



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS



**ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DA COMUNIDADE VEGETAL EM UMA ÁREA
DE CAATINGA EM SERRATALHADA-PE**

SÉFORA GIL GOMES DE FARIAS

RECIFE – PERNAMBUCO – BRASIL
2013

SÉFORA GIL GOMES DE FARIAS

**ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DA COMUNIDADE VEGETAL EM UMA ÁREA
DE CAATINGA EM SERRATALHADA-PE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito para a obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais, Área de concentração: Silvicultura.

ORIENTADORA: Prof^a. Dr^a. Maria Jesus Nogueira Rodal

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. André Laurênio de Melo

RECIFE – PERNAMBUCO – BRASIL
2013

FICHA CATALOGRÁFICA

F224e Farias, Séfora Gil Gomes de
Estrutura e funcionamento da comunidade vegetal em uma área
de caatinga em Serra Talhada-PE / Séfora Gil Gomes de Farias. –
Recife, 2013.
117 f. : il.

Orientadora: Maria Jesus Nogueira Rodal.
Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal
Rural de Pernambuco, Departamento de Ciência Florestal, Recife,
2013.
Referências.

1. Dinâmica florestal 2. Regeneração 3. Chuva de semente
I. Rodal, Maria Jesus Nogueira, orientadora II. Título

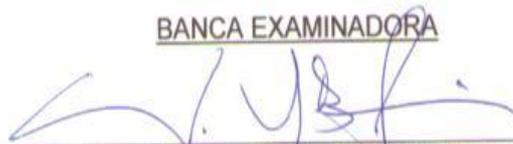
CDD 634.9

SÉFORA GIL GOMES DE FARIAS

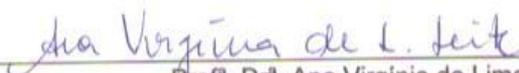
ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DA COMUNIDADE VEGETAL EM UMA ÁREA
DE CAATINGA EM SERRATALHADA-PE

APROVADA em: 22/02/2013

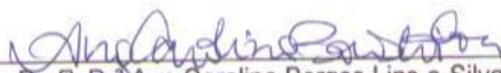
BANCA EXAMINADORA



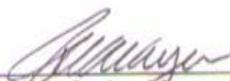
Prof. Dr. Everardo V. de Sá Barreto Sampaio
(Universidade Federal de Pernambuco)



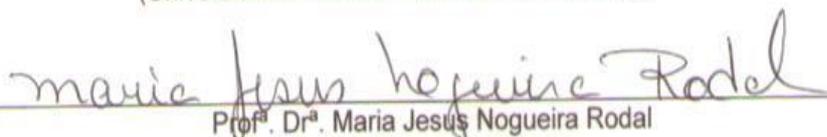
Prof. Dr. Ana Virginia de Lima Leite
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)



Prof. Dr. Ana Carolina Borges Lins-e-Silva
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)



Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)



Prof. Dr. Maria Jesus Nogueira Rodal
Orientadora
(Universidade Federal Rural de Pernambuco)

RECIFE – PERNAMBUCO – BRASIL
2013

"Vivemos em uma época que poderia ser denominada de era da vegetação secundária". Não há país na Terra, salvo algumas exceções, que tenha uma maior superfície coberta de vegetação primária do que de vegetação secundária. Além disso, existem razões para crer que parte da chamada vegetação primária é de fato vegetação secundária antiga".

(Richards, 1963)

Dedicatória

Dedico esta tese a meu amado Romário, que sempre esteve ao meu lado, compartilhando comigo todos os momentos, enfrentou todas as dificuldades e intempéries que surgiram durante as coletas de dados em campo. Acima de tudo, soube com muito carinho, dedicação e principalmente paciência, entender meus momentos de tristeza e ansiedade.

"Um sonho sonhado sozinho é um sonho. Um sonho sonhado junto é realidade".

Raul Seixas.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela minha existência e por sua presença constante em minha vida, guiando-me e sempre me encorajando para superar as dificuldades encontradas nessa caminhada.

Aos meus pais, Ubiracy Gil de Farias e Iracema Gomes de Farias e minha irmã Sara Gil Gomes de Farias que foram a força matriz que me impulsionou e não permitiu que desistisse nos momentos de incerteza, insegurança e desânimo.

A minha orientadora, Maria Jesus Nogueira Rodal pela confiança depositada, ensinamentos, apoio, amizade e pela grande contribuição na minha formação profissional. Ao meu co-orientador André Laurênio de Melo pelos ensinamentos e pela ajuda em campo na identificação do material botânico.

À coordenação, aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF) pelo profissionalismo, ajuda e disponibilidade durante o período de realização do curso e a Universidade Federal Rural de Pernambuco, pela oportunidade.

Somos gratos à FACEPE pelo auxílio financeiro durante parte do doutorado e à Empresa Pernambucana de Pesquisas Agropecuárias, Unidade de Serra Talhada-PE por disponibilizar a área de estudo.

A minha turma de Doutorado, pelos os bons momentos compartilhados.

Agradeço profundamente a Maria Amanda Menezes Silva pelo companheirismo e ajuda quando necessário. **Minha irmãzinha querida!!**

Aos verdadeiros amigos que encontrei durante toda essa jornada, em especial, Poliana, Aldeni, Tatiane Menezes, Diego, Jamesson Crispim, Lamartini, Allyson e Francisco, pela amizade compartilhada. Aos amigos da UFPI, em especial Gabriela de Paula, Luanna Chácara, João Batista, Márcio Costa, Francineide Firmino e Eleide Maia.

Sou grata a todos aqueles que me auxiliaram nas coletas em campo.

A todos vocês,
MUITO OBRIGADA!!

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS.....	
LISTA DE TABELAS.....	
RESUMO	
ABSTRACT	
CAPÍTULO I: Estrutura e funcionamento da comunidade vegetal em uma área de caatinga em Serra Talhada - PE: Referencial Teórico.....	14
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	14
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	16
2.1. Dinâmica de assembléias vegetais.....	16
2.2. Fatores bióticos e abióticos na organização de comunidades	19
2.2.1. Disponibilidade hídrica e efeitos sobre as plantas	22
2.2.1.1. Disponibilidade hídrica em ambientes ripários	24
2.3.Heterogeneidade espacial	27
3. Recursos requeridos para regeneração de plantas	29
3.1 Dispersão de sementes.....	31
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	35
CAPÍTULO II: Fisionomia e estrutura do componente arbustivo-arbóreo e do componente regenerante em ambientes de vegetação de caatinga em Serra Talhada- PE.....	46
RESUMO	46
ABSTRACT	47
1. INTRODUÇÃO.....	48
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	50
2.1. Caracterização física e localização da área de estudo.....	50
2.2. Coleta e análise dos dados de vegetação.....	52
2.3. Levantamento e análise das variáveis ambientais.....	54
3. RESULTADOS.....	55
3.1. Suficiência amostral.....	55
3.2. Fisionomia dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante.....	56
3.3.Estrutura do componente arbustivo-arbóreo.....	60
3.4. Estrutura do componente regenerante	65

3.5. Variáveis ambientais e distribuição das espécies.....	66
4. DISCUSSÃO.....	70
4.1. Fisionomia dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante.....	70
4.2. Variáveis ambientais e estrutura das populações.....	72
5. CONSIDERAÇÕES	74
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	75
CAPÍTULO III: Influência de variações de pequena escala na dinâmica da	
vegetação lenhosa de caatinga.....	81
RESUMO	81
ABSTRACT	82
1. INTRODUÇÃO	83
2. MATERIAL E MÉTODOS	85
2.1. Caracterização física e localização da área de estudo	85
2.2. Coleta e análise dos dados de vegetação.....	85
2.3 Umidade do solo e precipitação	87
2.4. Amostragem e análise dos dados de chuva de sementes	87
3. RESULTADOS	89
3.1. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo.....	89
3.2. Dinâmica do componente regenerante	92
3.2.1 Influência da precipitação e umidade do solo na dinâmica do componente	
regenerante	93
3.3. Quantificação e composição da chuva de sementes	98
4. DISCUSSÃO	104
4.1. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo	104
4.2. Dinâmica do componente lenhoso regenerante	106
4.3 Deposição de sementes <i>versus</i> dinâmica do componente regenerante	108
5. CONSIDERAÇÕES	110
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	110
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	115

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II

	Página
FIGURA 1. Representação da localização e altimetria da área de estudo em Serra Talhada-PE. Agência Nacional de Águas.....	51
FIGURA 2. Precipitação mensal durante o período do estudo, no município de Serra Talhada-PE. Fonte: CPTEC/INPE.....	52
FIGURA 3. Suficiência amostral da área de estudo para o componente arbustivo-arbóreo dos ambientes próximo do córrego (A) e distante do córrego (B) e para o componente regenerante nos mesmos ambientes (C) e (D).....	56
FIGURA 4. Distribuição diamétrica dos indivíduos do componente arbustivo-arbóreo nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe diamétrica diferem entre si $p=0,05$	58
FIGURA 5. Distribuição do número de indivíduos do componente arbustivo-arbóreo em classes de altura nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe de altura diferem entre si $p=0,05$	58
FIGURA 6. Distribuição diamétrica dos indivíduos do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe diamétrica diferem entre si $p=0,05$	59
FIGURA 7. Distribuição do número de indivíduos do componente regenerante em classes de altura nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe de altura diferem entre si $p=0,05$	60
FIGURA 8. Diagramas de Venn com o número de espécies compartilhadas e o índice de similaridade de Jaccard (SJ) de 80 parcelas de 10 x 10 m para o componente arbustivo-arbóreo (A) e de 80 parcelas de 2 x 2 m para o componente regenerante (B) na Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. E= espécies exclusivas; C= espécies comuns entre os ambientes; N= número total de espécies amostradas.....	65

FIGURA 9. Diagramas de ordenação produzidos pela análise de correspondência canônica (CCA), baseados na distribuição do número de indivíduos das espécies amostradas nos módulos dos componentes arbustivo-arbóreo (A) e regenerante (B) nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE, e sua correlação com as variáveis ambientais do solo, nos dois primeiros eixos de ordenação.....	69
---	----

CAPÍTULO III

FIGURA 10. Distribuição em classes de diâmetros do número de indivíduos vivos e mortos do componente arbustivo-arbóreo dos ambientes próximo do córrego (A) e distante do córrego (B), e do componente regenerante (C) (D), nos mesmos ambientes. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. A linha corresponde ao número de indivíduos mortos nos diferentes tempos. Colunas com * na mesma classe diamétrica difere entre si quanto ao número de indivíduos vivos nos diferentes tempos $p \leq 0,05$	92
FIGURA 11. Proporção trimestral de água armazenada no solo nos ambientes próximo do córrego e distante do córrego, a profundidade de 20 cm (A) e precipitação mensal (B). Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	94
FIGURA 12. Taxas trimestrais de recrutamento (A) e mortalidade (B) do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego e precipitação mensal (C). Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. *O primeiro levantamento dos indivíduos do componente regenerante foi realizado em novembro de 2009.....	96
FIGURA 13. Taxa trimestral de crescimento (A) do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego e precipitação mensal (B). Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. * O primeiro levantamento dos indivíduos do componente regenerante foi realizado em novembro de 2009.....	97
FIGURA 14. Deposição trimestral de sementes (excluindo <i>Croton rhamnifolioides</i>) nos ambientes próximo e distante do córrego (A), e, precipitação mensal (B) durante o período de dois anos. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. * Os coletores foram instalados em novembro de 2009 e a primeira coleta foi realizada em fevereiro de 2010.....	99

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

	Página
TABELA 1. Parâmetros quantitativos dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	57
TABELA 2. Espécies e número de indivíduos dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego em uma área de 0,8 ha, da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE, em ordem decrescente do número total de indivíduos por família e o hábito (ÁRV=árvore; ARB=arbusto). * Indica o ambiente e o componente no qual a espécie foi indicadora.....	61
TABELA 3. Variáveis ambientais amostradas nos ambientes próximo e distante do córrego, com os valores das correlações com os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA), da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Os valores correspondem às médias seguidas do desvio padrão, exceto para os valores de distância do córrego, que corresponde a distância mínima.....	68
TABELA 4. Resumo da análise de correspondência canônica (CCA) da abundância das espécies amostradas nos módulos do componente arbustivo-arbóreo e do componente regenerante da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE, em interação com as variáveis ambientais e os testes de Monte Carlo para os dois primeiros eixos de ordenação.....	68

CAPÍTULO III

TABELA 5. Parâmetros gerais e taxas da dinâmica do componente arbustivo-arbóreo e do componente regenerante, nos ambientes próximo e distante do córrego. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	90
TABELA 6. Lista de espécies com suas respectivas famílias amostradas nos ambientes próximo e distante do córrego com densidades de deposição trimestrais e totais (DT), em sementes.m ⁻² , densidades relativas (DR) e modos de dispersão (MD) (Anemo=anemocórica; auto=autocórica; zoo=zoocórica e não determinada=nd), em ordem decrescente de deposição por família. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.....	101

FARIAS, Séfora Gil Gomes de. **Estrutura e funcionamento da comunidade vegetal em uma área de caatinga em Serra Talhada - PE**. Recife, PE: UFRPE, 2013. 117 f. (Tese-Doutorado em Ciências Florestais - área de concentração: Silvicultura).

RESUMO

A variabilidade espacial e temporal nos fatores abióticos tem sido apontada como fator chave que influencia a estrutura e funcionamento de assembléias vegetais. Em ambientes de caatinga marcados por forte sazonalidade climática, estudos que abordem esta questão, principalmente em escala local, ainda são limitados. A hipótese formulada foi de que ambientes de caatinga no sertão de Pernambuco, localizados a diferentes distâncias do córrego, apresentam distintas características. Espera-se que o componente arbustivo-arbóreo de áreas adjacentes ao córrego tenha maior densidade, área basal, altura, diâmetro, riqueza e diversidade que o de áreas mais distantes do córrego e que esse padrão também seja encontrado no componente regenerante. Além disso, espera-se que tenham maior produção de sementes, estabelecimento e sobrevivência, refletidas em uma dinâmica mais acelerada. A amostragem foi dividida em dois ambientes, um próximo do córrego, com vegetação mais densa; e outro distanciado cerca de 100 m do córrego, com vegetação mais aberta. Em 2009, em cada ambiente, foram instalados quatro módulos de 20 x 50 m subdivididos em 10 parcelas de 10 x 10 m. Em cada parcela foram medidos os indivíduos lenhosos vivos com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) \geq a 3 cm e altura total \geq a 1 m (componente arbustivo-arbóreo). Em um dos vértices de cada parcela foi plotada uma sub-parcela de 2 x 2 m para medir a altura e o diâmetro dos indivíduos do componente arbustivo-arbóreo regenerante com DNS entre 0,5 e 2,9 cm. Os indivíduos amostrados no componente arbustivo-arbóreo foram novamente medidos em 2010 e em 2011, enquanto as medições dos indivíduos do componente arbustivo-arbóreo regenerante foram trimestrais durante dois anos. Em cada módulo de 20 x 50 m foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0-20 cm para caracterização físico-química, além de determinar a predregosidade, rochividade, declividade e distância do córrego (por parcela). Para avaliar a chuva de sementes foram instalados 40 coletores de sementes (20 coletores por ambiente, sendo cinco em cada módulo de 20 x 50) totalizando uma área amostral de 7,85 m². A coleta do material depositado nos coletores foi trimestral durante dois anos. No componente arbustivo-arbóreo, os ambientes apresentaram diferenças quanto à densidade, área basal e altura média com valores significativamente maiores no ambiente próximo do córrego. O oposto ocorreu no componente regenerante, com densidade e altura média maiores no ambiente distante do córrego. Nos dois ambientes e componentes foram amostradas 50 espécies sendo riqueza e diversidade maiores no ambiente próximo do córrego, embora a similaridade tenha sido superior a 80%. Apesar da proximidade do córrego ter gerado diferenças significativas nos aspectos fisionômicos e estruturais da vegetação, o mesmo não ocorreu na dinâmica e chuva de sementes nos dois componentes. Tais resultados corroboraram apenas em parte as expectativas e demonstram que as mudanças nas taxas de dinâmica da vegetação (componentes arbustivo-arbóreo e regenerante) e na deposição de sementes dentro de cada

ambiente e entre ambientes, foram ocasionadas principalmente, pela mudança na distribuição das chuvas entre os anos.

Palavras-chave: regeneração, chuva de semente, dinâmica florestal, sazonalidade.

FARIAS, Séfora Gil Gomes de. **Structure and function of plant community in an area of caatinga in Serra Talhada - PE.** Recife, PE: UFRPE, 2013. 117 p. (Thesis-PhD in Forest Sciences - concentration area: Forestry).

ABSTRACT

The spatial and temporal variability in abiotic factors has been identified as a key factor that influences the structure and functioning of plant assemblages. In savanna environments marked by strong climatic seasonality, studies that address this issue, especially on a local scale, are still limited. The hypothesis was that savanna environments in the upstate of Pernambuco, located at different distances from the stream, have distinct characteristics. It is expected that the shrub-arboreal component of areas adjacent to the stream has the highest density, basal area, height, richness and diversity of the more remote areas of the stream and that this pattern is also found in regenerating component. Furthermore, it is expected that have higher seed production, establishment and survival, as reflected in a more rapid dynamics. The sample was divided into two rooms, one near stream, with denser vegetation, and another distanced approximately 100 m of the stream, with more open vegetation. In 2009, in each environment, were installed four modules of 20 × 50 m divided into 10 plots of 10 × 10 m. In each plot were measured woody individuals living with stem diameter at soil level (DNS) ≥ 3 cm and the total height ≥ 1 m (shrub-arboreal component). In one corner of each plot was plotted a sub-plot of 2 × 2 m to measure the height and diameter of individuals regenerating shrub-arboreal component with DNS between 0.5 and 2.9 cm. Individuals sampled in the shrub-arboreal component were measured in 2010 and again in 2011, while measurements of subjects in regenerating shrub-arboreal component were quarterly for two years. In each module of 20 × 50 m samples were collected at depth of 0-20 cm for physicochemical characterization, and to determine the rockiness, slope and distance from the stream (per plot). To evaluate the seed rain were installed 40 seed collectors (20 collectors per environment, five in each module of 20 × 50) with a total sampling area of 7.85 m². The collection of material was deposited in the traps every three months for two years. In the shrub-arboreal component, the environments differed in density, basal area and average height with significantly higher values in the immediate environment of the stream. The opposite occurred in regenerating component with density and height greater environmental distant stream. In both environments and components were sampled 50 species being greater richness and diversity in the environment near the stream, although the similarity was above 80%. Despite the proximity of the stream have generated significant differences in physiognomic and structural aspects of the vegetation, the same was not true in the dynamic and seed rain in two components. These results only partially corroborate expectations and demonstrate that changes in rates of vegetation dynamics (regenerating shrub-arboreal components) and deposition of seeds within each environment and across environments were mainly caused by changes in rainfall distribution among years.

Keywords: regeneration, seed rain, forest dynamics, seasonality.

CAPÍTULO I

ESTRUTURA E FUNCIONAMENTO DA COMUNIDADE VEGETAL EM UMA ÁREA DE CAATINGA EM SERRA TALHADA-PE: REFERENCIAL TEÓRICO

1. INTRODUÇÃO GERAL

A heterogeneidade espacial e temporal na cobertura vegetal de uma determinada área é resultado da variabilidade nos fatores bióticos e abióticos, criando um mosaico de diferentes condições ambientais que desempenham importante papel na estrutura e na dinâmica daqueles ecossistemas (BALVANERA; AGUIRRE, 2006; LUNDHOLM, 2009). Diversos tipos de distúrbios naturais ou antrópicos podem alterar a dinâmica da vegetação e desencadear o processo de sucessão secundária (MARTINS et al., 2002). A dinâmica sucessional pode ser caracterizada pelas mudanças na flora e na fauna, em determinado período de tempo, e pode ser mensurada pela quantificação de entradas (recrutamento), saídas (mortalidade) e crescimento das populações que participam da estrutura da vegetação (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; RUSCHEL et al., 2009). Para estes autores, as mudanças provocadas pela mortalidade e pelo recrutamento de plantas podem ser decorrentes de vários fatores, entre eles predação/herbivoria, competição, distúrbios naturais ou antrópicos, fatores bióticos e abióticos.

Para Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) o processo de sucessão ou dinâmica de uma comunidade vegetal envolve mudanças graduais na estrutura e composição de suas espécies ao longo do tempo. Assim, estudos de longo prazo de dinâmica em comunidades são cruciais para a compreensão dessas mudanças em ambientes com ou sem ação antrópica. Em uma visão determinística e direcional, Schorn; Galvão (2006) relataram que o conhecimento da composição da regeneração natural de uma floresta contribui para definir o estágio sucessional, bem como as direções sucessionais de uma vegetação em desenvolvimento. Além disso, observaram que a avaliação da dinâmica da regeneração, através de ingressos, mortalidade e crescimento, fornece informações que permitem prever as espécies que deverão ter maior importância no futuro, bem como aquelas que tendem a diminuir a sua participação na estrutura da vegetação.

