITTING THE MANUSCRIPT.

Proofs

Authors are expected to proofread their article promptly and carefully, correcting any printer's errors. Proofs should be returned within 48 hours of receipt. Because changes to typeset text are expensive, authors making excessive changes will be invoiced by the Publisher.

Page Charges (US\$)

There are no page charges for those without institutional or grant support for them. Page charges of \$150 per page will be assessed for those with grants or institutional support for publication costs, \$35 for those with limited support, \$10 per page for those without grant support, but willing to pay at this rate. These charges will be collected by the Publisher. An author's inability to pay will in no way influence whether his or her paper will be accepted for publication. There is a non-waivable \$900 charge per page for color figures.

Offprints

The Publisher will supply the author with a free PDF offprint. An offprint order form will be included with the page proofs, and authors may order hardcopy offprints in lots of 100.

Anexo 3 – Normas para publicação na Revista Biodiversity and Conservation

Instructions for Authors

Biodiversity and Conservation

Aims and Scope

Biodiversity and Conservation is an international journal devoted to the publication of articles on all aspects of biological diversity - its description, analysis and conservation, and its controlled rational use by humankind. The scope of Biodiversity and Conservation is wide and multidisciplinary, and embraces all life-forms. Research papers, as well as Editorials, Comments and Research Notes, on biodiversity and conservation, and contributions which deal with the practicalities of conservation management, economic, social and political issues and with case studies are welcome. The journal provides a forum for examining the conflict between sustainable development and human dependence on biodiversity, in such fields as agriculture, environmental management and biotechnology. The Editors encourage contributors from developing countries in order to realize proper global perspectives on matters of biodiversity and conservation.

Online Manuscript Submission

Springer now offers authors, editors and reviewers of Biodiversity & Conservation the option of using our fully web-enabled online manuscript submission and review system. To keep the review time as short as possible (no postal delays!), we encourage authors to submit manuscripts online to the journal's editorial office. Our online manuscript submission and review system offers authors the option to track the progress of the review process of manuscripts in real time. Manuscripts should be submitted to: <http://bioc.edmgr.com>

The online manuscript submission and review system for Biodiversity & Conservation offers easy and straightforward log-in and submission procedures. This system supports a wide range of submission file formats: for manuscripts - Word, WordPerfect, RTF, TXT and LaTeX; for figures - TIFF, GIF, JPEG, EPS, PPT, and Postscript.

NOTE: By using the online manuscript submission and review system, it is NOT necessary to submit the manuscript also in printout + disk.

In case you encounter any difficulties while submitting your manuscript on line, please get in touch with the responsible Editorial Assistant by clicking on "CONTACT US" from the tool bar.

The journal also publishes Editorials, Comments and Research notes. These types of articles should be submitted to the Journals Editorial Office in the usual way, but authors should clearly indicate that they are Editorials, Comments or Research notes.

Electronic figures

Electronic versions of your figures must be supplied. For vector graphics, EPS is the preferred format. For bitmapped graphics, TIFF is the preferred format. The following resolutions are optimal: line figures - 600 - 1200 dpi; photographs - 300 dpi; screen dumps - leave as is. Colour figures can be submitted in the RGB colour system. Font-related problems can be avoided by using standard fonts such as Times Roman, Courier and Helvetica.

Colour figures

Springer offers two options for reproducing colour illustrations in your article. Please let us know what you prefer: 1) Free online colour. The colour figure will only appear in colour on www.springer.com and not in the printed version of the journal. 2) Online and printed colour. The colour figures will appear in colour on our website and in the printed version of the journal. The charges are EUR 950/USD 1150 per article.

Language

We appreciate any efforts that you make to ensure that the language is corrected before submission. This will greatly improve the legibility of your paper if English is not your first language.

Manuscript Presentation

The journal's language is English. British English or American English spelling and terminology may be used, but either one should be followed consistently throughout the article. Leave adequate margins on all sides to allow reviewers' remarks. Please double-space all material, including notes and references. Quotations of more than 40 words should be set off clearly, either by indenting the left-hand margin or by using a smaller typeface. Use double quotation marks for direct quotations and single quotation marks for quotations within quotations and for words or phrases used in a special sense.

Number the pages consecutively with the first page containing:

running head (shortened title)

title

author(s)

affiliation(s)

full address for correspondence, including telephone and fax number and e-mail address

Abstract

Please provide a short abstract of 100 to 250 words. The abstract should not contain any undefined abbreviations or unspecified references.