O sucesso na ocupação por meio da regeneração natural depende de diversos fatores, entre eles: tipo de vegetação; intensidade; frequência e escala do distúrbio; condições adequadas para regeneração das plantas e/ou rebrota de caules e raízes remanescentes; a presença de banco de sementes no solo; dispersão ou chuva de sementes; e biologia das espécies (KENNARD et al., 2002; PAKEMAN; SMALL 2005; VIEIRA; SCARIOT, 2006).

A vegetação de caatinga, considerada por alguns autores como floresta seca tropical (SAMPAIO, 1995) e por outros como savana estépica (VELOSO et al., 1991) apresenta elevada heterogeneidade espacial quanto às condições do habitat (ARAÚJO, 2005), o que reflete em grande variabilidade florística e fisionômica das assembléias vegetais. Diversos autores têm observado que as diferenças fisionômicas e estruturais encontradas nos diferentes sítios de caatinga estão na maioria das vezes relacionadas a elevada heterogeneidade de fatores climáticos, geomorfológicos e edáficos (ANDRADE-LIMA, 1981) e com variações locais como: a proximidade de serras e corpos de água (AMORIM; SAMPAIO; ARAÚJO, 2005; RODAL; COSTA; LINS-e-SILVA, 2008).

A heterogeneidade temporal na distribuição das chuvas tem sido apontada como outro importante fator na organização das assembléias vegetais na caatinga. De acordo com Araújo (2005) a irregularidade de distribuição das chuvas nestes ambientes pode ocorrer tanto no período chuvoso quanto no seco, podendo ocorrer ainda variações interanuais tanto nos totais pluviométricos quanto na distribuição das chuvas. Segundo a autora, tais mudanças são geralmente imprevisíveis e tal imprevisibilidade atua como forças/distúrbios naturais que modulam os diversos atributos da vegetação, por ser considerado um fator de estresse natural, alterando a disponibilidade de água, um recurso limitante naquela vegetação.

Uma vez que ecossistemas e paisagens são alterados no tempo e no espaço em consequência de mudanças na vegetação devido à ocorrência de distúrbios de origem natural ou humana (MARTINS et al., 2002), para compreender o funcionamento de comunidades vegetais, devem ser tratados com referência a uma escala temporal (REES et al., 2001). Na caatinga, um dos ecossistemas brasileiros menos conhecidos do ponto de vista ecológico e um dos menos protegidos, os estudos abordando a variação temporal da composição e estrutura da vegetação são escassos (CAVALCANTI et al., 2009).

Apesar de existir um consenso, sobre a importância do conhecimento da dinâmica dos sistemas tropicais, as formações sazonalmente secas, como a caatinga, são comparativamente menos estudadas que as úmidas e as savanas (MOONEY; BULLOCK; MEDINA, 1995; VIEIRA; SCARIOT, 2006; PRANCE, 2006). Sabe-se que estudos dessa natureza têm contribuído muito para entender o funcionamento dos ecossistemas, interações interespecíficas, alterações globais e recrutamento e mortalidade de populações arbóreas (REES et al., 2001).

Considerando-se a importância da caatinga frente à crescente exploração de seus recursos naturais e conseqüentemente perda de biodiversidade, torna-se imperativo conhecer os principais fatores que contribuem para a sua manutenção e composição, para servir de subsídio ao planejamento de modelos de exploração racional de recursos, e fornecer informações que auxiliem na recuperação de áreas em processo de degradação.

Nesse panorama, este estudo foi estruturado em três capítulos com o objetivo de investigar a influência da distância de um córrego nos padrões espaciais e temporais da estrutura e composição da vegetação em uma área de caatinga, no sertão de Pernambuco. A hipótese formulada foi de que diferentes ambientes (em termos de proximidade e distância do córrego) em áreas de vegetação de caatinga diferem em características estruturais, fisionômicas, diversidade e dinâmica de suas populações.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. DINÂMICA DE ASSEMBLÉIAS VEGETAIS

Em uma visão contemporânea sobre o conceito de sucessão ou dinâmica de assembléias vegetais, Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) observaram tratar-se de um conjunto de alterações graduais na estrutura e na composição de espécies de um determinado local, no tempo e no espaço. De acordo com o trabalho clássico de Bazzaz; Pickett (1980), a sucessão vegetal tanto em florestas tropicais quanto temperadas, envolve basicamente os mesmos processos/mecanismos, variando apenas a importância. No entanto, o conhecimento da importância dos processos envolvidos na manutenção e desenvolvimento da vegetação tropical ainda é muito limitado (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Estes processos envolvem complexas

interações entre os fatores físicos e bióticos do ambiente, que resultam em modificações na estrutura e no funcionamento das assembléias.

Tais mudanças estão relacionadas à ocorrência de distúrbios sejam de origem natural ou antrópica (GLENN-LEWIN; VAN DER MAAREL, 1992). O distúrbio é usualmente definido como qualquer evento que causa alterações na estrutura de ecossistemas, comunidades ou populações, além de modificar a disponibilidade de recursos, o substrato ou as condições do ambiente físico (WHITE; PICKETT, 1985), incluem como exemplos fogo, tempestades, estresses induzidos pela queda de uma árvore do dossel, entre outros. Tais eventos são capazes de iniciar e moldar o processo de sucessão (PICKETT; CADENASSO, 2005).

Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) reiteraram o papel do distúrbio na dinâmica da vegetação e atribuíram a disponibilidade de locais distintos para colonização de plantas aos diferentes níveis de recursos disponíveis após o distúrbio e a sua intensidade e escala, que podem determinar o estabelecimento das espécies, e, portanto, influenciar as taxas e direção da dinâmica da vegetação. Para estes autores, a dinâmica da vegetação está condicionada a três principais causas: disponibilidade de local (características do local após o distúrbio) que pode determinar como as plantas podem se estabelecer, crescer e interagir no ambiente; diferenças na disponibilidade de espécies para colonização da área após o distúrbio; e diferenças no desempenho das espécies no local. Diferentes mecanismos, como escala do distúrbio, pool de propágulos, disponibilidade de recursos e ecofisiologia das espécies, atuam sobre cada uma das três diferentes causas e levam a mudanças na estrutura e na composição da vegetação ao longo do tempo.

Desde meados da década de 70 a ecologia de comunidades vem passando por lenta mudança no que se refere às questões de equilíbrio e estabilidade de comunidades, com muitos pesquisadores reconhecendo a importância de estudos em diferentes escalas espaciais e, principalmente, temporais para o entendimento das alterações que ocorrem nas comunidades vegetais, uma vez que tais mudanças são inevitavelmente contínuas e dependentes da escala (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1992; REES et al., 2001; CAPERS et al., 2005). Porém, quando se trata de florestas secas tropicais as informações ainda são muito limitadas em relação a aspectos básicos, como as variações das condições ambientais nas quais a

vegetação se desenvolve e os modelos de diversidade de espécies (TREJO; DIRZO, 2000).

A dinâmica sucessional em comunidades vegetais pode ser determinada pela quantificação do número de ingressos ou (recrutados), pela mortalidade e pelo crescimento das populações que compõem a estrutura da comunidade vegetal em um determinado período. Tais fatores contribuem para explicar as mudanças na composição e na estrutura de unidades vegetacionais e nos processos por meio dos quais ocorrem essas mudanças (FERREIRA; SOUZA; JESUS, 1998; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; RUSCHEL et al., 2009). Conforme estes autores, o ingresso é o processo pelo qual novos indivíduos atingem ou ultrapassam o nível de inclusão estabelecido no levantamento, sendo mensurados no levantamento seguinte; a mortalidade representa o número de indivíduos que morrem no intervalo de tempo entre um levantamento e outro, em virtude de doenças, senescência, competição, entre outros fatores; e o crescimento consiste na mudança de uma característica da assembléia em um determinado período, como o incremento em altura e diâmetro dos indivíduos.

As estimativas desses componentes são obtidas principalmente por meio de levantamentos fitossociológicos e monitoramento contínuo da vegetação a médio e longo prazo em parcelas permanentes (FERREIRA; SOUZA; JESUS, 1998; FIGUEIREDO-FILHO et al., 2010). Para estes autores, esses parâmetros estão entre os poucos que podem ser usados para prever o crescimento de uma floresta natural. No entanto, Lewis et al. (2004) ressaltaram que é preciso ter bastante cautela na interpretação e comparação destes dados, devido à grande variação de formatos e tamanhos das unidades amostrais, e dos critérios de inclusão utilizados nos levantamentos

Diversos estudos em longo prazo têm sido desenvolvidos para avaliar as mudanças em comunidades vegetais nos mais variados ambientes (FELFILI 1995, APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; BREUGEL; BONGERS; MARTÍNEZ-RAMOS, 2007; CAVALCANTI et al., 2009; MARTEINSDÓTTIR; SVAVARSDÓTTIR; THÓRHALLSDÓTTIR, 2010). Em florestas secas e semideciduais, Swaine; Lieberman; Hall (1990), Bunyavejchewin (1999), Venkateswaran; Parthasarathy (2005) e Appolinário; Oliveira-Filho; Guilherme (2005) têm mostrado a ocorrência de elevada dinâmica com taxas anuais de mortalidade e

recrutamento superiores a 2%, assim como relatado para florestas tropicais úmidas (SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987; PHILLIPS et al., 1994). Porém, as floresta secas são comparativamente menos estudadas que as úmidas (Prance, 2006), o que dificulta a definição de padrões a esse respeito.

Em ambiente de vegetação de caatinga com 20 anos de abandono após corte raso, Cavalcanti et al. (2009) avaliaram as mudanças de uma assembléia arbustiva-arbórea por um intervalo de cinco anos e constataram balanços positivos entre ingresso e mortalidade de indivíduos em proporções superiores às encontradas em outras regiões de floresta seca, como as estudadas por Swaine; Lieberman; Hall (1990) e Venkateswaran; Parthasarathy (2005).

Estudos dessa natureza ainda são escassos em áreas de vegetação de caatinga. Deste modo, a compreensão dos processos envolvidos na manutenção da diversidade da caatinga nordestina, são extremamente importantes para o entendimento das mudanças nos ambientes naturais e manejados, visto que, a cada momento, intervenções antrópicas ocorrem sem a mínima preocupação com a conservação da diversidade biológica e dos bens e serviços gerados por essa vegetação. Nesse sentido, estudos de dinâmica de suas comunidades arbóreas são fundamentais, pois permitem o monitoramento e a previsão dos processos de transformação das comunidades vegetais.

2.2 FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA ORGANIZAÇÃO DE COMUNIDADES

O padrão de organização de comunidades vegetais em ambientes após uma perturbação é regulado por diversos fatores ecológicos, que podem variar no tempo e espaço e influenciar a estrutura e dinâmica da vegetação (BUSTAMANTE-SÁNCHEZ; ARMESTO; HALPERN, 2011). O conhecimento de como ocorre à recomposição dessas florestas e quais variáveis controlam estes processos são questões que estão sempre em evidência em estudos que envolvem aspectos da ecologia de florestas tropicais pela sua importância na compreensão dos processos ecológicos que mantêm o funcionamento e a diversidade desses ecossistemas. No entanto, informações a respeito das interações ecológicas durante a regeneração de florestas secas são ainda bastante incipientes (VIEIRA; SCARIOT, 2006). Na caatinga, estudos de regeneração natural, numa escala menor, envolvendo análise mais detalhada do componente arbóreo e de sua regeneração e suas relações com o ambiente local, são praticamente inexistentes. Tais estudos podem contribuir para

compreensão das complexas interações entre vegetação e ambiente, e, assim, facilitar o entendimento dos processos ecológicos que mantêm o funcionamento dessa formação.

Para Dajoz (2006), um fator ecológico pode ser considerado qualquer componente do meio capaz de influenciar diretamente o comportamento dos seres vivos no ambiente, pelo menos durante parte das fases de desenvolvimento dos organismos. Os diversos fatores ecológicos podem ser divididos em dois grandes grupos: os fatores dependentes de densidade (bióticos), aqueles onde o efeito do fator sobre o tamanho populacional depende da densidade original ou do tamanho da população anterior; e fatores independentes de densidade (abióticos), aqueles onde o efeito do fator sobre o tamanho da população não depende da densidade original ou do tamanho da população (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). O primeiro grupo compreende as interações que ocorrem entre indivíduos da mesma espécie e entre espécies diferentes na comunidade, como exemplos, incluem a competição e a predação. O segundo grupo envolve um conjunto de características físicas e químicas do ambiente (como temperatura, pluviosidade, umidade do solo, luminosidade, ventos, nutrientes do solo, pH, entre outros).

Os efeitos das interações entre espécies e fatores ambientais na estrutura e processos de organização em comunidades vegetais tem sido alvo de vários estudos (KLANDERUD; TOTLAND, 2005; BUTTERFIELD, 2009; BUSTAMANTE-SÁNCHEZ; ARMESTO; HALPERN, 2011). No entanto, a relativa importância dessas interações no padrão de organização de assembleias de plantas em ambientes sujeitos a condições abióticas extremas ainda não é bem esclarecida. A esse respeito, Pickett et al. (2008), em uma revisão sobre sucessão ou dinâmica florestal, atribuíram as mudanças que ocorrem nas assembleias ao longo do processo sucessional a três principais modelos: facilitação, tolerância e inibição. Alguns autores propõem que a facilitação pode ter um papel mais importante que a competição em locais com condições abióticas severas, onde a vegetação local pode atuar melhorando as características físicas do ambiente e proporcionar maior sobrevivência, crescimento, estabelecimento e reprodução dos indivíduos (TRAVIS et al., 2006; BROOKER et al., 2008).

Porém, é importante salientar que as espécies podem responder de maneira distinta às variações dos fatores ambientais. Seguindo esse pensamento, alguns

autores questionam o fato da facilitação ser favorecida em condições ambientais extremas. Para Gea-Izquierdo; Montero; Cañellas (2009), dependendo dos diferentes fatores ecológicos (abióticos), o balanço das interações entre a vegetação do dossel e sub-bosque pode oscilar de facilitação a competição. Nessa perspectiva, para os autores estes processos podem ocorrer dentro de um mesmo sistema ambos no tempo e espaço fazendo previsão e modelos de interações planta-planta um tanto complexos.

Estes fatores reguladores dos padrões temporais em assembleias de plantas e a modulação de interações bióticas pelas condições do meio são considerados a chave para o entendimento das variações que ocorrem em longo prazo em assembleias vegetais, principalmente, em locais com condições ambientais extremas (BUTTERFIELD, 2009) como os ambientes com forte sazonalidade climática, caso da caatinga. Todavia, os autores acrescentaram que os efeitos da facilitação e da competição sobre a dinâmica de assembleias de plantas não são tão simples de serem observados por meio da comparação de padrões temporais em ambientes com diferentes níveis de estresse ambiental.

A dinâmica temporal na estrutura e na composição de comunidades vegetais e as variações locais nesses padrões têm sido condicionadas a diversos fatores aliados a composição florística, condições do ambiente, distância da fonte de recurso (sementes), características de espécies dominantes e interações entre os componentes bióticos e abióticos, os quais representam umas das principais forças determinantes nos modelos de regeneração ao longo de um gradiente sucessional, podendo resultar em uma composição florística particular e influenciar no grau de recuperação estrutural e funcional da vegetação de uma determinada área após a perturbação (PASCARELLA et al., 2000; LU; MORAN; MAUSEL, 2002; RAMÍREZ-MARCIAL, 2003; LAWES et al., 2007).

Perturbações sofridas pelas florestas sejam de origem antrópica ou natural, podem resultar em alterações nas condições ambientais por meio de mudanças na disponibilidade de luz, umidade e condições de solo, influenciando a dinâmica da floresta, a diversidade de árvores e a abundância das espécies em escala local e regional (FREDERICKSEN; MOSTACEDO, 2000; RAMÍREZ-MARCIAL et al., 2001; SAPKOTA; TIGABU; ODÉN, 2009). Todavia, a influência dos fatores bióticos e abióticos no recrutamento e estabelecimento de indivíduos vegetais é variável de

acordo com o tipo de clima, vegetação, histórico de uso e tipo de solo, entre outros (MELO et al., 2004).

2.2.1 Disponibilidade hídrica e efeitos sobre as plantas

Dentre os diversos recursos requeridos para o desenvolvimento de plantas e desempenho de suas funções no ecossistema, a água é o mais abundante e também o mais limitante, por atuar em várias funções fisiológicas e ecológicas na planta (KERBAUY, 2004). Tais recursos são altamente heterogêneos em uma ampla variedade de escalas no espaço e no tempo (PADILLA et al., 2009), criando uma diversidade de ambientes, e, conseqüentemente, uma variedade de oportunidades que proporciona condições adequadas para diferentes espécies, de acordo com suas necessidades (WRIGHT, 2002). Um exemplo são os ambientes associadas a cursos d'água, que apresentam elevada heterogeneidade ambiental, em conseqüência da interação de fatores bióticos e abióticos, podendo afetar as características da vegetação por meio de diferentes mecanismos (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Essa variabilidade ambiental tem sido considerada como uma característica de ampla ocorrência nos diferentes ambientes de ecossistemas naturais e uma das mais importantes que governam os processos biológicos (REES et al., 2001; KUMAR; STOHLGERN; CHONG, 2006).

O excesso ou a escassez hídrica funcionam como fatores de estresse abiótico (SHAO et al., 2008), podendo interferir na performance individual das plantas em termos de sobrevivência, crescimento e interações bióticas nos diferentes ambientes de ecossistemas naturais (VIEIRA; SCARIOT, 2006; CECCON; HUANTE; RINCÓN, 2006; PADILLA; PUGNAIRE, 2007), e, portanto, influenciar a distribuição espacial e temporal das espécies e a organização de assembléias de plantas sobre a superfície terrestre (DAJOZ, 2006).

Em ambientes secos, como resultado do padrão sazonal de precipitação e da irregularidade na distribuição das chuvas, é comum a ocorrência de deficiência hídrica no solo, considerada como a principal responsável por alterações nas diversas características da vegetação, como composição, diversidade de espécies, sobrevivência e crescimento de plântulas (BALVANERA; AGUIRRE, 2006; VIEIRA; SCARIOT, 2006; WILLIAMS-LINERA; LOREA, 2009). Todavia é importante ressaltar que a resposta dos vegetais ao estresse hídrico depende principalmente da intensidade e duração do estresse e da fase de crescimento da planta.

As florestas secas caracterizam-se por apresentar um padrão de precipitação altamente sazonal, o que gera condições abióticas mais extremas e variáveis que as das florestas úmidas (CECCON; HUANTE; RINCÓN, 2006). Por esta razão, essas florestas toleram uma situação de grande estresse durante os processos de sucessão, o que gera heterogeneidade espacial e temporal na disponibilidade de recursos, controlando os padrões fenológicos e a produção de sementes, germinação, sobrevivência e estabelecimento de plântulas (LIEBERMAN; LI, 1992; GERHARDT, 1996; KHURANA; SINGH, 2001;).

Nestes ambientes, a germinação ocorre em período de tempo limitado, assim que as plântulas tenham condições favoráveis de luz, nutrientes e umidade suficiente para o seu estabelecimento, garantindo a sobrevivência e a perpetuação das espécies. Em áreas de vegetação de caatinga, a sazonalidade e a irregularidade na distribuição das chuvas têm sido apontadas por muitos autores como as principais responsáveis pelo sucesso na sobrevivência e no estabelecimento de plântulas (SILVA; BARBOSA, 2000; ANDRADE et al., 2007). Áreas mais úmidas proporcionariam o desenvolvimento de uma vegetação distinta de áreas mais secas em termos de florística e estrutura, por resultar em alterações nos processos de germinação, sobrevivência e estabelecimento de plântulas.

Nos últimos anos, um aspecto que tem merecido atenção especial por parte da comunidade científica tem sido a análise de padrões e causas que mantêm a elevada diversidade biológica nos trópicos. As florestas tropicais sazonalmente secas estabelecidas nessas regiões representam uma grande proporção da riqueza de espécies do globo (TREJO; DIRZO, 2002; POWERS et al., 2009). Em termos gerais, as espécies presentes nesses ecossistemas apresentam uma lenta taxa de crescimento e eventos reprodutivos restritos o que pode torná-los ainda mais sujeitos à perturbações (MURPHY; LUGO, 1995).

Lieberman; Li (1992) constataram, em floresta seca em Ghana, um incremento progressivo na taxa de recrutamento durante o período chuvoso, sendo 40% da germinação anual registrada, assim como a menor taxa de mortalidade 4%. Em áreas de vegetação com características semelhantes, no México, foi verificado que cerca de 90% da germinação anual ocorreu nos três meses mais úmidos e uma redução expressiva do percentual de indivíduos sobreviventes durante o período seco (CECCON; SANCHÉZ; CAMPOS-ALVES, 2004). Outro fator importante

apontado por Ceccon; Huante; Rincón (2006) referente a sazonalidade climática observada nessas áreas, é a variabilidade no volume anual de chuva e na intensidade e duração dos períodos de seca e chuva.

Williams-Linera; Lorea (2009) reconheceram a duração do período seco e a forte sazonalidade de precipitação como as duas maiores causas que determinam os padrões de riqueza de espécies de árvores observadas em áreas secas. Trejo; Dirzo (2002) e Balvanera; Aguirre (2006) associaram as variações nos padrões de diversidade de espécies com potencial de evapotranspiração e as diferenças na disponibilidade hídrica em ambientes sazonalmente secos. Acrescentaram que diferentes grupos de espécies podem ocupar diferentes locais no espaço ao longo de um gradiente de disponibilidade hídrica, e ainda que muitas destas espécies podem ser excluídas de ambientes excessivamente secos onde a produtividade tende a ser menor.

Segura et al. (2002) observaram redução da riqueza e da diversidade de espécies ao longo de um gradiente de umidade com o decréscimo da disponibilidade hídrica. Vieira; Scariot (2006) relataram que a germinação de sementes e o estabelecimento de plântulas em florestas secas é fortemente afetado pela limitação na disponibilidade de água. Assim, em ambientes com forte sazonalidade climática, como a caatinga, pode-se esperar reduções nas densidades, taxas de crescimento, sobrevivência e diversidades das assembléias em ambientes com menor disponibilidade hídrica e em períodos mais críticos de déficit hídrico.

Além dos fatores acima mencionados, outros autores têm identificado efeitos diretos de fatores como variáveis topográficas, condições de microhabitats e interações entre o meio biótico e abiótico como determinantes das principais características das assembléias de plantas (YU et al., 2008; MWAURA; KABURU, 2009).

2.2.1.1 Disponibilidade hídrica em ambientes ripários

As formações vegetacionais associadas a cursos d'água estão presentes em diversos tipos vegetacionais e recebem diferentes denominações na literatura, dentre elas, mata beiradeira, mata ripária e mata ciliar (AB' SABER, 2004). Tais formações são condicionadas pela combinação de diferentes fatores abióticos e bióticos que atuam de forma distinta no espaço, no tempo e na intensidade e duração, resultando em um complexo vegetacional com particularidades

fisionômicas, florísticas e/ou estruturais (RODRIGUES; SHEPHERD 2004; RODRIGUES, 2004) com alta heterogeneidade, diversidade florística e pronunciada seletividade de espécies, geralmente ocupando condições mais favoráveis do ambiente, especialmente quanto à disponibilidade hídrica e nutricional (RODRIGUES; NAVE, 2004).

As matas ripárias são sistemas altamente dinâmicos (STROMBERG et al., 2010), tanto em termos hidrológicos, como ecológicos e geomorfológicos (LIMA; ZAKIA, 2004). A elevada heterogeneidade ambiental característica desses ambientes (BUDKE et al., 2004) normalmente resulta em uma grande variação em termos de estrutura, composição e distribuição espacial das espécies (LIMA; ZAKIA, 2004), o que, segundo os autores, pode ocorrer tanto ao longo do curso d' água, em decorrência de variações de microhabitat resultantes das mudanças nos processos fluviomórficos, como lateralmente, uma vez que as condições de saturação de solo são reduzidas a medida que se distancia do leito do rio, podendo assim, influenciar na composição da vegetação.

Muitos trabalhos em áreas de mata ciliar têm confirmado a elevada riqueza florística como característica marcante dessas formações (OLIVEIRA-FILHO; RATTER; SHEPHERD, 1990; ARAÚJO et al., 2005; LACERDA et al., 2005; LACERDA et al., 2010). A análise comparativa da heterogeneidade florística de um total de quarenta trabalhos realizados em formações florestais ciliares no Brasil, realizada por Rodrigues; Nave (2004) também confirmou a elevada diversidade florística como característica principal desses ambientes, como reflexo da heterogeneidade de suas condições ecológicas.

Os dados quantitativos obtidos por Souza; Rodal (2010), analisando os aspectos florísticos em um trecho de vegetação ripária no semiárido nordestino em quatro ambientes distintos (leito do rio, margem, serrote e tabuleiro), mostram diferenças florísticas ao longo do gradiente leito do rio-tabuleiro, atribuídas à heterogeneidade ambiental entre os ambientes. Padrão semelhante foi observado por Nascimento; Rodal; Cavalcanti (2003), em um remanescente de vegetação de caatinga ao longo de um gradiente ambiental, com variações de relevo e solo associado ao curso d'água, no qual observou-se que as diferenças nas condições ambientais a partir da margem do rio até o tabuleiro influenciaram a composição

florística. A margem do rio destacou-se entre os demais ambientes pela maior densidade e área basal total, valores de altura máxima e média e diâmetro máximo.

González-Rivas et al. (2006) comparando a composição florística e a diversidade de espécies entre florestas secas tropicais decíduas e matas de galerias, mostraram pouca semelhança em termos de composição e abundância de espécies. As formações vegetacionais também diferiram em densidade e área basal, com maiores valores de densidade na floresta decídua e maior área basal no ambiente de galeria. Os autores atribuíram este fato à melhor condição de umidade no solo na mata de galeria devido a maior proximidade do curso d' água, o que provavelmente teria favorecido o crescimento das plantas.

A maior diversidade florística encontrada na mata de galeria também pode estar relacionada com a maior heterogeneidade ambiental característica desses ambientes. A literatura destaca a heterogeneidade ambiental como um dos fatores mais importantes para a alta diversidade biológica nos diferentes ecossistemas (REES et al., 2001; KUMAR; STOHLGERN; CHONG, 2006; LUNDHOLM, 2009).

A heterogeneidade na disponibilidade e na distribuição de água na superfície, aliada à variabilidade hidrológica tem sido amplamente assumida como o principal fator ecológico responsável por governar os processos envolvidos nos diferentes aspectos da vegetação ripária de ambientes secos (STROMBERG, 2001; CAPON, 2005; STROMBERG et al., 2007). A vegetação presente nesses ambientes tolera condições extremas de estresse abiótico sob duas diferentes situações: inundação e/ou lençóis freáticos elevados (por exemplo, anoxia do solo) e seca (CAPON, 2005; VENEKLAAS et al., 2005; CAPON et al., 2009), associados a alta variabilidade temporal com que estas situações ocorrem (STROMBERG et al., 2010). Em muitos casos, apenas poucas espécies lenhosas ocupam estes habitats e as variações na tolerância às condições de estresse, resultantes de secas ou inundações, entre as espécies, são refletidas na sua distribuição ao longo de gradientes espaciais de frequência, profundidade e duração de inundação (CAPON, 2005; STROMBERG et al., 2007).

A disponibilidade de recursos e a intensidade de perturbação têm sido amplamente conhecidas por influenciarem os padrões de diversidade em escala local. Entretanto, apesar do distúrbio ser considerado um fator chave de todos os ecossistemas (FRATERRIGO; RUSAK, 2008), é importante enfatizar que

perturbações de grande magnitude e frequência podem limitar o número de espécies que ocorrem em um determinado habitat (CONNELL (1978) *apud* STROMBERG et al. (2007)) por reduzirem drasticamente o nível de recursos disponíveis e levarem o habitat a suportar poucas espécies (STROMBERG et al., 2007). Todavia, os autores enfatizaram que, em locais produtivos, onde as plantas podem colonizar rapidamente, o distúrbio pode manter alta diversidade.

Em regiões áridas, Capon (2005) e Stromberg et al. (2007a) relataram que a existência de gradientes espaciais e temporais na disponibilidade de recursos e perturbações em áreas sob influência de cursos d'água geram modificações nos diferentes aspectos da vegetação ao longo desse gradiente. As plantas próximas ao curso d' água têm acesso a água subterrânea superficial durante todo o ano enquanto aquelas de ambientes mais distantes são sustentadas por chuvas eventuais que ocorrem ao longo do ano. Considerando este recurso como o principal condicionante da vegetação em ambientes secos, os autores relataram que se podem esperar variações na diversidade ao longo de um gradiente de umidade à medida que se afasta da margem do curso d' água.

Perturbações originadas por inundações e condições de estresse hídrico são reconhecidas como os principais determinantes dos padrões vegetacionais. Tais situações apresentam elevada variabilidade ao longo do tempo na zona ribeirinha, com anos chuvosos produzindo condições de baixo estresse hídrico e alta perturbação em decorrência de inundações e em anos secos resultando em maior estresse e baixa perturbação (LITE; BAGSTAD; STROMBERG, 2005), podendo originar variabilidade temporal nos padrões de diversidade dentro dos ecossistemas ribeirinhos (RENOFALT; NILSSON; JANSSON, 2005).

Vale ressaltar que a grande diversidade de espécies que habitam ambientes ripários possui diferentes atributos que permitem que tolerem tais condições, modificando aspectos morfológicos e fisiológicos como resposta a condições ambientais (CAPON, 2005). Assim, as variações ambientais em zonas ripárias atuam como um fator de seleção, originando assembléias de plantas que refletem tanto as condições locais como a tolerância das espécies a essas condições.

2.3 Heterogeneidade espacial

A heterogeneidade espacial pode ser definida como a variabilidade de uma característica ecológica no espaço, que pode ser categórica, quantitativa, explicativa

ou dependente (WAGNER; FORTIN, 2005). Muitos pesquisadores acreditam que ambientes com elevada heterogeneidade espacial, especialmente em recursos, parecem suportar uma maior coexistência de espécies de plantas (DAVIES et al., 2005; KUMAR; STOHLGERN; CHONG, 2006). Seguindo essa linha de pensamento, a diversidade de espécies estaria diretamente relacionada com a heterogeneidade espacial das condições extrínsecas, como variação das propriedades do solo, disponibilidade hídrica, luminosidade, entre outras. Essa é uma das idéias mais antigas em ecologia; entretanto, estudos que quantificassem essa relação só foram iniciados na década de 60, e somente em 1970 para comunidades de plantas (JOHNSON; SIMBERLOFF (1974) *apud* LUNDHOLM (2009). Para Lundholm (2009) essa relação entre heterogeneidade e diversidade tem sido amplamente assumida por mostrar ser positiva em parte devido à grande variação de tipos de microhabitat e condições ambientais, o que resulta em maior quantidade de nichos disponíveis no espaço para partição.

O modelo de assembléia por nicho apóia que a heterogeneidade ambiental causa variedade de oportunidades que proporciona condições adequadas para diferentes espécies de acordo com suas especificidades, favorecendo a coexistência de espécies (WRIGHT, 2002). Assim, considerando que os padrões de distribuição de recursos e condições nos diferentes ambientes de ecossistemas naturais introduzem heterogeneidade espacial e temporal (KUMAR; STOHLGERN; CHONG, 2006), espera-se que os padrões estruturais e dinâmicas de assembléias de plantas em ambientes com condições distintas possam diferir no espaço e no tempo.

Evidencias que suportam esse raciocínio incluem a diferenciação de habitat entre espécies de plantas, com espécies especialistas em determinados regimes de recursos ou combinação de fatores abióticos (SVENNING, 2001). Articulações recentes sobre a teoria de coexistência destacam as condições de nicho espacial e temporal com requisito para manutenção da diversidade de espécies (CHESSON, 2000). Por outro lado, o modelo de teoria neutra sugerido por Hubbell (2005) implica que a diferenciação de nicho pode não ser requerida para permitir a coexistência e a manutenção da diversidade de espécies. O modelo propõe a idéia de que as comunidades não seriam organizadas em função da diferença de desempenho das diferentes espécies em determinadas condições ambientais, mas seria resultado de

eventos demográficos estocásticos, como por exemplo, uma comunidade local seria organizada pela limitação de mecanismos de dispersão das espécies ali presentes.

Essa teoria prediz que a imigração e mortalidade podem manter a diversidade de espécies, com o atual nível de riqueza de espécies sendo determinado pelo tamanho do pool regional de espécies. Contudo, para Leibold; McPeck (2006), ambos os processos podem influenciar na organização de comunidades, sendo a importância relativa do determinismo ambiental e da estocasticidade ainda pouco conhecida. Diante dessa divergência de opiniões torna-se relevante o desenvolvimento de pesquisas que visem esclarecer essa relação entre a heterogeneidade espacial e temporal e a diversidade de espécies.

Assim, estudos em longo prazo em comunidades vegetais são essenciais para a compreensão dos padrões de riqueza de espécies, tendo em vista que mudanças nas taxas demográficas da comunidade podem alterar a composição florística e a estrutura futura da vegetação (PHILLIPS; GENTRY 1994; FELFILI, 1995). Para Felfili (1997) estudos que comparam a estrutura e a dinâmica da regeneração natural e do componente arbóreo adulto têm servido de importante subsídio para elucidar algumas questões no entendimento dos padrões e causas que mantêm a grande diversidade encontrada nessas regiões. Powers et al. (2009) enfatizaram ainda que para tomada de decisão de medidas de manejo e identificação de áreas prioritárias para conservação é imprescindível conhecer quais fatores bióticos e abióticos são mais limitantes à regeneração de florestas secundária e se ações de manejo podem modificar a trajetória e o ritmo da sucessão.

3. RECURSOS REQUERIDOS PARA REGENERAÇÃO DE PLANTAS

Sabe-se que a regeneração natural é a forma mais comum de renovação de uma floresta e todas as espécies arbóreas possuem, em maior ou menor grau, mecanismos que permitem sua perpetuação no sistema natural (MARTINS; RODRIGUES, 2002). O processo de regeneração natural envolve diferentes estágios do ciclo de vida da planta, desde a produção de sementes ao estabelecimento e à sobrevivência de plântulas e mudas (DU et al., 2007).

Diversos fatores podem impedir ou dificultar o restabelecimento da vegetação por meio da regeneração natural após um distúrbio, dentre eles: tipo de vegetação, intensidade de uso, condições adequadas para regeneração das plantas

e/ou rebrota de caules e raízes remanescentes, banco de sementes no solo, dispersão ou chuva de sementes, predação de sementes e biologia das espécies (KENNARD et al., 2002; PAKEMAN; SMALL, 2005; VIEIRA; SCARIOT, 2006).

Os indivíduos estabelecidos em ambientes perturbados podem ser provenientes da chuva de sementes recente ou do banco de sementes acumuladas no solo, ou representarem indivíduos que sobreviveram à perturbação ou que rebrotaram após serem danificados (MARTINI; SANTOS, 2007). Com exceção das plantas que apresentam reprodução vegetativa e da imigração de propágulos de áreas adjacentes, todas as possibilidades citadas acima dependem da chuva de sementes em curto, médio ou longo prazo. Diversos estudos têm corroborado a importância da disponibilidade de sementes de diferentes espécies de uma determinada comunidade, provindas do banco de sementes e, principalmente, da chuva de sementes como fundamentais para o recrutamento de novos indivíduos, sendo a disponibilidade de propágulos e de agentes dispersores indispensáveis para o restabelecimento da vegetação (DALLING et al., 2002; PAKEMAN; SMALL 2005; MAMEDE; ARAÚJO 2008).

Pinard; Baker; Tay (2000) relataram que após perturbações de grande intensidade, que eliminam o potencial florístico local, o processo de recuperação natural é determinado, principalmente, pela chuva de sementes e pelo estoque de sementes do solo. A ausência de sementes em áreas degradadas é, portanto, um fator limitante a regeneração florestal (HOLL, 1999). Hyatt; Casper (2000) e Costa; Araújo (2003) ressaltaram que, além desses fatores, características ambientais como mudanças na luminosidade, temperatura e umidade podem desencadear e moldar o processo de sucessão ou dinâmica da vegetação.

No Brasil, a maioria dos estudos realizados sobre banco e chuva de sementes tem sido realizada em diferentes tipologias de Floresta Atlântica, como os de Grombone-Guaratini; Rodrigues (2002) e Pivello et al. (2006), no sudeste do país; Araujo et al. (2004), na região Sul e Martini; Santos (2007), na região nordeste. Em áreas de caatinga, entre os poucos trabalhos realizados destacam-se os de COSTA; ARAÚJO, 2003, PESSOA, 2007, MAMEDE; ARAÚJO, 2008 e LIMA; RODAL; SILVA, 2008.

Estudos que busquem entender o funcionamento das formações vegetacionais sazonalmente secas, ainda são limitados, especialmente sobre

ecologia de sementes, como banco de sementes, plântulas, reposição do estoque de sementes por meio da chegada de sementes na área, adaptações de sementes e germinação (KHURANA; SINGH, 2001; VIEIRA; SCARIOT, 2006). Em se tratando de caatinga, tais informações são ainda mais escassas (LIMA; RODAL; SILVA, 2008). Sendo assim, estudos que visem conhecer a relação entre a chuva de sementes e a vegetação estabelecida naqueles ambientes, tornam-se importantes por permitir melhor entendimento do processo de regeneração natural naquelas áreas.

3.1 Dispersão de sementes

A dispersão de sementes consiste na remoção de diásporos (sementes ou frutos) das proximidades da planta-mãe para distâncias seguras (HOWE; SMALLWOOD, 1982). O processo de dispersão não só permite que as sementes alcancem locais mais favoráveis para o estabelecimento de plântulas, como garante que os diásporos sejam levados para longe da planta parental, o que representa um importante mecanismo de sobrevivência, levando-se em consideração que haveria uma diminuição da competição, da predação de sementes e do adensamento de plântulas, além de possibilitar a colonização de novas áreas.

Para DU et al. (2007), a dispersão de sementes é considerada como um elo entre o final do ciclo reprodutivo das plantas adultas e o estabelecimento de seus descendentes, que influencia diretamente a estrutura e a composição da vegetação. Todavia, a confirmação e a quantificação de tais efeitos têm provado ser um desafio (WANG; SMITH, 2002).

Dentre as hipóteses que tentam explicar as vantagens da dispersão de sementes estão à hipótese escape, a da colonização e a hipótese de dispersão direta (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Todas as hipóteses explicam as vantagens da dispersão local como meios de evitar a mortalidade desproporcional de sementes e plântulas próximo a planta-mãe e aumentar a chance da prole encontrar um habitat favorável e dessa forma contribuir para o estabelecimento e crescimento dos indivíduos.

O processo de dispersão de sementes e frutos pode ser realizado por diferentes mecanismos: vento (anemocoria), mecanismos próprios da planta (autocoria), ou por vetores bióticos, ou seja, por animais (zoocoria) (VAN DER PIJL,

1982). Os padrões de frutificação determinam a variação temporal no fluxo de propágulos para uma determinada área durante todo o ano e entre anos consecutivos, sendo fundamental na definição do potencial populacional do habitat. A ausência de frutificação limita o recrutamento de novos indivíduos (HOLL, 1999; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES (2002) e conseqüentemente a sucessão em determinado local depende dos mecanismos envolvidos na dispersão de plantas.

A esse respeito, Martínez-Garza et al. (2009) comentaram que a sucessão ecológica é profundamente influenciada pela chegada de propágulos, pela composição da chuva de sementes e pela mortalidade de sementes e plântulas. No entanto, ressaltaram que ainda não é bem esclarecido como a composição de espécies arbóreas que ocupam áreas abertas reflete as diferenças em termos de dispersão, estabelecimento de plântulas e sobrevivência na fase de sementes e plântulas. Assim, observações sobre a chuva de sementes em áreas de floresta podem fornecer informações importantes para entender padrões de abundância, distribuição espacial, densidade e riqueza de espécies em um determinado habitat (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002)

Em florestas secas, o período de dispersão de sementes de espécies arbóreas é altamente previsível (VIEIRA et al., 2008). Elas caracterizam-se pela ocorrência de alta proporção de espécies dispersas pelo vento, o que as distingue das florestas úmidas (BULLOCK; MOONEY; MEDINA, 1995). Estima-se que essa proporção possa variar entre 32 e 67% (Griz; Machado, 2001; Barbosa; Silva; Barbosa, 2002), em contraste ao observado em áreas de florestas úmidas, nas quais cerca de 50 a 90% das espécies produzem frutos cujas sementes são dispersas por zoocoria (HOWE; SMALLWOOD, 1982).

Essa tendência vem sendo corroborada em diversos estudos. Justiniano; Fredericksen (2000), estudando a fenologia de espécies arbóreas em floresta seca na Bolívia, observaram que 63% das espécies de árvores do dossel eram dispersas pelo vento, enquanto na caatinga eram 33% das espécies (GRIZ; MACHADO, 2001). Lima; Rodal; Silva (2008) relataram que 61,6% das sementes dispersadas eram anemocóricas, 35,2% autocóricas e 2,9% zoocóricas, em áreas de caatinga do médio São Francisco, em Pernambuco.