Key words

Please provide 5 to 10 key words or short phrases in alphabetical order.

Abbreviations

Abbreviations and their explanations should be collected in a list.

Symbols and units

Please use the recommended SI units.

Nomenclature

The correct names of organisms conforming with the international rules of nomenclature must be used. Descriptions of new taxa should not be submitted unless a specimen has been deposited in a recognized collection and it is designated as a type strain in the paper. Biodiversity and Conservation uses the same conventions for the genetics nomenclature of bacteria, viruses, transposable elements, plasmids and restriction enzymes as the American Society for Microbiology journals.

Figures

All photographs, graphs and diagrams should be referred to as a 'Figure' and they should be numbered consecutively (1, 2, etc.). Multi-part figures ought to be labelled with lower case letters (a, b, etc.). Please insert keys and scale bars directly in the figures. Relatively small text and great variation in text sizes within figures should be avoided as figures are often reduced in size. Figures may be sized to fit approximately within the column(s) of the journal. Provide a detailed legend (without abbreviations) to each figure, refer to the figure in the text and note its approximate location in the margin. Please place the legends in the manuscript after the references.

Tables

Each table should be numbered consecutively (1, 2, etc.). In tables, footnotes are preferable to long explanatory material in either the heading or body of the table. Such explanatory footnotes, identified by superscript letters, should be placed immediately below the table. Please provide a caption (without abbreviations) to each table, refer to the table in the text and note its approximate location in the margin. Finally, please place the tables after the figure legends in the manuscript.

Section headings

First-, second-, third-, and fourth-order headings should be clearly distinguishable but not numbered.

Appendices

Supplementary material should be collected in an Appendix and placed before the Notes and Reference sections.

Notes

Please use endnotes rather than footnotes. Notes should be indicated by consecutive superscript numbers in the text and listed at the end of the article before the References. A source reference note should be indicated by means of an asterisk after the title. This note should be placed at the bottom of the first page.

Cross-referencing

In the text, a reference identified by means of an author's name should be followed by the date of the reference in parentheses and page number(s) where appropriate. When there are more than two authors, only the first author's name should be mentioned, followed by 'et al'. In the event that an author cited has had two or more works published during the same year, the reference, both in the text and in the reference list, should be identified by a lower case letter like 'a' and 'b' after the date to distinguish the works.

Examples:

Winograd (1986, p. 204)

(Winograd 1986a, b)

(Winograd 1986; Flores et al. 1988)

(Bullen and Bennett 1990)

Acknowledgements

Acknowledgements of people, grants, funds, etc. should be placed in a separate section before the References.

References

1. Journal article:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 341:325–329

2. Inclusion of issue number (optional):

Saunders DS (1976) The biological clock of insects. *Sci Am* 234(2):114–121

3. Journal issue with issue editor:

Smith J (ed) (1998) Rodent genes. *Mod Genomics J* 14(6):126–233

4. Journal issue with no issue editor:

Mod Genomics J (1998) Rodent genes. *Mod Genomics J* 14(6):126–233

5. Book chapter:

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) *The rise of modern genomics*, 3rd edn. Wiley, New York

6. Book, authored:

South J, Blass B (2001) *The future of modern genomics*. Blackwell, London

7. Book, edited:

Smith J, Brown B (eds) (2001) *The demise of modern genomics*. Blackwell, London

8. Chapter in a book in a series without volume titles:

Schmidt H (1989) Testing results. In: Hutzinger O (ed) *Handbook of environmental chemistry*, vol 2E. Springer, Berlin Heidelberg New York, p 111

9. Chapter in a book in a series with volume title:

Smith SE (1976) Neuromuscular blocking drugs in man. In: Zaimis E (ed) *Neuromuscular junction*. *Handbook of experimental pharmacology*, vol 42. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp593–660

10. Proceedings as a book (in a series and subseries):

Zowghi D et al (1996) A framework for reasoning about requirements in evolution. In: Foo N, Goebel R (eds) *PRICAI'96: topics in artificial intelligence*. 4th Pacific Rim conference on artificial intelligence, Cairns, August 1996. *Lecture notes in computer science (Lecture notes in artificial intelligence)*, vol 1114. Springer, Berlin Heidelberg New York, p 157

11. Proceedings with an editor (without a publisher):

Aaron M (1999) The future of genomics. In: Williams H (ed) *Proceedings of the genomic researchers*, Boston, 1999