Teegalapalli; Hiremath; Jathanna (2010), investigando os padrões de chuva de sementes e a regeneração de espécies arbóreas em clareiras abandonadas

dentro de uma floresta sazonal no sul da Índia, observaram que a proporção de sementes dispersas pelo vento era maior que a de sementes dispersas por animais. Os autores apontaram a chuva de sementes como o principal fator limitante da regeneração.

Ambientes sazonalmente secos, a exemplo da caatinga, são marcados por forte sazonalidade climática que atua diretamente sobre os padrões de produção de sementes, dispersão, sobrevivência, germinação, estabelecimento e desenvolvimento de plântulas, sendo o período favorável para crescimento normalmente restrito ao período chuvoso, quando as condições são apropriadas para a germinação e estabelecimento das plântulas (KHURANA; SINGH, 2001; VIEIRA; SCARIOT, 2006). Como resultado da marcada sazonalidade nessas áreas, à maturação de frutos apresenta padrões distintos. A maturação de frutos carnosos concentra-se no período chuvoso, enquanto a dos frutos secos ocorre na estação seca, sendo tais padrões associados diretamente aos mecanismos de dispersão (BULLOCK; MOONEY; MEDINA, 1995; JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2000; GRIZ; MACHADO, 2001).

Os frutos secos são dispersos predominantemente pelo vento e pela própria gravidade, a maior parte na estação seca, quando as condições para dispersão são mais favoráveis. Todavia, as condições para germinação não são favoráveis e logo muitas permanecem dormentes até o início do período chuvoso (VIEIRA; SCARIOT, 2006), quando encontram condições apropriadas para que eixo embrionário continue o seu desenvolvimento, resultando na germinação da semente. Segundo Khurana; Singh (2001), esta característica, comum em áreas sazonalmente secas, representa uma estratégia de sobrevivência das espécies às condições adversas, o que para Marod et al. (2002) parece ser um atributo selecionado durante o processo evolutivo.

O mecanismo de dormência de sementes permite que as espécies evitem condições ambientais potencialmente desfavoráveis para o estabelecimento de plântulas. No geral, estas sementes permanecem viáveis por longos períodos, sendo essa extensão variável dentro da mesma espécie, o que resulta na distribuição da germinação e conseqüentemente um recrutamento de plântulas no tempo, fornecendo uma segurança maior contra eventos desfavoráveis de grande intensidade (KHURANA; SINGH, 2001). Assim, o banco de sementes do solo pode produzir plântulas de forma contínua por vários anos. Para os autores, tal padrão

permite que as espécies naqueles ambientes possam maximizar o uso do período chuvoso para garantir o estabelecimento e conseqüentemente maiores chances de sobrevivência na estação seca seguinte.

Alguns estudos têm procurado simular a ausência de veranicos em regiões secas por meio do fornecimento artificial de água (irrigação) em pequenas áreas experimentais (GERHARDT, 1996 e MCLAREN; MCDONALD, 2003). Têm encontrado uma relação positiva entre a suplementação hídrica e ambos os processos de germinação e sobrevivência de plântulas.

Vieira et al. (2008), visando fornecer subsídios para a restauração florestal em áreas de floresta seca, investigaram as seguintes hipóteses, relacionando dois aspectos: (1) Sementes de espécies arbóreas de áreas secas têm alta mortalidade por dessecação, antes da germinação, devido ao tempo entre a dispersão e germinação, e após a germinação (na fase de plântula) devido a irregularidade na distribuição das chuvas na estação chuvosa; (2) plântulas oriundas de sementes dispersas na estação seca que sobrevivem à dessecação teriam maiores tamanhos no final da estação chuvosa do que aquelas dispersas na estação chuvosa, uma vez que teriam mais tempo para crescer e se estabelecer, e assim, teriam mais chances de sobreviver na estação seca seguinte. Concluíram que embora a estação seca seja o período mais favorável para dispersão das sementes anemocóricas, certamente não é para germinação. A menor taxa de germinação, esperada para sementes dispersas na estação seca, não foi confirmada para as espécies que apresentam algum tipo de dormência. Além disso, observaram que o retardamento da dispersão pode ser vantajoso para espécies de germinação rápida, embora seja irrelevante ou até mesmo desvantajoso para outras. O crescimento de espécies com elevado grau de dormência não foi afetado pelo tempo de dispersão, enquanto que as espécies de germinação rápida apresentaram maior biomassa de raiz quando dispersas na estação seca. Entretanto, o maior tempo de crescimento de plântulas durante a estação chuvosa não afetou a taxa sobrevivência durante o período seco seguinte.

Outro importante obstáculo para o recrutamento de plantas pode ser a predação de sementes (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001). Embora a literatura seja escassa, a predação parece impedir ou dificultar a germinação em qualquer formação florestal. A intensidade de predação é altamente variável entre espécies,

habitats e anos consecutivos, o que parece estar relacionado à maior ou menor disponibilidade de recursos (VANDER WALL; KUHN; BECK, 2005)

A esse respeito, Pedroni; Sanches; Santos (2002) ressaltaram que a ocorrência de eventos fenológicos reprodutivos sazonais e sincronizados podem representar vantagens para adaptação de muitas espécies tropicais. Espécies de plantas que apresentam oscilações na produção de frutos e sementes podem influenciar tanto os agentes dispersores como os predadores, modificando o efeito destes em anos com menor disponibilidade de recurso (VANDER WALL, 2002). Anos com elevada disponibilidade de recursos (frutos e sementes) tenderiam a saciar os predadores, resultando em um menor consumo relativo e conseqüentemente aumento da taxa de sobrevivência.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A.N. O suporte geológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R; LEITÃO- FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª Ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. cap. 1, p. 15-25.

ANDRADE, L.A. et al. Análise da vegetação sucessional em campos abandonados no agreste paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.2, n.2, p.135-142, 2007.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, n. 2, p. 149-153. 1981.

AMORIM I.L.; SAMPAIO E.V.S.B.; ARAUJO E.L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arborea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 615-623, 2005.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4ª ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A. 2007.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A.T.; GUILHERME, F.A.G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.2, p.347-360, 2005.

ARAÚJO, E. L. et al. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, p. 285-294, 2005.

ARAÚJO, E.L. Estresses abióticos e bióticos como forças modeladoras da dinâmica de populações vegetais da caatinga. In: NOGUEIRA, R.J.M.C. et al. (Eds.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**, 2005, p. 50-64.

- BALVANERA, P.; AGUIRRE, E. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. **Biotropica**, v. 38, n.4, p.479–491, 2006.
- 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. In: M. Tabarelli e J. M. C. Silva (Eds.). **Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco**, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente e Editora Massangana, Recife, 2002, v.2, p. 609-622.
- BAZZAZ, F.A.; PICKETT, S.T.A. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.11, p.287-310, 1980.
- BREUGEL, M.V.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica**, v.35, n.5, p.610-619, 2007.
- BROOKER, R.W. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, v.96, n.1, p.18-34, 2008.
- BUDKE, J.C. et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v.18, n.3, p.581-589, 2004.
- BULLOCK, S.H, MOONEY, H.A, MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995. p. 146–194.
- BUNYAVEJCHEWIN, S. Structure and dynamics in seasonal dry evergreen forest in Northeastern Thailand. **Silvicultural Research Report**, v.10, n.6, p.787-792, 1999.
- BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M.A.; ARMESTO, J.J.; HALPERN, C.B. Biotic and abiotic controls on tree colonization in three early successional communities of Chiloé Island, Chile. **Journal of Ecology**, v.99, n.1, p.288-299, 2011.
- BUTTERFIELD, B.J. Effects of facilitation on community stability and dynamics: synthesis and future directions. **Journal of Ecology**, v.97, n.6, p.1192-1201, 2009.
- CAPERS, R.S. et al. Successional dynamics of woody seedling communities in wet tropical secondary forests. **Journal of Ecology**, v. 93, n.6, p. 1071-1084, 2005.
- CAPON, S.J. et al. Responses to flooding and drying in seedlings of a common Australian desert floodplain shrub: *Muehlenbeckia florulenta* Meisn. (tangled lignum). **Environmental and Experimental Botany**. v.66, n.2, p.178–185, 2009.
- CAPON, S.J. Flood variability and spatial variation in plant community composition and structure on a large arid floodplain. **Journal of Arid Environments**. v.60, n.2, p.283–302, 2005.

CAVALCANTI, A.D.C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no Estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.23, n.3, p. 905-907. 2009.

CECCON, E.; HUANTE, P.; RINCÓN, E. Abiotic factors influencing tropical dry forests regeneration. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n.2, p. 305-312, 2006.

CECCON, E.; SANCHÉZ, S.; CAMPOS-ALVES, J. Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. **Plant Ecology**, v.170, n.2, p.12-26, 2004.

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.31, n.1, p.343-366, 2000.

CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Short-term dynamics of a Neotropical forest: Change within limits. **BioScience**, v. 42, n.11, p.822-828, 1992.

COSTA, R.C.; ARAÚJO, F.S. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de Caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n.2, p. 259-264, 2003.

DAJOZ, R. **Princípios de Ecologia**. 7ª Ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 472p.

DALLING, J.W. et al. Role of dispersal in the recruitment limitation of Neotropical pioneer species. **Journal of Ecology**, v.90, n.4, p.714-727, 2002.

DAVIES, K. F. et al. Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. **Ecology**, v.86, n.6, p.1602-1610, 2005.

DU, X. et al. Seed rain, soil seed bank, seed loss and regeneration of *Castanopsis fargesii* (Fabaceae) in a subtropical evergreen broad-leaved forest. **Forest Ecology and Management**, v. 238, n.1-3, p.212-219, 2007.

FELFILI, J. M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in Central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.91, n.2-3, p.235-245, 1997.

FELFILI, J.M.. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forests in Central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, v.11, n.1, p.67-83, 1995.

FERREIRA, R. L. C.; SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. Ingresso e mortalidade de uma floresta secundária de transição. **Revista Árvore**, v.22, n.1, p.155-162, 1998.

FIGUEIREDO-FILHO, A. et al. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v.40, n.4, p.763-776, 2010.

FRATERRIGO, J.M.; RUSAK, J.A. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. **Ecology Letters**, v.11, n.7, p.756-770, 2008.

FREDERICKSEN, T.S.; MOSTACEDO, B. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v.131, n.1, p.47-55, 2000.

GEA-IZQUIERDO, G.; MONTERO, G.; CAÑELLAS, I. Changes in limiting resources determine spatio-temporal variability in tree-grass interactions. **Agroforestry Systems**, v.76, n.2, p. 375-387, 2009.

GERHARDT, K. Germination and development of sown mahogany (*Swietenia macrophylla* King) in secondary tropical dry forest habitats in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v.12, n.2, p. 275–289, 1996.

GLENN-LEWIN, D.C.; VAN DER MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C. et al. (Eds.). **Plant succession: theory and prediction**. USA. Chapman e Hall, p.11-44, 1992.

GONZÁLEZ-RIVAS, B. et al. Species composition, diversity and local uses of tropical dry deciduous and gallery forests in Nicaragua. **Biodiversity and Conservation**. v.15, n.4, p.1509–1527, 2006.

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, n.2, 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, n.5, p.137-148, 2002.

GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v.148, n.1-3, p.185-206. 2001.

HOLL, K.D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v.31, n.2, p.229-242, 1999.

HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v.13, n.1, p.201-218, 1982.

HUBBELL, S.P. Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. **Functional Ecology**, v.19, n.1, p.166-172, 2005.

HYATT, L.A.; CASPER, B.B. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, v.88, n.3, p.516-527. 2000.

JUSTINIANO, M.J. FREDERICKSEN, T.S. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. **Biotropica**, v.32, n.2, p.276-281, 2000.

KENNARD, D.K. et al. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v.162, n.2, p.197-208. 2002.

KERBAUY, G. B. **Fisiologia vegetal**. Rio de Janeiro. Guanabara Koogan S.A, 2004. 452p.

KHURANA, E.; SINGH, J.S. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. **Environmental Conservation**, v. 28, n.1, p. 39-52. 2001.

KLANDERUD, K.; TOTLAND, J. The relative importance of neighbours and abiotic environmental conditions for population dynamic parameters of two alpine plant species. **Journal of Ecology**, v.93, n. 3, p. 493-501, 2005.

KUMAR, S.; STOHLGERN, T.J.; CHONG, G.W. Spatial heterogeneity influences native and nonnative species richness. **Ecology**, v.87, n.12, p. 3186-3199, 2006.

LACERDA, A.V. et al. Flora arbustiva-arbórea de três áreas ribeirinhas no semiárido paraibano, Brasil. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p.275-284,2010.

LACERDA, A.V. et al. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar na bacia do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, n.3, p.647-656, 2005.

LAWES, M. J. et al. The effect of the spatial scale of recruitment on tree diversity in afro-montane forest fragments. **Biological Conservation**, v.139, n.3, p.447-456, 2007.

LEIBOLD, M.A. McPEEK, M.A. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. **Ecology**, v.87, n.6, p.1399-1410, 2006.

LEWIS, S.L. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944, 2004.

LIEBERMAN, D.; LI, M. Seedling recruitment patterns in tropical dry forest in Ghana. **Journal of Vegetation Science**, v.3, n.3, p.375-382, 1992.

LIMA, A.B.; RODAL, M.J.N.; SILVA, A.C.B.L. Chuva de sementes em uma área de vegetação de caatinga no Estado de Pernambuco. **Rodriguésia**, v.59, n.4, p.649-658, 2008.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R; LEITÃO- FILHO, H. F. (Org.). Matas ciliares: conservação e recuperação. 2ª Ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004, cap. 3, p. 33-44.

LITE, S.J.; BAGSTAD, K.J.; STROMBERG, J.C. Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA. **Journal of Arid Environments**. v.63, n.4, p.785–813, 2005.

LU, D.; MORAN, E.; MAUSEL, P. Linking Amazonian secondary succession forest growth to soil properties. **Land Degradation and Development**, v.13, n.4, p.331-343, 2002.

LUNDHOLM, J.T. Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. **Journal of Vegetation Science**, v.20, n.3, p.377-391, 2009.

MAMEDE, M.A.; ARAÚJO, F.S. Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of caatinga vegetation in Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v.72, n.4, p.458-470. 2008.

MAROD, D. et al. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, v. 161, n.1, p. 41-57, 2002.

MARTEINSDOTTIR, B.; SVAVARSDÓTTIR, K.; THÓRHALLSDÓTTIR, T.E. Development of vegetation patterns in early primary succession. **Journal of Vegetation Science**, v.21, n.3, p.531-540, 2010.

MARTÍNEZ-GARZA, C. et al. Seed rain in a tropical agricultural landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v.25, n.5, p.541-550, 2009.

MARTINI, A.M.Z.; SANTOS, F.A.M. Effects of distinct types of disturbance on seed rain in the Atlantic forest of NE Brazil. **Plant Ecology**, v.190, n.1, p.81-95. 2007.

MARTINS, S.V. et al. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, v.12, n.1, p.11-19, 2002.

MARTINS, S.V.; RODRIGUES, R.R. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v.163, n.1, p. 51-62. 2002.

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, n.1, p. 61-75, 2003.

MELO, F.P.L. et al. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A.G.; BORGUETTI, F. (Eds.). **Germinação do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004, p. 237-250.

MOONEY, H.A.; BULLOCK, S.H.; MEDINA, E. Introduction. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, p.1-8.

MURPHY, P.G.; LUGO, A.E. Dry forests of Central America and Caribbean islands. In: BULLOCK, S.H; MOONEY, H.A.; MEDINA, (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, p.9-34.

MWAURA, F.; KABURU, H.M. Spatial variability in woody species richness along altitudinal gradient in a lowland-dryland site, Lokapel, Turkana, Kenya. **Biodiversity Conservation**, v.18, n.1, p. 19-32, 2009.

NASCIMENTO, C.E.S.; RODAL, M.J.N.; CAVALCANTI, A.C. Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at the banks of the São Francisco river - Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.26, n.3, p.271-287, 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A.; SHEPHERD, G.J. Floristic composition and community structure of a central Brazilian gallery forest. **Flora**, v.184, p.103-117, 1990.

PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. **Functional Ecology**, v.21, n.3, p. 489-495, 2007.

PADILLA, F.M. et al. Variability in amount and frequency of water supply affects roots but not growth of arid shrubs. **Plant Ecology**, v.204, n.2, p. 261-270, 2009.

PAKEMAN, R.J.A.; SMALL, J.L.A. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap regeneration. **Journal of Vegetation Science**, v.16, n.1, p. 121-130, 2005.

PASCARELLA, J.B. et al. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**, v. 3, n.3, p. 217-228, 2000.

PEDRONI, F.; SANCHEZ, M.; SANTOS, F.A.M. Fenologia da copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf. – Leguminosae, Caesalpinioideae) em uma floresta semi-decídua no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n.2, p.183-194, 2002.

PESSOA, L.M. **Variação espacial e temporal do banco de sementes de uma área de Caatinga no sertão de Pernambuco**. 2007. 45f. Dissertação (Mestrado em Botânica), Programa de Pós-Graduação em Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife-PE.

PHILLIPS, O.L. et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Ecology**, v.91, n.7, p.2805-2809, 1994.

PHILLIPS, O.L.; GENTRY, A.H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, n.5149, p.954-958, 1994.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L. Vegetation succession. In: van der Marrel, E. (ed.). **Vegetation ecology**. Malden: Blackwell Publishing, 2005, p. 172–198.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v.12, n.1, p.9-21, 2008.

PINARD, M.A.; BAKER, M.G.; TAY, J. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, v.130, n.1, p. 213-225, 2000.

PIVELLO, V. R. et al. Seed rain in Atlantic forest fragments (São Paulo state, SP, Brazil) with different connectivity, forest structure and distance to edge. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n.4, p. 845-859, 2006.

POWERS, J.S. et al. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. **Forest Ecology and Management**, v.258, n.6, p. 959-970, 2009.

PRANCE, G.T. Tropical savannas and seasonally dry forests: an introduction. **Journal of Biogeography**, v.33, n.3, p.385-386, 2006.

RAMÍREZ-MARCIAL, N. Survival and growth of tree seedlings in anthropogenically disturbed Mexican montane rain forest. **Journal of Vegetation Science**, v.14, n.6, p.881-890, 2003.

RAMÍREZ-MARCIAL, N.; GONZÁLEZ-ESPINOSA, M.; WILLIAMS-LINERA, G. Anthropogenic disturbance and tree diversity in the montane rain forest in Chiapas, Mexico. **Forest Ecology Management**, v.154, n.1, p.311-326, 2001.

REES, M. et al. Long-term studies of vegetation dynamics. **Science**, v. 293, n.5530, p.650-655. 2001.

RENOFALT, B.M.; NILSSON, C.; JANSSON, R. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. **Journal of Biogeography**, v.32, n.11, p.2025–2037, 2005.

RODAL, M. J. N.; COSTA, K.C.C; LINS-e-SILVA, A. C. B. Estrutura da vegetação caducifólia espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Hoehnea** (São Paulo), v. 35, n.2, p.209-217, 2008.

RODRIGUES, R.R. GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R. LEITÃO-FILHO, H.F. de. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª (Ed.) São Paulo: EDUSP. FAPESP, 2004, cap.15.1 p. 235-247.

RODRIGUES, R.R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R; LEITÃO- FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª (Ed.) São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004, cap. 6.1, p. 91-99.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar . In: RODRIGUES, R.R; LEITÃO- FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª (Ed.) São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004, cap. 6.2, p. 101-107.

RODRIGUES, R.R; NAVE, A.G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R; LEITÃO- FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª (Ed.) São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004, cap. 4, p. 45-71.

RUSCHEL, A.R. et al. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.1, p.101-115, 2009.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: BULLOCK, S.H.; MOONDEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, p.35-63.

SAPKOTA, I.P.; TIGABU, M. ODÉN, P.C. Spatial distribution, advanced regeneration and stand structure of Nepalese Sal (*Shorea robusta*) forest subject to disturbances of different intensities. **Forest Ecology and Management**, v.257, n.9, p. 1966-1975, 2009.

SCHORN, L.A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, v. 36, n.1, p.59-74, 2006.

SEGURA, G. et al. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. **Plant Ecology**, v.169, n.2, p.259–271, 2002.

SHAO, H. B. et al. Water-deficit stress-induced anatomical changes in higher plants. **Comptes Rendus Biologies**, v.331, n.3, p. 215-225, 2008.

SILVA, L.M.B.; BARBOSA, D.C.A. Crescimento de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan (Leguminosae), em uma área de caatinga, Alagoinha, PE. **Acta Botanica Brasilica**, v.14, n.3, p. 251-256, 2000.

SOUZA, J.A.N.; RODAL, M.J.N. Levantamento florístico em trecho de vegetação ripária de caatinga no rio Pajeú, Floresta/Pernambuco-Brasil. **Revista Caatinga**, v.23, n.4, p.54-62, 2010.

STROMBERG, J.C. et al. A century of riparian forest expansion following extreme disturbance: Spatio-temporal change in *Populus/Salix/Tamarix* forests along the Upper San Pedro River, Arizona, USA. **Forest Ecology and Management**, v.259, n.6, p.1181-1189, 2010.

STROMBERG, J.C. et al. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in arid south-western United States. **Freshwater Biology**, v.52, n.4, p.651–679, 2007.

STROMBERG, J.C. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. **Journal of Arid Environments**, v.49, n.1, p.17-34, 2001.

SVENNING, J.C. On the role of microenvironmental heterogeneity in diversification of neotropical rain-forest palms. **Botanical Review**, v.67, n.1, p.1-53, 2001.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F.E. The dynamics of tree populations in tropical forest: A review. **Journal of Tropical Ecology**, v.3, n.4, p.359-366, 1987.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; HALL, J.B. Structure and dynamic of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio**, v.88, n.1, p.31-51, 1990.

TEEGALAPALLI, K.; HIREMATH, A.J.; JATHANNA, D. Patterns of seed rain and seedling regeneration in abandoned agricultural clearings in a seasonally dry tropical forest in India. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n.1, p.25-33, 2010.

TRAVIS, J.M. J. et al. The distribution of positive and negative species interactions across environmental gradients on a dual-lattice model. **Journal of Theoretical Biology**, v. 241, n.4, p. 896-902, 2006.

TREJO, I.; DIRZO, R. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. **Biological Conservation**, v.94, n.2, p.133–142, 2000.

TREJO, I.; DIRZO, R. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. **Biodiversity Conservation**, v.11, n.11, p.2048-2063, 2002.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer Verlag, New York, 1982, 215p.

VANDER WALL, S.B. Masting in animal-dispersal pines facilitates seed dispersal. **Ecology**, v.83, n.12, p.3508-3516, 2002.

VANDER WALL, S.B.; KUHN, K.M.; BECK, M.J. Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. **Ecology**, v.86, n.3, p.801-806, 2005.

VELOSO, H.P. et al. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 1991, 123p.

VENEKLAAS, E.J. et al. Gallery forest types and their environmental correlates in a Colombian savanna landscape. **Ecography**, v.28, n.2, p.236-252, 2005.

VENKATESWARAN, R.; PARTHASARATHY, N. Tree population changes in a tropical dry evergreen forest of South India over a decade (1992-2002). **Biodiversity and Conservation**, v.14, n.6, p.1335-1344, 2005.

VIEIRA, D.L.M. et al. Consequences of dry-season seed dispersal on seedling establishment of dry forest trees: Should we store seeds until the rains?. **Forest Ecology and Management**, v.256, n.3, p.471-481, 2008.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forest for restoration. **Restoration Ecology**, v.14, n.1, p.11-20, 2006.

WAGNER, H.H.; FORTIN, M.J. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. **Ecology**, v.86, n.8, p.1975-1987, 2005.

WANG, B.C.; SMITH, T.B. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology and Evolution**, v.17, n.8, p.379-385, 2002.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. (Eds.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic Press, 1985, p. 3-13.

WILLIAMS-LINERA, G.; LOREA, F. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. **Biodiversity Conservation**, v.18, n.12, p. 3269-3293, 2009.

WRIGHT, S.J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v.130, n.1, p.1-14, 2002.

YU, S. et al. The effect of microhabitats on vegetation and its relationships with seedlings and soil seed bank in a Mediterranean coastal sand dune community. **Journal of Arid Environments**, v.72, n.11, p. 2040-2053, 2008.

CAPÍTULO II

FISIONOMIA E ESTRUTURA DO COMPONENTE ARBUSTIVO-ARBÓREO E DO COMPONENTE REGENERANTE EM AMBIENTES DE VEGETAÇÃO DE CAATINGA EM SERRA TALHADA-PE

RESUMO

Diferenças fisionômicas e estruturais em sítios de caatinga, na maioria das vezes estão associadas às variações espaciais nos fatores abióticos, principalmente, na disponibilidade hídrica. Nestes sítios, estudos que abordem esta questão em escala local e envolvendo uma análise mais minuciosa dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante, ainda são escassos. Assim, o objetivo deste trabalho foi investigar a influência de variações de pequena escala (proximidade do córrego) nos fatores abióticos sobre os padrões espaciais da estrutura da vegetação dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante em uma área de caatinga, no sertão de Pernambuco. Em uma área de caatinga no Parque Estadual Mata da Pimenteira, Serra Talhada, Pernambuco, foram amostrados dois ambientes: um próximo do córrego, com vegetação mais densa; e outro distanciado cerca de 100 m do córrego, com vegetação mais aberta. Em cada ambiente foram instalados quatro módulos de 20 x 50 m, subdivididos em 10 parcelas de 10 x 10 m, onde foram medidos os indivíduos vivos com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) \geq a 3 cm e altura total \geq a 1 m (componente arbustivo-arbóreo). Em um dos vértices de cada parcela foi plotada uma sub-parcela de 2 x 2 m para medir a altura e o diâmetro dos indivíduos do componente arbustivo-arbóreo regenerante com DNS entre 0,5 e 2,9 cm. O ambiente próximo do córrego teve significativamente mais indivíduos (4047,5 *versus* 3332,5 ind.ha⁻¹) e maior área basal (23,6 *versus* 17,6 m². ha⁻¹) que o ambiente distante do córrego, padrão oposto ao do componente regenerante onde o número de indivíduos e área basal foram maiores no ambiente distante do córrego (9187,5 *versus* 10937,5 ind.ha⁻¹ e 1,9 *versus* 2,5 m². ha⁻¹). Nos dois ambientes e componentes foram amostradas 50 espécies sendo riqueza e diversidade maiores no ambiente próximo do córrego, embora a similaridade tenha sido superior a 80%. Mais de 50% das espécies amostradas no componente arbustivo-arbóreo dos dois ambientes estiveram presentes no componente regenerante. A maioria das variáveis químicas e texturais dos solos não diferiram estatisticamente, com exceção dos teores de Al³⁺ que foram maiores no ambiente próximo do córrego. Das demais variáveis edáficas, apenas a pedregosidade diferiu entre os ambientes próximo e distante do córrego (3,87 *versus* 1,47 %). A distinção fisionômica da vegetação entre os ambientes é resultado da presença de populações com indivíduos de maiores alturas e diâmetros no ambiente próximo do córrego.

Palavras-chave: semiárido; sazonalidade; fatores ambientais; heterogeneidade espacial.

**PHYSIOGNOMY AND STRUCTURE SHRUB-ARBOREAL COMPONENT AND
REGENERATING COMPONENT IN ENVIRONMENTS OF SAVANNA
VEGETATION IN SERRA TALHADA-PE**

ABSTRACT

Physiognomic and structural differences observed in caatinga sites, most often are associated with spatial variations in abiotic factors, mainly on water availability. In these places, studies addressing this issue at the local level and involving a detailed analysis of the shrub-arboreal component and regenerating are scarce. The objective of this study was to investigate the influence of small-scale variations (near stream) in abiotic factors on the spatial patterns of vegetation structure and its shrub-arboreal component and regenerating in an area of caatinga in the interior of Pernambuco. The study was conducted in a caatinga area located in the Parque Estadual Mata Pimenteira in the municipality of Serra Talhada, Pernambuco, were sampled two sites: one near stream, with denser vegetation, and other distanced approximately 100 m of the stream, with more open vegetation. In each room were installed four modules of 20 × 50 m divided into 10 plots of 10 × 10 m, which were measured in living individuals with stem diameter at soil level (DNS) ≥ 3 cm and a height ≥ 1 m (shrub-arboreal component). In one of the vertices of each plot was plotted for a sub-plot 2 × 2 m to measure the height and diameter of individuals of the regenerating component with DNS between 0.5 and 2.9 cm (regeneration). The sites near stream had significantly more individuals (versus 4047.5 3332.5 ind.ha⁻¹) and higher basal area (23.6 versus 17.6 m². Ha⁻¹ than sites distant from the stream, pattern opposite to the regenerating shrub-arboreal component where the number of individuals and basal area were higher in sites away from the stream (9187,5 vs. 10937,5 ind.ha⁻¹) and (1.9 vs. 2.5 m². ha⁻¹). In both sites and components were sampled 50 species being greater richness and diversity in the environment near the stream, although the similarity was above 80%. More than 50% of the species in the shrub-arboreal component of the two sites were present in regenerating component. Most chemical variables and soil texture did not differ statistically, except for levels of Al³⁺ which were higher in the immediate sites of the stream. Of the remaining variables soil, stoniness only differ between the near and distant sites from stream (3.87 vs. 1.47%). The physiognomic distinction between the environments is the result of the presence of individuals from populations with greater heights and diameters.

Keywords: semiarid, seasonality, environmental factors, spatial heterogeneity.

1. INTRODUÇÃO

As florestas sazonalmente secas representam aproximadamente 42% da vegetação tropical e subtropical do globo terrestre (MURPHY; LUGO, 1995), incluindo a caatinga do semiárido do Nordeste do Brasil. A caatinga é um dos tipos vegetacionais brasileiros menos conhecidos e mais negligenciados quanto à conservação de sua biodiversidade (SILVA et al., 2004). Devido principalmente ao uso intensivo de sua cobertura vegetal, este bioma é considerado um dos mais explorados e degradados pela ação antrópica (PRADO, 2003).

No semiárido nordestino, a grande variabilidade florística e fisionômica de comunidades vegetais, encontrada dentro de uma mesma unidade ambiental, tem sido apontada como resultado, principalmente, da elevada heterogeneidade de fatores climáticos, geomorfológicos e edáficos (ANDRADE-LIMA, 1981). Para este autor, a caatinga é a vegetação de maior extensão e ocorre basicamente na chamada depressão sertaneja, que representa um conjunto de pediplanos rodeados ou entremeados, por chapadas, bacias sedimentares, serras e maciços (RODAL; SAMPAIO, 2002).

Andrade-Lima (1981) e Veloso et al. (1991) apontaram que em uma mesma região com mesmo tipo de solo, as diferenças fisionômicas e estruturais encontradas estão relacionadas com as variações locais, como a proximidade de serras e corpos de água, alterações de relevo relacionadas a escoamento superficial de água que refletem em maior disponibilidade hídrica, um recurso fundamental na caatinga. Amorim; Sampaio; Araújo (2005) e Rodal; Costa; Lins-e-Silva (2008a) observaram que as plantas em áreas de vales apresentaram maior porte que as de áreas de lajedos e solos rasos, associando essas diferenças à maior e menor disponibilidade hídrica.

Os dados apresentados por Rodal; Costa; Lins-e-Silva (2008a) e Rodal; Martins; Sampaio (2008b) sobre a vegetação lenhosa em termos de distribuição de diâmetros e alturas, no pediplano da depressão nas áreas próximas a riachos e serras, mostrou que a separação fisionômica entre os dois habitats é resultado da presença de indivíduos arbóreos de maiores diâmetros e alturas, de espécies como *Anadenanthera colubrina*, *Commiphora leptophloeos*, *Myracrodruon urundeuva* e *Schinopsis brasiliensis*. Variações na riqueza e na diversidade em áreas de caatinga também têm sido atribuídas à elevada variabilidade local nos fatores ambientais,

sobretudo à disponibilidade hídrica (ALCOFORADO-FILHO; SAMPAIO; RODAL, 2003; AMORIM; SAMPAIO; ARAÚJO, 2005).

O foco de estudos florísticos e fitossociológicos na vegetação de caatinga tem sido centrado no componente arbóreo, no qual está concentrada a maior parte da biomassa de maior valor de mercado. O conhecimento sobre a regeneração natural dessa vegetação ainda é bastante incipiente (SAMPAIO et al., 1998; PEREIRA et al., 2001; ALVES et al., 2010). Estudos envolvendo uma análise mais minuciosa do componente lenhoso e da regeneração e sua relação com as características do local são praticamente inexistentes em áreas de caatinga. Estudos dessa natureza podem contribuir para suprir as lacunas nos estudos ecológicos dessa vegetação, facilitando a compreensão das complexas interações entre vegetação e ambiente.

Na perspectiva de que diferenças na disponibilidade de água sejam um fator que altera a estrutura de assembléias de plantas, pode-se supor que ambientes com maior disponibilidade deste recurso apresentem assembléias de plantas com maiores alturas e diâmetros e que diferenças de pequena escala como proximidade de serras e riachos, dentro de uma mesma unidade ambiental, possam explicar em parte a heterogeneidade fisionômica. Deste modo, este trabalho pretende responder as seguintes questões: 1) A vegetação de duas áreas de caatinga contíguas e com características de solo distintas, situadas a diferentes distâncias de um córrego apresentam fisionomias diferentes? 2) A riqueza e a diversidade do componente arbustivo-arbóreo difere em função da proximidade do córrego e das características do solo? 3) As variáveis ambientais influenciam a estrutura de diâmetro e altura das populações amostradas nos dois ambientes? 4) A estrutura e a fisionomia do componente arbustivo-arbóreo regenerante segue os mesmos padrões do componente arbustivo-arbóreo?

Espera-se que em função da proximidade do córrego o componente arbustivo-arbóreo de áreas adjacentes a este apresente maior densidade, área basal, altura, diâmetro, riqueza e diversidade que o de áreas mais distantes do córrego e que esse padrão também seja encontrado no componente arbustivo-arbóreo regenerante.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização física e localização da área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de caatinga no Parque Estadual da Mata da Pimenteira (Decreto nº 37.823, de 20/01/2012), município de Serra Talhada, Pernambuco. O Parque apresenta uma área total de 887 ha, com altitudes variando de 500 m a 700 m (FERRAZ et al., 1998) (Figura 1). Segundo Jacomine et al. (1973), os solos predominantes no município são Bruno não cálcicos fase pedregosa ou vértico e litólicos eutróficos (pela nova classificação chamados de Luvisolos). A vegetação do Parque apresenta fisionomia arbórea à arbustiva-arbórea (FERRAZ et al., 1998) e segundo informações da população local, a área do estudo teve corte raso há aproximadamente 24 anos e desde então teve pouca perturbação antrópica.

O clima da região é do tipo BSw^h segundo a classificação de Köppen (clima semiárido muito quente e inverno seco), com chuvas anuais variando entre 600 e 700 mm e com temperatura média de 26^oC (MELO, 1988). O período seco situa-se entre junho e janeiro, com chuvas irregulares, concentradas num período anual de quatro a cinco meses. Os dados de precipitação do município de novembro de 2009 a novembro de 2011 (Figura 2) foram obtidos a partir do site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://www6.cptec.inpe.br/proclima/>). A precipitação no primeiro ano de estudo (734 mm) foi inferior à do segundo (939 mm). Em 2010, cerca de 60% da precipitação concentraram-se entre janeiro e maio. No ano seguinte, no mesmo período, a concentração foi de 75%, seguida de longa estação seca que se estendeu de junho a dezembro de 2011.

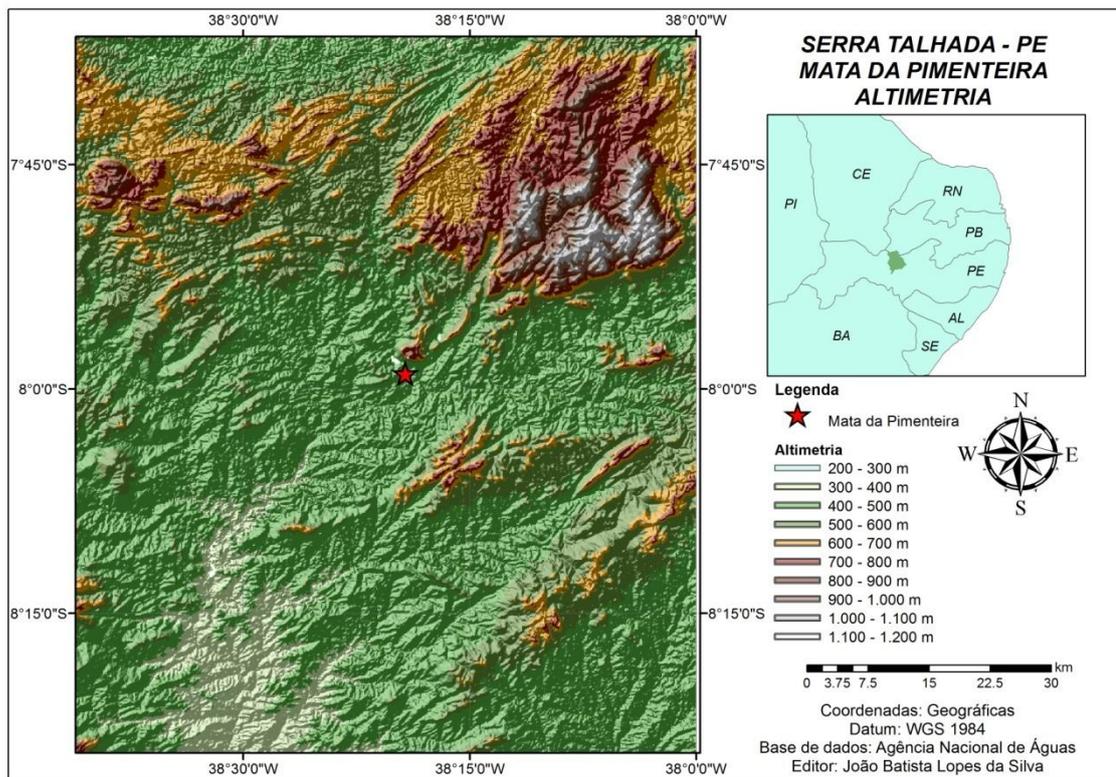
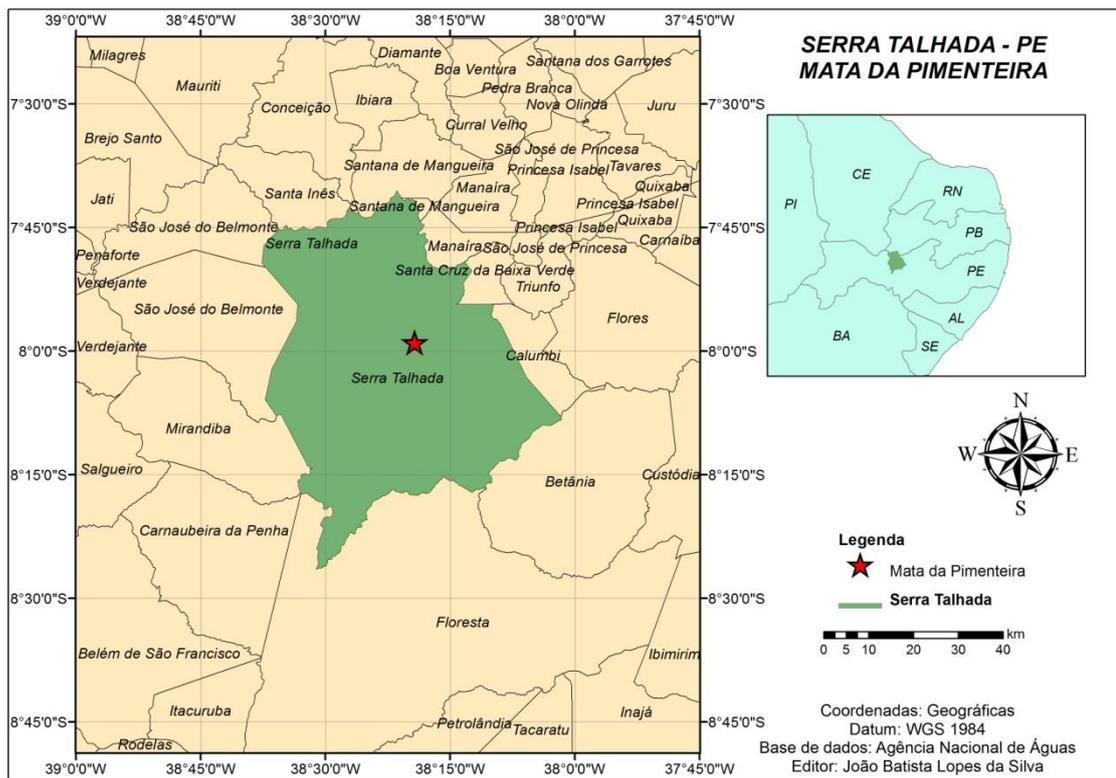


Figura 1: Representação da localização e altimetria da área de estudo, em Serra Talhada-PE. Fonte: Agência Nacional de Águas

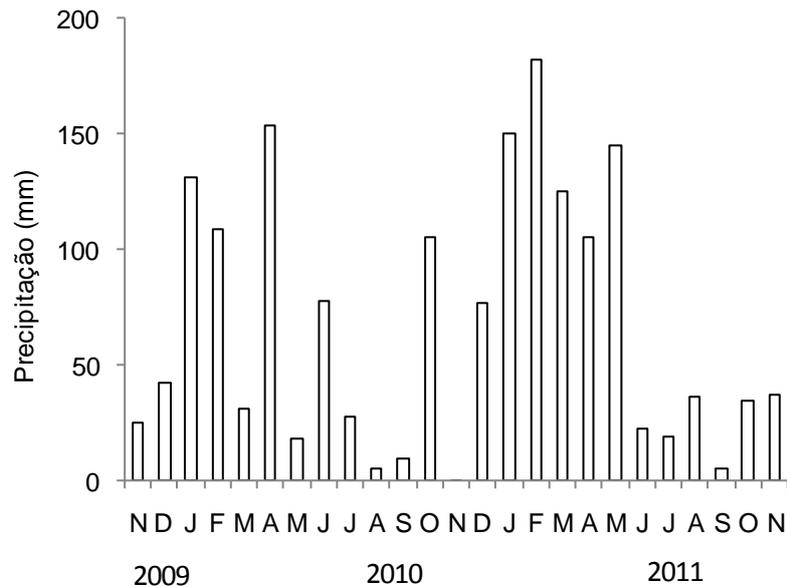


Figura 2: Precipitação mensal durante o período do estudo, no município de Serra Talhada-PE. Fonte: CPTEC/INPE.