12. Proceedings without an editor (without a publisher):

Chung S-T, Morris RL (1978) Isolation and characterization of plasmid deoxyribonucleic acid from *Streptomyces fradiae*. In: Abstracts of the 3rd international symposium on the genetics of industrial microorganisms, University of Wisconsin, Madison, 4–9 June 1978

13. Paper presented at a conference:

Chung S-T, Morris RL (1978) Isolation and characterization of plasmid deoxyribonucleic acid from *Streptomyces fradiae*. Paper presented at the 3rd international symposium on the genetics of industrial microorganisms, University of Wisconsin, Madison, 4–9 June 1978

14. Patent:

Name and date of patent are optional

Norman LO (1998) Lightning rods. US Patent 4,379,752, 9 Sept 1998

15. Dissertation:

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California

16. Institutional author (book):

International Anatomical Nomenclature Committee (1966) *Nomina anatomica. Excerpta Medica*, Amsterdam

17. Non-English publication cited in an English publication:

Wolf GH, Lehman P-F (1976) *Atlas der Anatomie*, vol 4/3, 4th edn. Fischer, Berlin. [NB: Use the language of the primary document, not that of the reference for "vol" etc.!]

18. Non-Latin alphabet publication:

The English translation is optional.

Marikhin VY, Myasnikova LP (1977) *Nadmolekulyarnaya struktura polimerov* (The supramolecular structure of polymers). Khimiya, Leningrad

19. Published and In press articles with or without DOI:

19.1 In press

Wilson M et al (2006) References. In: Wilson M (ed) *Style manual*. Springer, Berlin Heidelberg New York (in press)

19.2. Article by DOI (with page numbers)

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med* 78:74–80. DOI 10.1007/s001090000086

19.3. Article by DOI (before issue publication with page numbers)

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *J Mol Med* (in press). DOI 10.1007/s001090000086

19.4. Article in electronic journal by DOI (no paginated version)

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. *Dig J Mol Med*. DOI 10.1007/s801090000086

20. Internet publication/Online document

Doe J (1999) Title of subordinate document. In: *The dictionary of substances and their effects*. Royal Society of Chemistry. Available via DIALOG. [http://www.rsc.org/dose/title of subordinate document](http://www.rsc.org/dose/title%20of%20subordinate%20document). Cited 15 Jan 1999

20.1. Online database

Healthwise Knowledgebase (1998) *US Pharmacopeia*, Rockville. <http://www.healthwise.org>. Cited 21 Sept 1998

Supplementary material/private homepage

Doe J (2000) Title of supplementary material. <http://www.privatehomepage.com>. Cited 22 Feb 2000

University site

Doe J (1999) Title of preprint. <http://www.uni-heidelberg.de/mydata.html>. Cited 25 Dec 1999

FTP site

Doe J (1999) Trivial HTTP, RFC2169. <ftp://ftp.isi.edu/in-notes/rfc2169.txt>. Cited 12 Nov 1999

Organization site

ISSN International Centre (1999) Global ISSN database. <http://www.issn.org>. Cited 20 Feb 2000

Proofs

Proofs will be sent to the corresponding author. One corrected proof, together with the original, edited manuscript, should be returned to the Publisher within three days of receipt by mail (airmail overseas).

Offprints

Fifty offprints of each article will be provided free of charge. Additional offprints can be ordered by means of an offprint order form supplied with the proofs.

Page charges and colour figures

No page charges are levied on authors or their institutions. Colour figures are published at the author's expense only.

Copyright

Authors will be asked, upon acceptance of an article, to transfer copyright of the article to the Publisher. This will ensure the widest possible dissemination of information under copyright laws.

Permissions

It is the responsibility of the author to obtain written permission for a quotation from unpublished material, or for all quotations in excess of 250 words in one extract or 500 words in total from any work still in copyright, and for the reprinting of figures, tables or poems from unpublished or copyrighted material.

Springer Open Choice

In addition to the normal publication process (whereby an article is submitted to the journal and access to that article is granted to customers who have purchased a subscription), Springer now provides an alternative publishing option: Springer Open Choice. A Springer Open Choice article receives all the benefits of a regular subscription-based article, but in addition is made available publicly through Springer's online platform SpringerLink. To publish via Springer Open Choice, upon acceptance please click on the link below to complete the relevant order form and provide the required payment information. Payment must be received in full before publication or articles will publish as regular subscription-model articles. We regret that Springer Open Choice cannot be ordered for published articles.