2.2 Coleta e análise dos dados de vegetação

Para o levantamento quantitativo das plantas lenhosas foi utilizado o método de amostragem de Parcelas Permanentes de Monitoramento (PPM). A amostragem foi dividida em dois ambientes, um próximo do córrego (distanciado 5 m do córrego), no qual a fisionomia do componente arbustivo-arbóreo é mais densa; e outro distanciado cerca de 100 m do córrego (córrego com fluxo de água apenas no período de chuvas), onde a fisionomia é mais aberta. Em cada ambiente foram instalados quatro módulos com dimensões de 20 × 50 m, subdivididos em 10 parcelas de 10 × 10 m.

Em cada parcela, todos os indivíduos lenhosos vivos com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) \geq a 3 cm e altura total \geq 1 m (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 1992) foram medidos quanto à altura total e ao DNS. Em um dos vértices de cada parcela foi plotada uma sub-parcela de 2 × 2 m para medir a altura e diâmetro dos indivíduos das espécies lenhosas com DNS $<$ 3 cm e $>$ 0,5 (componente arbustivo-arbóreo regenerante – chamado no texto de componente regenerante). As mensurações foram feitas considerando a CNS (circunferência ao nível do solo), obtida com fita métrica. A altura total foi estimada, tomando como base um podão para o componente arbustivo-arbóreo e trena para os indivíduos do componente regenerante.

Foram realizadas viagens periódicas à área de estudo para coleta de material reprodutivo das espécies amostradas nas parcelas. O material coletado foi herborizado, seguindo as técnicas usuais de preparação, secagem e montagem de exsiccatas (MORI et al., 1989) e posteriormente identificado por meio de literatura especializada, comparação com as exsiccatas depositadas nos Herbário Sérgio Tavares (UFRPE) e Dárdano de Andrade Lima (IPA), além de envio para especialistas de outras instituições brasileiras. Após as identificações, as espécies foram organizadas sendo adotado o APG III (2009) para famílias. Os autores das espécies foram confirmados consultando-se o sítio “The International Plant Names Index” (<http://www.ipni.org/>). A coleção foi depositada no Herbário Vasconcelos Sobrinho (UFRPE).

Para análise dos dados do levantamento foram calculados os parâmetros fitossociológicos gerais da comunidade tanto do componente arbustivo-arbóreo como do componente regenerante (densidade total e densidade de lenhosas altas (árvores) e baixas (arbustos), diâmetros e alturas médios e máximos, e, área basal total e por hectare, dos diferentes ambientes) e avaliada a distribuição de indivíduos em histogramas com intervalo fixo de 3 cm para diâmetro e 1 m para altura, para o componente arbustivo-arbóreo, para cada ambiente. Para distribuição dos indivíduos do componente regenerante foram considerados intervalos de 0,4 cm de diâmetro e 0,9 cm de altura. Os dados de densidade, riqueza, índices de diversidade de Shannon (H' , em nats./ind.) e equabilidade de Pielou (J') foram calculados com o uso do programa Mata Nativa 2.0 (SOUZA et al., 2006). Os índices de diversidade de Shannon entre os ambientes foram comparados pelo teste de t de Hutcheson (ZAR, 1999). Foi calculado ainda, o número de indivíduos perfilhados para os dois ambientes e estratos. A similaridade florística entre os ambientes foi analisada pelo índice de Jaccard.

Após verificação da normalidade pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, os valores de densidade, área basal, diâmetro médio e máximo, altura média e máxima e riqueza por parcela foram comparadas entre os ambientes. Nos dados com distribuição normal, foi empregado o teste “ t ” de Student para amostras independentes (ZAR, 1999). Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não-paramétrico de Wilcoxon. Para verificar se houve diferença na distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas, entre os ambientes, utilizou-se o teste de

Kolmogorov-Smirnov (2xn), para duas amostras independentes, ao nível de 0.05. Todas as análises foram realizadas com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

A suficiência amostral foi avaliada por meio do procedimento de Regressão Linear com Resposta em Platô (REGRELRP), pelo Sistema para Análises Estatísticas (SAEG) versão 5.0 (GAMA; BOTELHO; BENTESGAMA, 2002).

2.3 Levantamento e análise das variáveis ambientais

Para caracterização físico-química do solo foram coletadas por meio de gradagem cinco amostras de cada módulo à profundidade de 0 a 20 cm. As cinco amostras de solo foram misturadas formando uma única amostra composta. Análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Química do Solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, seguindo o protocolo da EMBRAPA (1997), determinando-se pH, P, K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Al⁺⁺⁺, areia, silte, argila e matéria orgânica.

Foram avaliados ainda, pedregosidade (proporção de fragmentos grosseiros (calhaus: 2-20 cm de diâmetro; matações: 20-100 cm de diâmetro)) e rochividade (exposição de rochas > 100 cm de diâmetro) de cada parcela, por estimativa da área de cobertura, utilizando-se como referência o documento nº 11 da EMBRAPA (1988). Com o auxílio de um GPS (modelo: GPSPMAP[®] 62sc, precisão de 3,6 m) foram obtidas as coordenadas de cada vértice das parcelas e a partir dessas coordenadas foram extraídas as seguintes variáveis topográficas: distância vertical até a margem do curso d'água, obtida da diferença entre a altitude média dos quatro vértices da parcela e a altitude da margem do curso d'água e declividade média, obtida da média da declividade dos quatro lados das parcelas. As médias das variáveis pedológicas e topográficas por parcela foram comparadas entre os ambientes usando os mesmos testes utilizados para comparação dos parâmetros fisionômicos e estruturais citados anteriormente.

Para analisar as correlações entre as variações na abundância de espécies com as variáveis ambientais foi utilizado uma análise de correspondência canônica (CCA) utilizando o programa PC-ORD *for Windows* versão 4.0 (McCUNE; MEFFORD, 1999). A matriz de abundância das espécies foi constituída do número de indivíduos por módulo das espécies que apresentaram mais de cinco indivíduos na amostra total. De acordo com as recomendações de Ter Braak, (1995) os valores

de abundância foram transformados ($\log_{10}(a + 1)$) para compensar os desvios causados por alguns poucos valores muito elevados.

A matriz de variáveis ambientais incluiu, a princípio, por módulo: pedregosidade, rochosoidade, declividade, distância vertical e as variáveis químicas e texturais dos solos. Após a realização de uma CCA preliminar, foram retiradas da análise as variáveis ambientais redundantes ou que apresentaram baixa correlação ($<0,4$) com os eixos 1 e 2. A CCA final foi processada com as variáveis fortemente correlacionadas com os eixos de ordenação. Para o componente arbustivo-arbóreo as variáveis que permaneceram na análise foram K, Ca^{++} , argila, pedregosidade, declividade e distância vertical. Para o componente regenerante foram K, Ca^{++} , argila, declividade e distância vertical. Em seguida, foi realizado um teste de Análise de Espécies Indicadoras para verificar a significância das espécies como indicadoras dos ambientes (DUFRENE; LEGENDRE, 1997), agregada ao teste de Monte Carlo (1000 permutações).

3. RESULTADOS

3.1 Suficiência Amostral

A curva cumulativa de espécies, para ambos os estratos e ambientes, em relação à área amostral levantada, indicou tendência à estabilização à medida que aumentou o número de parcelas. A maioria das espécies no componente arbustivo-arbóreo (95% *versus* 77%) foi encontrada em metade das parcelas com valores de R^2 de 0,88 no ambiente próximo ao córrego e de 0,86 no ambiente distante do córrego, enquanto para o componente regenerante (62,5% *versus* 65,22% das espécies) os valores de R^2 foram de 0,97 e 0,98, respectivamente (Figura 3). Para o componente arbustivo-arbóreo, os dados sugerem maior homogeneidade florística no ambiente próximo do córrego.

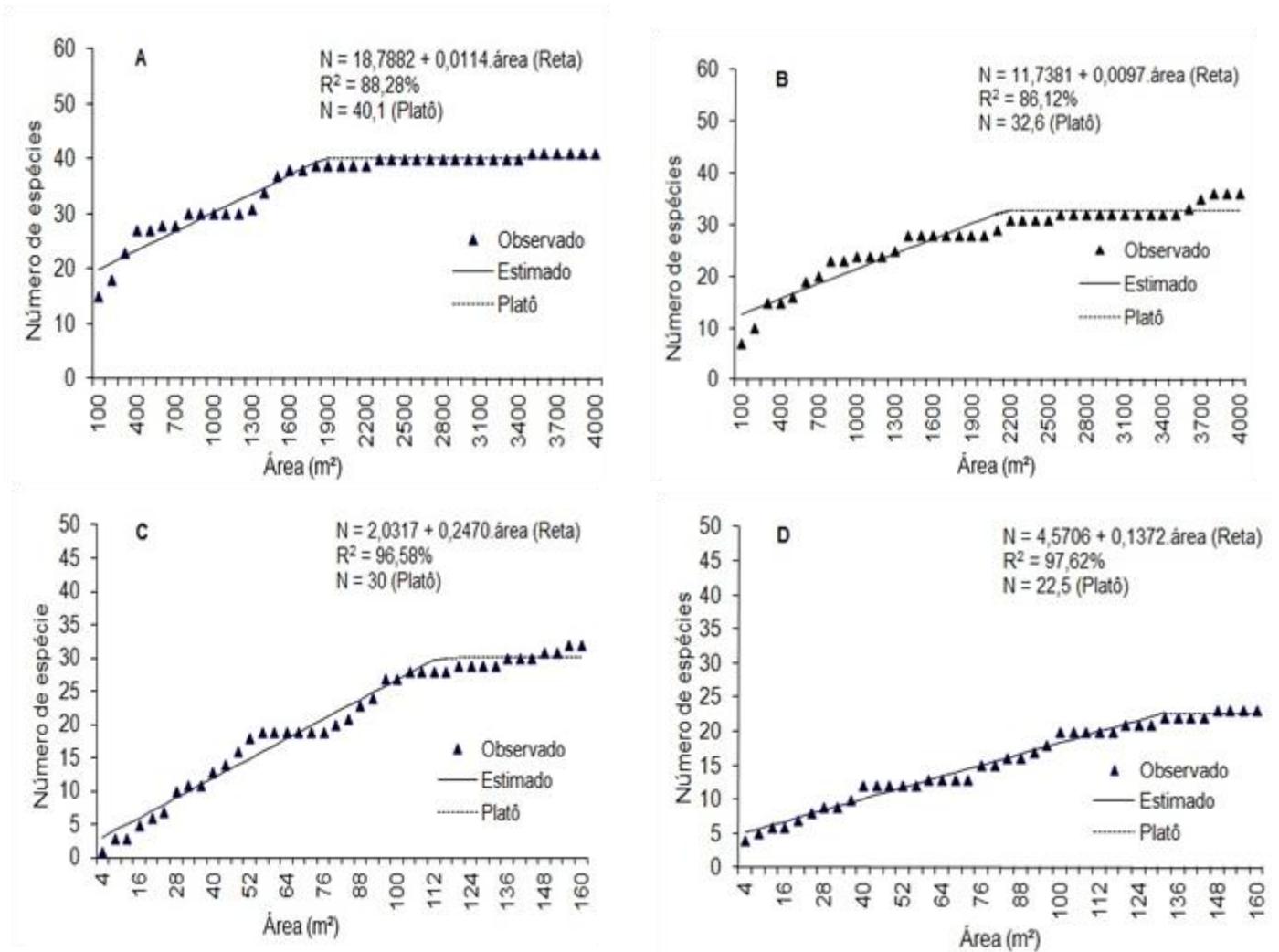


Figura 3: Suficiência amostral da área de estudo para o componente arbustivo-arbóreo dos ambientes próximo do córrego (A) e distante do córrego (B) e para o componente regenerante nos mesmos ambientes (C) e (D).

3.2 Fisionomia dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante

O número de indivíduos (1619 *versus* 1333 indivíduos), a área basal (23,6 *versus* 17,6 m². ha⁻¹) e a densidade de lenhosas altas (árvores) (1950 *versus* 1262 ind.ha⁻¹) foram significativamente superiores no ambiente próximo do córrego. O padrão do componente regenerante foi o oposto, com o número de indivíduos (175 *versus* 147 indivíduos) e área basal (2,5 *versus* 1,9 m². ha⁻¹) maiores no ambiente distante do córrego (Tabela 1).

Tabela 1: Parâmetros quantitativos dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

PARÂMETROS	Componente arbustivo-arbóreo		Componente regenerante	
	Próximo do córrego	Distante do córrego	Próximo do córrego	Distante do córrego
Nº de indivíduos	1619 ^a	1333 ^b	147 ^b	175 ^a
Densidade total (ind.ha ⁻¹)	4047 ^a	3332 ^b	9187 ^b	10937 ^a
Densidade de árvores (ind.ha ⁻¹)	1950 ^a	1262 ^b	-	-
Densidade de arbustos (ind.ha ⁻¹)	2097 ^a	2070 ^a	-	-
Área Basal Total	9,4 ^a	7,0 ^b	0,03 ^a	0,04 ^a
Área Basal (m ² .ha ⁻¹)	23,6 ^a	17,6 ^b	1,9 ^a	2,5 ^a
Diâmetro médio (cm)	6,7 ^a	6,6 ^a	1,4 ^a	1,5 ^a
Diâmetro máximo (cm)	26,8 ^a	23,8 ^a	1,9 ^a	2,4 ^a
Altura média (m)	4,7 ^a	4,2 ^b	1,6 ^b	1,9 ^a
Altura máxima (m)	9,3 ^a	7,0 ^b	2,4 ^a	2,8 ^a
Riqueza (nº sp.)	41 ^a	36 ^b	32 ^a	23 ^b
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,80 ^a	2,53 ^b	2,96 ^a	2,46 ^b
Equabilidade (J')	0,75 ^a	0,71 ^b	0,85 ^a	0,78 ^b
Perfilhamento (nº de ind.ha ⁻¹)	300 ^b	452 ^a	312 ^b	2125 ^a

*Médias seguidas de letras diferentes representam diferença estatística significativa entre os ambientes ($p < 0,05$).

Não houve diferenças entre os ambientes quanto aos diâmetros, tanto no componente arbustivo-arbóreo como no regenerante (Tabela 1). O ambiente próximo do córrego teve significativamente maiores alturas médias (4,7 *versus* 4,2 m) e máximas (9,3 *versus* 7,0 m). Padrão oposto foi verificado para o componente regenerante, no qual a altura média foi significativamente superior à do ambiente distante do córrego (Tabela 1).

No componente arbustivo-arbóreo, o número de indivíduos decresceu com o aumento das classes diamétricas, gerando um gráfico que se assemelha com a forma de “J invertido”, ou seja, alta concentração de indivíduos nas primeiras classes e redução acentuada no sentido das demais classes (Figura 4). A maioria dos indivíduos ocorreu na primeira classe de diâmetro (3,0-6,0 cm) em ambos os ambientes, mas a proporção no ambiente próximo do córrego (62,9%) foi maior que no ambiente distante do córrego (50,7%) ($p=0,05$).

A maior concentração de indivíduos no componente arbustivo-arbóreo ocorreu no intervalo de classe de altura de 4,1-5 m (Figura 5), nos dois ambientes (27,1% no ambiente próximo do córrego e 26,2% no ambiente distante do córrego).

No entanto, o ambiente próximo do córrego teve maior número de indivíduos com alturas superiores a 5 m.

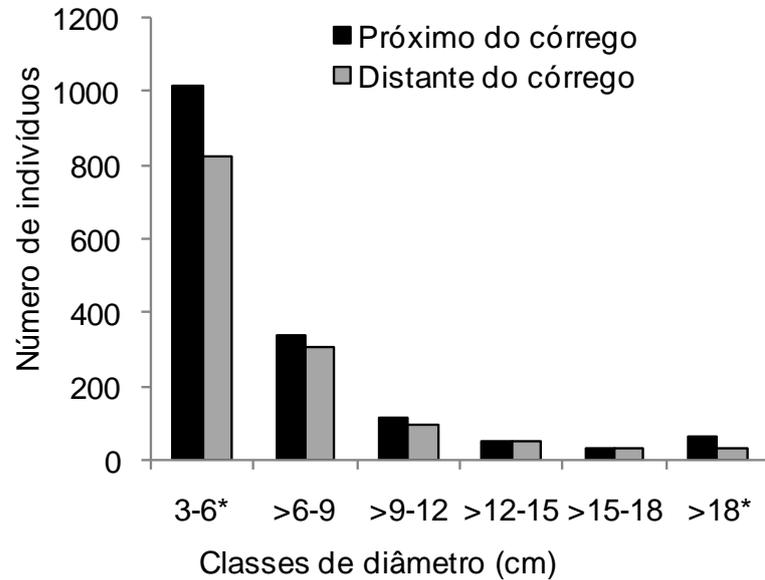


Figura 4: Distribuição diamétrica dos indivíduos do componente arbustivo-arbóreo nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe diamétrica diferem entre si ($p=0,05$).

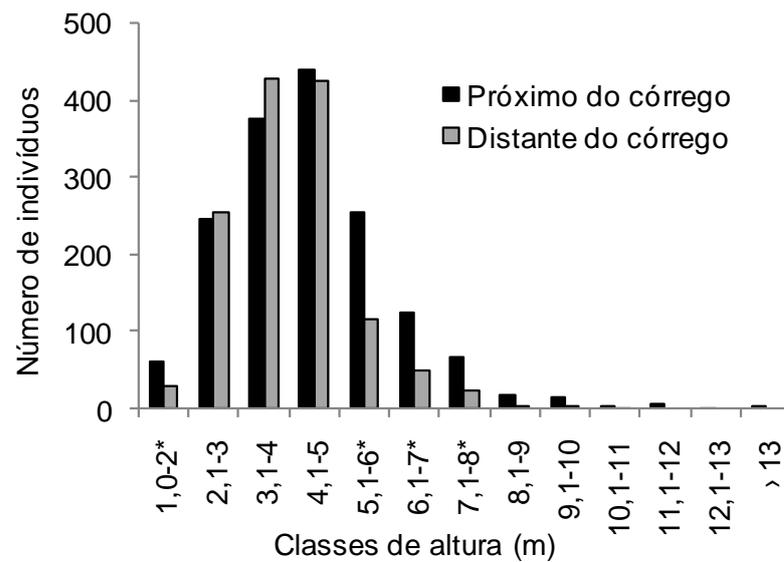


Figura 5: Distribuição do número de indivíduos do componente arbustivo-arbóreo em classes de altura nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe de altura diferem entre si ($p=0,05$).

Mais da metade dos indivíduos do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego estavam nas duas primeiras classes de diâmetro (0,5-0,9 cm; 0,91-1,31 cm), representando cerca de 60% e 70% do total dos indivíduos, respectivamente (Figura 6). De modo geral, a comparação entre os ambientes em termos de classes de diâmetro e altura revelou que o ambiente distante do córrego foi superior em ambos os aspectos (Figuras 6 e 7). Tanto para o componente arbustivo-arbóreo como para o regenerante, o ambiente distante do córrego teve significativamente mais indivíduos perfilhados (300 *versus* 452 ind.ha⁻¹ e 312 *versus* 2125 ind.ha⁻¹, respectivamente) (Tabela 1).

Em termos das plantas lenhosas, o ambiente próximo do córrego teve maior densidade, área basal e valores médios e máximos de altura. Por outro lado, o componente regenerante do ambiente distante do córrego teve maior número de indivíduos e maior altura média.

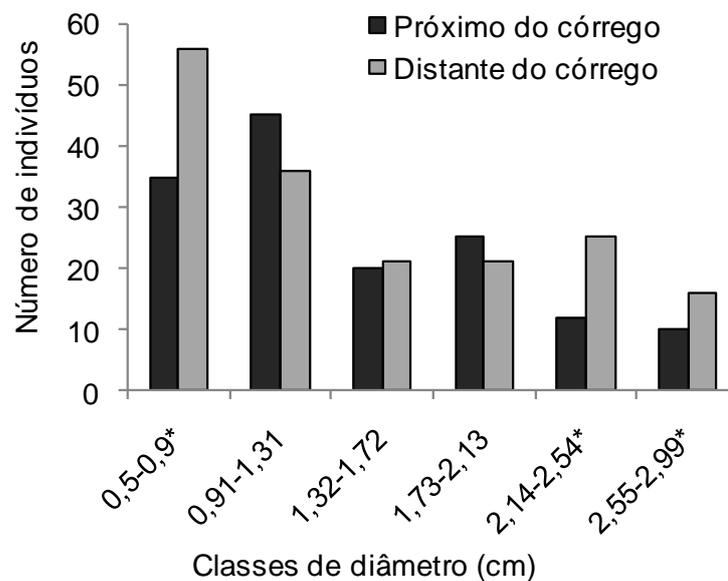


Figura 6: Distribuição diamétrica dos indivíduos do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe de altura diferem entre si ($p=0,05$).

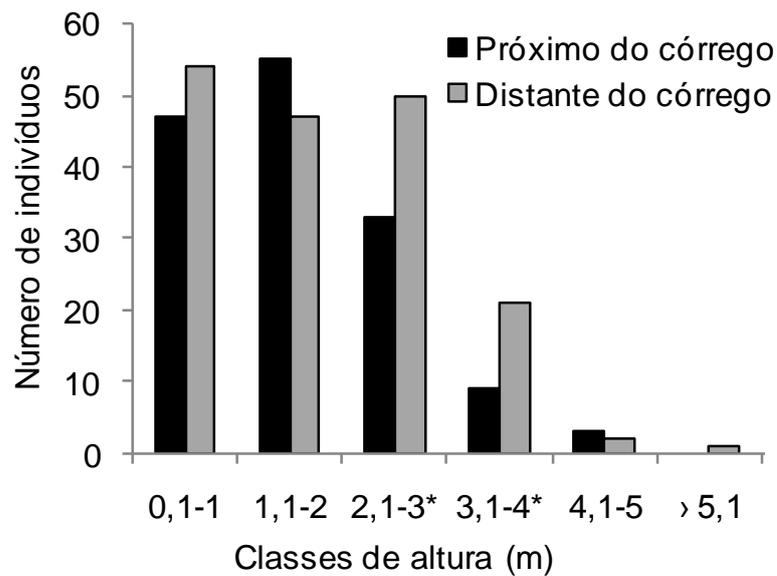


Figura 7: Distribuição do número de indivíduos do componente regenerante em classes de altura nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Colunas com * na mesma classe de altura diferem entre si ($p=0,05$).

3.3 Estrutura do componente arbustivo-arbóreo

Foram identificadas 50 espécies no conjunto das áreas estudadas, 24 famílias e 41 gêneros, com destaque para Fabaceae e Euphorbiaceae nos diferentes estratos e ambientes (Tabela 2). Fabaceae esteve representada por 15 espécies e Euphorbiaceae por sete, perfazendo 44% do total de espécies amostradas. Os índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade (J) foram maiores no ambiente próximo do córrego que no ambiente distante do córrego, 2,80 nats.ind^{-1} e 0,75 e 2,53 nats.ind^{-1} e 0,71, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 2: Espécies e número de indivíduos dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego em uma área de 0,8 ha, da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE, em ordem decrescente do número total de indivíduos por família e o hábito (ÁRV= árvore; ARB=arbusto). * Indica o ambiente e o componente no qual a espécie foi indicadora.

ESPÉCIES/FAMÍLIAS	HÁBITO	Componente arbustivo-arbóreo		Componente regenerante	
		Próximo do córrego	Distante do córrego	Próximo do córrego	Distante do córrego
EUPHORBIACEAE		568	580	32	55
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	ÁRB	145	370*	13	25
<i>Croton rhamnifolioides</i> Pax. & K. Hoffm.	ARB	254*	77	7	6
<i>Ditaxis desertorum</i> Pax & K. Hoffm.	ARB	1	-	1	12*
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl.) Baill.	ARB	53	64	2	2
<i>Manihot epruinosa</i> Pax & K. Hoffm.	ÁRV	85	66	4	10
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	ÁRV	7	3	-	-
<i>Sebastiania macrocarpa</i> Mull. Arg.	ÁRV	23	-	5	-
FABACEAE		419	447	36	61
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão.) A. C. Sm.	ÁRV	6	6	2	1
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	ÁRV	37	46	3	7
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong) D. Dietr.	ARB	214	210	15	41*
<i>Chloroleucon mangense</i> Britton & Rose	ÁRV	4	1	-	1
<i>Lutzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	ÁRV	1	-	-	-
Fabaceae 1	-	-	-	1	-
Fabaceae 2	-	-	-	1	-
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex. Tul.) L. P. Queiroz	ÁRV	11	2	1	-
<i>Mimosa ophtalmocentra</i> Mart. ex. Benth	ÁRV	3	-	1	-
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	ÁRV	12	56*	5	1
<i>Parapiptadenia zehntneri</i> (Harms) M. P. Lima & H. C. Lima	ÁRV	26*	5	4	1
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	ÁRV	4	23*	-	-

Tabela 2: Continuação.

ESPÉCIES/FAMÍLIAS	HÁBITO	Componente arbustivo-arbóreo		Componente regenerante	
		Próximo do córrego	Distante do córrego	Próximo do córrego	Distante do córrego
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	ÁRV	99	96	3	8
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) H. S. Irwin & Barneby	ARB	2	1	-	1
<i>Senna spectabilis</i> (DC.) H. S. Irwin & Barneby	ARB	-	1	-	-
APOCYNACEAE		323	88	7	2
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	ÁRV	60	63	4	2
<i>Aspidosperma cuspa</i> S. F. Blake ex Pittier	ÁRV	263*	25	3	-
ANNONACEAE		69	89	18	5
<i>Rollinia leptopetala</i> R. E. Fr.	ARB	69	89	18	5
SAPINDACEAE		45	7	2	-
<i>Allophylus quercifolius</i> Radlk.	ÁRV	45*	7	2	-
RUBIACEAE		37	1	6	1
<i>Guettarda angelica</i> Mart. ex Müll. Arg.	ARB	37*	1	6	1
COMBRETACEAE		35	6	10	2
<i>Combretum pisonioides</i> Taub.	ARB	35	6	10	2
MALVACEAE		27	21	-	-
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	ÁRV	-	1	-	-
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) A. Robyns	ÁRV	25	20	-	-
<i>Helicteres mollis</i> K. Schum.	ARB	2	-	-	-
CAPPARACEAE		20	11	3	5
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	ÁRV	18	11	3	5
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i> (Cornejo) Mart. & Iltis	ÁRV	2	-	-	-
SALICACEAE		19	8	-	1
<i>Prockia crucis</i> L.	ÁRV	19	8	-	1
ANACARDIACEAE		17	11	1	1
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	ÁRV	12	8	1	1
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	ÁRV	5	2	-	-
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	ÁRV	-	1	-	-
MALPHIGIACEAE		11	2	-	2
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	ARB	11	2	-	2
BURSERACEAE		7	48	1	10
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillet	ÁRV	7	48*	1	10*
CARICACEAE		6	-	1	-
<i>Jacaratia corumbensis</i> Kuntze	ARB	6	-	1	-

Tabela 2: Conclusão

ESPÉCIES/FAMÍLIAS	HÁBITO	Componente arbustivo-arbóreo		Componente regenerante	
		Próximo do córrego	Distante do córrego	Próximo do córrego	Distante do córrego
RHAMNACEAE		4	3	-	-
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	ÁRV	4	3	-	-
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J. S. Mill.	ARB	3	-	23	30*
ERYTHROXYLACEAE		3	3	3	-
<i>Erythroxylum caatingae</i> Plowman	ARB	3	3	3	-
CACTACEAE		2	2	-	-
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	ARB	2	2	-	-
NYCTAGINACEAE		2	5	1	-
<i>Guapira laxa</i> (Netto) Furlan	ÁRV	2	5	1	-
SOLANACEAE		2	-	-	-
<i>Solanum</i> sp.	ARB	2	-	-	-
BIGNONIACEAE	-	-	-	1	-
Bignoniaceae 1	-	-	-	1	-
INDETERMINADA E	-	-	-	1	-
Indeterminada E	-	-	-	1	-
MYRTACEAE		-	-	1	-
<i>Eugenia puniceifolia</i> DC.	ARB	-	-	1	-
VERBENACEAE		-	1	-	-
<i>Lantana camara</i> L.	ARB	-	1	-	-
TOTAL		1619	1333	147	175

Do total de 45 espécies amostradas no componente arbustivo-arbóreo nos ambientes próximo e distante do córrego, 41 foram registradas no ambiente próximo do córrego e 36 no ambiente distante do córrego, com 32 compartilhadas o que corresponde a 71 % do total (Tabela 2). Mais de 50% das espécies amostradas no componente arbustivo-arbóreo dos dois ambientes estiveram presentes no componente regenerante, sendo nove exclusivas do ambiente próximo do córrego e quatro do ambiente distante do córrego (Figura 8). A análise de similaridade florística mostrou que os ambientes são muito semelhantes com índice de similaridade de Jaccard de 0,71 (Figura 8). Do total de espécies registradas nesse componente, cinco foram consideradas indicadoras do ambiente próximo do córrego e quatro do ambiente distante do córrego (Tabela 2). A similaridade florística entre os estratos (componente arbustivo-arbóreo e regenerante) também foi alta em ambos os ambientes (73% no ambiente próximo do córrego e 71% no ambiente distante do córrego).

Independentemente do ambiente, as populações mais abundantes foram de *Croton blanchetianus*, *Croton rhamnifolioides*, *Jatropha mollissima*, *Manihot epruinosa*, *Anadenanthera colubrina*, *Bauhinia cheilantha*, *Poincianella pyramidalis*, *Aspidosperma pyriforme* e *Rollinia leptopetala*. Estas espécies representam cerca de 60 % e 80% da densidade total dos ambientes próximo e distante do córrego, respectivamente (Tabela 2). Dentre as espécies abundantes acima mencionadas apenas *Croton blanchetianus* e *Croton rhamnifolioides* diferiram em número de indivíduos entre os ambientes, sendo que a primeira apresentou valor superior no ambiente distante do córrego e a segunda maior valor no ambiente próximo do córrego.

Entre as espécies mais abundantes apenas *Croton rhamnifolioides*, *Jatropha mollissima*, *Manihot epruinosa* e *Anadenanthera colubrina* diferiram entre os ambientes próximo e distante do córrego em termos de diâmetros médios, enquanto *Croton blanchetianus*, *Jatropha mollissima*, *Bauhinia cheilantha*, *Poincianella pyramidalis* e *Anadenanthera colubrina* diferiram em altura média. Um fato que merece destaque foi a elevada densidade de *Aspidosperma cuspa* no componente arbustivo-arbóreo do ambiente próximo do córrego (Tabela 2), diferindo do ambiente distante do córrego tanto em número de indivíduos como em altura média.

No geral, uma grande proporção da densidade total nos diferentes ambientes correspondeu a um número reduzido de espécies. A hipótese de que o ambiente com melhor disponibilidade hídrica apresentaria maior riqueza e diversidade foi confirmada, uma vez que o ambiente próximo do córrego, apresentou valores de riqueza e diversidade significativamente superiores ao ambiente distante do córrego.

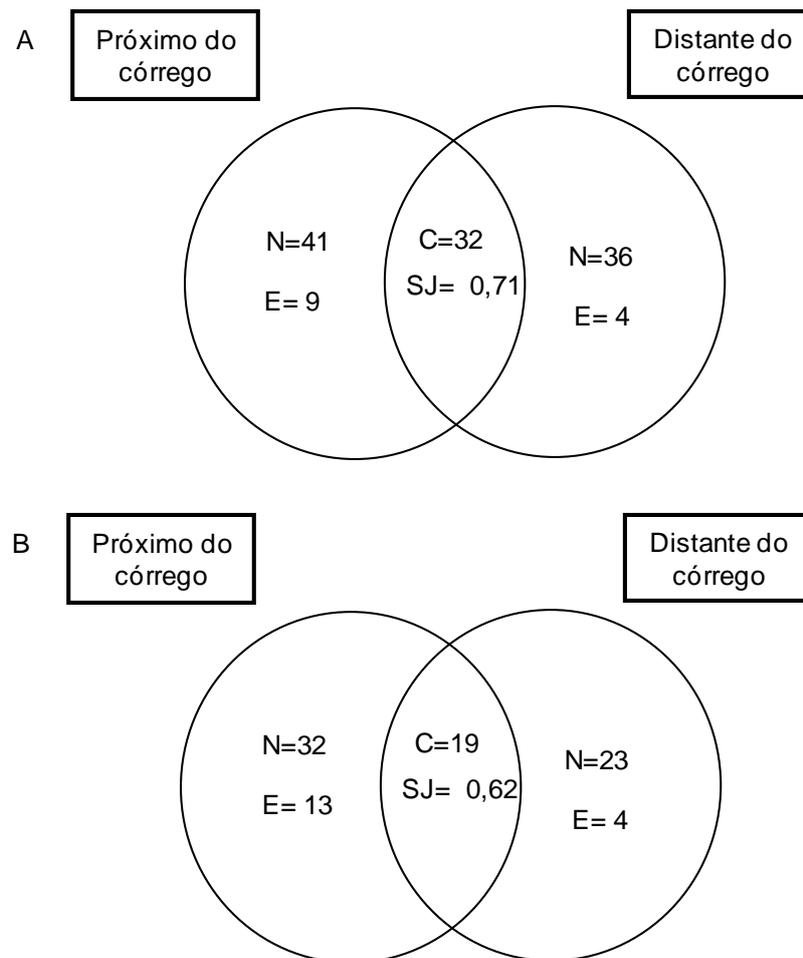


Figura 8: Diagramas de Venn com o número de espécies compartilhadas e o índice de similaridade de Jaccard (SJ) de 80 parcelas de 10 × 10 m para o componente arbustivo-arbóreo (A) e de 80 parcelas de 2 × 2 m para o componente regenerante (B) na Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. E= espécies exclusivas; C= espécies comuns entre os ambientes; N= número total de espécies amostradas em cada ambiente

3.4 Estrutura do componente regenerante

No componente regenerante foram amostradas 36 espécies, sendo 32 no ambiente próximo do córrego e 23 no ambiente distante do córrego (Tabela 2). Cerca de 84% das espécies deste componente do ambiente próximo do córrego ocorreram no componente arbustivo-arbóreo do mesmo ambiente, contra 91% no ambiente distante do córrego. Dentre as espécies registradas na regeneração dos dois ambientes, 13 espécies foram exclusivas do ambiente próximo do córrego, enquanto apenas quatro espécies (*Senna macranthera*, *Prockia crucis*, *Ptilochaeta bahiensis* e *Chloroleucon mangense*) foram exclusivas do ambiente distante do córrego, sendo 19 espécies (54%) comuns aos dois ambientes (Figura 8).

Os valores de riqueza e os índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade (J) por parcela seguiram o mesmo padrão observado para o componente arbustivo-arbóreo, com valores significativamente maiores no ambiente próximo do córrego (Tabela 1). Foi evidenciada uma alta similaridade florística entre os ambientes, com índice de Jaccard de 0,62 (Figura 8). Das 36 espécies registradas na regeneração, apenas quatro foram consideradas indicadoras do ambiente distante do córrego, enquanto no ambiente próximo do córrego, não foi verificada distribuição significativamente diferente. (Tabela 2).

Dentre as espécies presentes no componente regenerante dos diferentes ambientes, *Croton blanchetianus*, *Croton rhamnifolioides*, *Manihot epruinosa*, *Bauhinia cheilantha*, *Poincianella pyramidalis*, *Rollinia leptopetala*, *Ditaxis desertorum*, *Combretum pisonioides*, *Commiphora leptophloeos* e *Varronia leucocephala*, foram as mais abundantes, as quais juntas representando 64% da densidade total do ambiente próximo do córrego e 85% do ambiente distante do córrego (Tabela 2). Com exceção de *Ditaxis desertorum* e *Varronia leucocephala*, as demais espécies também foram as mais representativas em abundância no componente arbustivo-arbóreo dos diferentes ambientes.

Entre as populações mais abundantes acima mencionadas não houve diferenças em números de indivíduos entre os ambientes. Em termos de valores médios de diâmetro e altura, *Ditaxis desertorum* e *Varronia leucocephala* apresentaram valores médios de diâmetro e altura superiores no ambiente distante do córrego, enquanto *Commiphora leptophloeos* e *Combretum pisonioides* diferiram apenas em altura média, com valores superiores no ambiente próximo do córrego.

Em termos gerais, o componente regenerante respondeu de maneira similar ao observado para o componente arbustivo-arbóreo, com algumas diferenças apenas em relação aos valores estruturais de algumas populações.

3.5 Variáveis ambientais e distribuição das espécies

A maioria das variáveis dos solos não diferiu estatisticamente entre os ambientes, com exceção dos teores de Al^{3+} , e da pedregosidade que foram significativamente maiores no ambiente próximo do córrego (Tabela 3).

No componente arbustivo-arbóreo, os autovalores produzidos pela análise de correspondência canônica para os dois primeiros eixos de ordenação foram baixos 0,054 (eixo 1) e 0,025 (eixo 2) ($< 0,5$ *sensu* TER BRAAK, 1995). A variância

total explicada foi de apenas 49,2%, indicando que há ainda muitos fatores não considerados na análise. Elevada variância remanescente é esperada na análise de ordenação de dados ecológicos, devido à complexidade dos fatores envolvidos na determinação da composição florística e estrutural das formações vegetais (DALANESI et al., 2004). Apesar disso, a significância das relações espécie-ambiente não foi comprometida, já que a CCA produziu elevadas correlações espécie-ambiente nos dois primeiros eixos (1,000 no eixo 1 e 1,000 no eixo 2). Além disso, o teste de permutação de Monte Carlo indicou que as correlações da abundância das espécies e variáveis ambientais foram altamente significativas ($p < 0,01$) para os dois primeiros eixos (Tabela 4).

A análise de ordenação sugere claramente separação entre os módulos dos ambientes próximo e distante do córrego. As variáveis ambientais mais fortemente correlacionadas com o primeiro eixo foram, em ordem decrescente, pedregosidade, declividade e argila e, com o segundo eixo, Ca^{2+} e distância do córrego (Tabela 3). *Commiphora leptophloeos*, *Croton blanchetianus*, *Piptadenia stipulacea* e *Mimosa tenuiflora* estiveram mais correlacionadas com os módulos distante do córrego. Por outro lado, *Croton rhamnifolioides*, *Sebastiania macrocarpa*, *Combretum pisonioides*, *Parapiptadenia zehntneri* e *Guettarda angelica* apresentaram maior correlação com os módulos do ambiente próximo do córrego (Figura 9A).

Na análise de CCA do componente regenerante, os autovalores para os dois primeiros eixos foram baixos 0,294 (eixo 1) e 0,202 (eixo 2) e a variância total explicada foi de apenas 58,4% (Tabela 4). No entanto, como observado para o componente arbustivo-arbóreo, isso não comprometeu os resultados, já que as correlações entre abundâncias das espécies e as variáveis ambientais foram altas (0,999 no eixo 1 e 0,977 no eixo 2) e significativamente correlacionadas para os dois primeiros eixos, pelo teste de permutação de Monte Carlo (Tabela 4). *Sebastiania macrocarpa*, *Croton rhamnifolioides*, *Combretum pisonioides*, *Bauhinia cheilantha* e *Anadenanthera colubrina* encontraram-se em um grupo relacionado aos módulos do ambiente próximo do córrego, indicando alta correlação com as variáveis declividade e argila. Já *Commiphora leptophloeos*, *Varronia leucocephala*, *Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus*, *Manihot epruinosa* e *Cynophalla flexuosa*, tenderam a aumento de abundância com o aumento da distância do córrego (Figura 9B).

Tabela 3: Variáveis ambientais amostradas nos ambientes próximo e distante do córrego, com os valores das correlações com os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA), da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. Os valores correspondem às médias seguidas do desvio padrão, exceto para os valores de distância do córrego, que corresponde a distância mínima.

Variáveis	Correlações					
	Próximo do córrego	Distante do córrego	Componente arbustivo-arbóreo		Componente regenerante	
			Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
P Mehlich (mg.dm ⁻³)	6,59±2,41a	5,32±2,20a	-	-	-	-
K ⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,25±0,23a	0,33±0,13a	0,294	0,434	0,457	0,377
Ca ²⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	2,42±0,95a	1,88±0,97a	-0,324	0,666	0,253	0,677
Mg ²⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	1,45±0,62a	1,42±1,20a	-	-	-	-
Al ³⁺ (cmol _c .dm ⁻³)	0,15±0,06a	0,05±0,04b	-	-	-	-
M.O (dag.kg ⁻¹)	1,85±0,47a	1,70±0,67a	-	-	-	-
Areia (%)	69,25±16,8a	53,0±8,83a	-	-	-	-
Silte (%)	13,0±12,88a	31,75±16,1a	-	-	-	-
Argila (%)	17,75±9,21a	15,25±16,6a	-0,683	0,373	-0,354	0,670
Pedregosidade (%)	3,87±5,11a	1,47±0,87b	-0,811	-0,168	-	-
Rochosidade (%)	1,22±5,29a	0,65±0,73a	-	-	-	-
Declividade (%)	10±9,60a	8,25±7,70a	-0,703	-0,224	-0,602	0,396
Distância do córrego (m)	5,00	100,00	0,482	-0,665	-0,101	-0,666

*Médias seguidas de letras diferentes representam diferença estatística significativa ($p \leq 0,05$) entre os ambientes.

Tabela 4: Resumo da análise de correspondência canônica (CCA) da abundância das espécies amostradas nos módulos do componente arbustivo-arbóreo e do componente regenerante da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE, em interação com as variáveis ambientais e os testes de Monte Carlo para os dois primeiros eixos de ordenação.

EIXOS	Componente arbustivo-arbóreo		Componente regenerante	
	1	2	1	2
Autovalores	0,054	0,025	0,294	0,202
Variância explicada (%)	33,7	15,5	34,6	23,8
Variância percentual cumulativa (%)	33,7	76,7	34,6	58,4
Correlação de Pearson espécie x solo	1,000	1,000	0,999	0,977
Teste de permutação de Monte Carlo	0,01	0,01	0,01	0,05

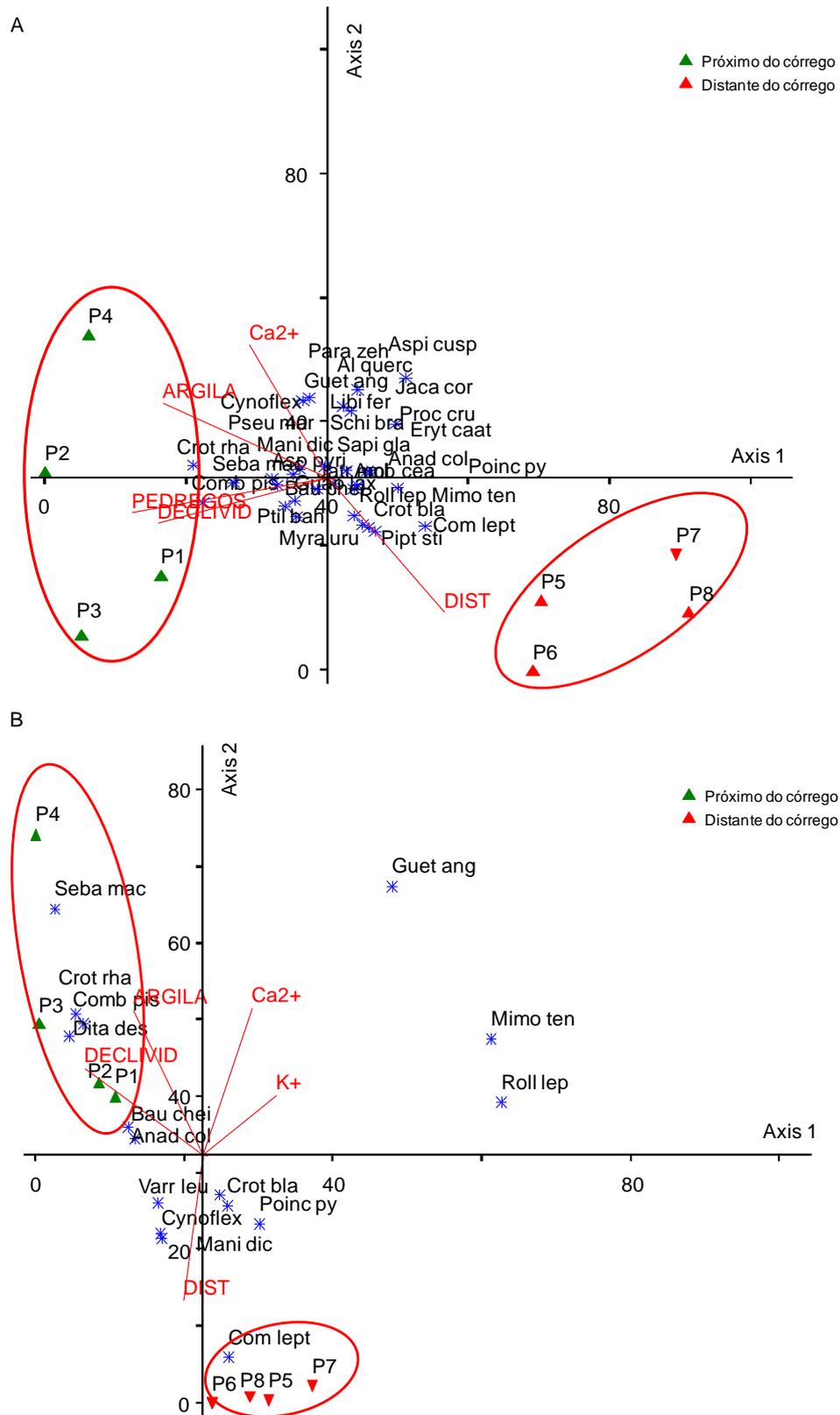


Figura 9: Diagramas de ordenação produzidos pela análise de correspondência canônica (CCA), baseados na distribuição do número de indivíduos das espécies amostradas nos módulos dos componentes arbustivo-arbóreo (A) e regenerante (B) nos ambientes próximo e distante do córrego da Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE, e sua correlação com as variáveis ambientais do solo, nos dois primeiros eixos de ordenação.

4. DISCUSSÃO

4.1 Fisionomia dos componentes arbustivo-arbóreo e regenerante

A densidade e a área basal indicaram que ambientes próximos a cursos d' água têm maior biomassa, semelhante ao relatado por Rodal; Costa; Lins-e-Silva (2008a) em áreas de caatinga analisando a mesma heterogeneidade de habitats. Outra forma de disponibilidade hídrica em função da altitude foi relatada por Ferraz; Rodal; Sampaio (2003), com densidade variando de 3050 da área mais seca a 6535 ind.ha⁻¹ à mais úmida e área basal de 30,6 a 56,7 m². ha⁻¹.

Valores de densidade e área basal superiores e inferiores aos encontrados neste estudo foram registrados em outras áreas de caatinga (CAMACHO, 2001; FERRAZ; RODAL; SAMPAIO, 2003; PEREIRA et al., 2001; ALCOFORADO-FILHO; SAMPAIO; RODAL, 2003; SANTANA; SOUTO, 2006; RODAL; COSTA; LINS-e-SILVA, 2008a; RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008b). Todavia, a comparação entre os estudos é duvidosa pelo fato de existirem grandes variações na disponibilidade hídrica nos diferentes habitats e diferentes metodologias utilizadas. Alcoforado-Filho; Sampaio; Rodal (2003) relataram que parte dessa amplitude encontrada nos diversos estudos em área de caatinga pode relacionar-se à disponibilidade hídrica nesses ambientes e que os maiores valores de densidade e área basal, geralmente, estão associados a maior disponibilidade de água.

Assim como em outras áreas de caatinga, os ambientes apresentaram maior número de indivíduos nas classes de menores diâmetro e altura (para revisão ver SAMPAIO, 1996; ALCOFORADO-FILHO; SAMPAIO; RODAL, 2003). Esse padrão também é relatado em outras florestas tropicais, independente do estágio de desenvolvimento da vegetação (CONDIT et al., 1998; DeWALT; SCHNITZER; DENSLOW, 2000). O fato do ambiente próximo do córrego ter maior número de indivíduos nas classes de maior altura e maiores altura média e máxima que o ambiente distante do córrego pode relacionar-se à baixa disponibilidade de água no ambiente distante do córrego. O déficit hídrico restringe o desenvolvimento das árvores, com alterações na estrutura e composição da vegetação (POWERS et al., 2009).

Pode-se ainda pensar que o efeito da elevada densidade do componente arbustivo-arbóreo no ambiente próximo do córrego, poderia ser responsável pelo maior crescimento em altura das árvores, possivelmente pela maior competição por

luz decorrente do maior fechamento das copas neste ambiente. Considerando que existe uma correlação positiva entre diâmetro do caule e diâmetro da copa (MATTEUCCI; COLMA, 1982) e que o ambiente próximo do córrego apresentou maior densidade de lenhosas altas (árvores), pode-se supor que este ambiente teve maior cobertura de copas.

Contrariamente ao esperado, no componente regenerante, houve maior crescimento e densidade no ambiente distante do córrego, o que poderia ser explicado pela maior disponibilidade de luminosidade neste ambiente, criando ambientes favoráveis para a germinação das sementes e o desenvolvimento das plântulas, sobretudo em períodos com maior regularidade na distribuição das chuvas ao longo do ano. É provável que a maior regularidade na distribuição das chuvas no ano em que foi realizado o levantamento, aliada à menor densidade de lenhosas altas (árvores), e, possivelmente, maior entrada de luz, tenham contribuído para o maior crescimento neste ambiente.

A disponibilidade de luz é amplamente reconhecida como fator chave influenciando o estabelecimento de indivíduos em ambientes tropicais úmidos (DENSLOW, 1987). Nestes ambientes, a abertura de copas torna o ambiente favorável para o crescimento e germinação das sementes de plantas lenhosas (WIRTH; WEBER; RYEL, 2001). Ainda a esse respeito, Bianchini; Pimenta; Santos (2001) relataram que as variações da luminosidade podem influenciar indiretamente os parâmetros estruturais e fisionômicos da regeneração, causando alterações dentre outros fatores, na temperatura e na disponibilidade de água.

Assim, em ambientes sazonalmente secos, como a caatinga, o menor fechamento de copas poderia intensificar os efeitos da sazonalidade de precipitação. Todavia, variações podem ocorrer em função da maior ou menor disponibilidade hídrica (ARAUJO, 2005). Nesse sentido, Gerhardt (1996) comentaram que a disponibilidade de luz durante o período chuvoso é igualmente importante para o crescimento de indivíduos regenerantes, tanto em ambientes úmidos quanto secos.

Outro fato que, possivelmente, está associado à maior entrada de luz para regeneração do ambiente distante do córrego foi a grande quantidade de indivíduos perfilhados (aproximadamente sete vezes maior) comparando-se à regeneração do ambiente próximo do córrego.

No geral, os resultados das comparações entre os parâmetros fisionômicos

revelaram diferenças marcantes entre os ambientes, sendo possível caracterizar o ambiente próximo do córrego, como uma vegetação de caatinga de porte mais elevado que a do ambiente distante do córrego. Entretanto, nos dois ambientes, observou-se densidade elevada de indivíduos de pequeno diâmetro e altura. A esse respeito, Alcoforado-Filho; Sampaio; Rodal (2003) e Rodal; Costa; Lins-e-Silva (2008a) afirmaram que todos os levantamentos em caatinga apresentam elevada abundância de indivíduos com pequenas alturas e diâmetros.

A heterogeneidade espacial dos fatores ambientais explicaria parte da variação fisionômica dentro de uma mesma unidade ambiental observada em áreas de caatinga, conforme tem sido relatado por autores como Alcoforado-Filho; Sampaio; Rodal (2003), Amorim; Sampaio; Araújo (2005) e Rodal; Martins; Sampaio (2008b).

4.2 Variáveis ambientais e estrutura das populações

O padrão de distribuição do número de indivíduos por espécie nos ambientes estudados confirma o encontrado para os diferentes tipos de caatinga, com elevada concentração da densidade em poucas espécies. O número de espécies do componente arbustivo-arbóreo nos dois ambientes pode ser considerado um dos mais elevados entre os levantamentos realizados em áreas de caatinga em Pernambuco (ARAÚJO; SAMPAIO; RODAL, 1995; FERRAZ; RODAL; SAMPAIO, 2003; ANDRADE et al., 2009; CAVALCANTI et al., 2009).

A hipótese de que o ambiente próximo do córrego apresentaria maior riqueza e diversidade foi confirmada. Muitos estudos em áreas associadas à corpos d' água têm confirmado a elevada riqueza e diversidade como característica dessas formações (OLIVEIRA-FILHO; RATTER; SHEPHERD, 1990; ARAÚJO et al., 2005; LACERDA et al., 2005; LACERDA et al., 2010), como reflexo da heterogeneidade de suas condições ecológicas (RODRIGUES; NAVE, 2004). De acordo com Capon (2005) e Stromberg et al. (2007), nestes ambientes, a heterogeneidade, principalmente na disponibilidade e na distribuição de água na superfície, tem sido apontada como principal fator ecológico responsável por governar os processos envolvidos nos diferentes aspectos da vegetação. Os autores relataram que variações ao longo de gradientes de umidade, a medida que se afastam do curso d' água podem gerar alterações na riqueza e diversidade, principalmente, em

ambientes secos, pela importância deste recurso como principal condicionante da vegetação.

Ainda a esse respeito, Segura et al. (2002) observaram, ao longo de gradientes de umidade em florestas secas no México, declínio na riqueza e na diversidade de espécies com a redução da disponibilidade hídrica. Fato semelhante foi relatado por Ferraz; Rodal; Sampaio (2003) ao longo de um gradiente de umidade em função da altitude, em área de vegetação de caatinga. Balvanera; Aguirre (2006) relataram que diferentes espécies ocupam diferentes partes da heterogeneidade espacial observada ao longo de gradientes de disponibilidade hídrica e, ainda, que muitas espécies podem ser excluídas de locais excessivamente secos onde a produtividade é muito baixa.

O maior número de espécies exclusivas em ambos os estratos no ambiente próximo do córrego pode estar relacionado com a maior disponibilidade de água, fato confirmado pela presença de espécies como *Guettarda angelica*, *Allophylus quercifolius*, *Aspidosperma cuspa* e *Paraptadenia zehntneri*, geralmente associadas a habitats mais úmidos (RODAL, 1992; RODAL, informação pessoal) e que foram indicadoras daquele ambiente.

Fabaceae e Euphorbiaceae como famílias com maior número de espécies também foram citadas em vários levantamentos realizados em áreas de caatinga (PEREIRA et al., 2001; GOMES; RODAL; MELO, 2006; FABRICANTE; ANDRADE, 2007; ANDRADE et al., 2009). Um fato que merece ressalva foi à representação da família Cactaceae com poucos indivíduos, contrastando com os resultados encontrados por vários autores (AMORIM; SAMPAIO; ARAÚJO, 2005; GOMES; RODAL; MELO, 2006; CANTALICE et al., 2008).

De modo geral, as populações mais abundantes no componente arbustivo-arbóreo tendem a ser bem representadas no componente regenerante (FELFILI, 1997). Esta tendência foi encontrada para algumas populações, o que pode ser considerado um indicativo de ausência de fatores que dificultem a renovação dessas populações por meios naturais. Por outro lado, outras mais abundantes no componente arbustivo-arbóreo dos dois ambientes foram representadas por poucos indivíduos (2 a 10 indivíduos). Espécies com poucos indivíduos adultos (componente arbustivo-arbóreo) como *Ditaxis desertorum* e *Varronia leucocephala* foram bem

representadas na regeneração, sugerindo que suas populações adultas podem aumentar no futuro.

As populações arbóreas com poucos indivíduos, como *Amburana cearensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Myracrodruon urundeuva*, *Commiphora leptophloeos* e *Schinopsis brasiliensis*, corroboram o padrão demonstrado na literatura, em que tais populações tendem a apresentar baixa densidade em áreas da depressão sertaneja (Ferraz; Rodal; Sampaio, 2003; Rodal; Martins; Sampaio, 2008b) e maior porte e densidade em áreas com maior disponibilidade hídrica (PEREIRA et al., 2002). Entretanto, com relação às populações acima mencionadas apenas *Schinopsis brasiliensis* e *Myracrodruon urundeuva* parecem responder a este padrão.

A alta similaridade na composição de espécies entre as comunidades reflete a pouca diferença encontrada nas variáveis edáficas entre os ambientes. A análise de correspondência canônica, apesar de ter mostrado uma clara separação entre os dois ambientes, indicou a existência de um gradiente curto, ou seja, poucas substituições de espécies entre os dois extremos e predominância da variação nas abundâncias das espécies (TER BRAAK, 1995). Isto pode indicar que as variáveis ambientais medidas não foram suficientes para explicar a maior parte da variação da abundância das espécies. Entretanto, Ter Braak (1995) salientou que a presença de 'ruído' na análise não compromete os resultados, já que as correlações entre a abundância das espécies e as variáveis ambientais foram altas e significativas para os dois primeiros eixos, pelo teste de permutação de Monte Carlo. Balvanera et al. (2002) e Poulos; Taylor; Beaty (2007) relataram que fatores como elevação, insolação, declividade e capacidade de retenção da umidade no solo são apontados como fortemente relacionados com a disponibilidade hídrica, podendo esse conjunto interferir significativamente nos padrões de distribuição e organização das comunidades vegetais.

5. CONSIDERAÇÕES

As variações ambientais encontradas na área de estudo são claramente refletidas no comportamento das características fisionômicas e estruturais da vegetação. As correlações significativas entre abundância de espécies e as variáveis ambientais permitem identificar tendências importantes, evidenciando a relevância do conhecimento das variações nos fatores abióticos, em escala mais restrita para se entender os padrões da vegetação. No entanto, é importante ressaltar que a

vegetação responde a uma grande variedade de fatores bióticos e abióticos, os quais atuam em diferentes escalas espaço-temporais dificultando a determinação de todos os processos que possam influenciar os padrões de organização de assembléias de plantas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCOFORADO-FILHO, F.G.; SAMPAIO, E.V.S.B.; RODAL, M.J.N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifolia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica**, v.17, n.2, p. 287-303, 2003.

ALVES, L.S. et al. Regeneração natural em uma área de caatinga situada no município de Pombal-PB-Brasil. **Revista Verde**, v.5. n.2, p.152-168, 2010.

ANDRADE, W. M. de. et al. Influência da precipitação na abundância de populações de plantas da caatinga. **Revista de Geografia**. Recife-UFPE, v. 26, n. 2, p. 161-184, 2009.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, n. 2, p. 149-153. 1981.

AMORIM I.L.; SAMPAIO E.V.S.B.; ARAUJO E.L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arborea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 3, p. 615-623, 2005.

APG (Angiosperm Phylogeny Group) III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, n.9, p. 105-121, 2009.

ARAÚJO, E. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Composição florística e fitossociologia de três áreas de caatinga de Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 595-607, 1995.

ARAÚJO, E.L. Estresses abióticos e bióticos como força modeladoras da dinâmica de populações vegetais da caatinga. In: NOGUEIRA, R.J.M.C. et al. (Eds.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. 2005, p. 50-64.

ARAÚJO, E. L. et al. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de caatinga, Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 285-294, 2005.

AYRES, M. et al. **Bioestat 2.0**: Aplicações estatísticas nas áreas biológicas e médicas. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá/MCT-CNPq, 2000. 272 p.

BALVANERA, P.; AGUIRRE, E. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. **Biotropica**, v. 38, n. 4, p.479–491, 2006.

BALVANERA, P. et al. Patterns of beta-diversity in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, n. 2, p.145–158, 2002.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a Tropical Semi-Deciduous Forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p. 269-276, 2001.

BOTREL, R.T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutural da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.25, n. 2, p.195- 213 2002.

BULLOCK SH, MOONEY, H.A, MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995, p. 146–194.

CAMACHO, R. G. V. **Estudo fitofisiográfico da caatinga do Seridó-Estação do Seridó, RN**. 2001, 130p. (Tese)-Universidade de São Paulo.

CANTALICE, R. et al. Estrutura lenhosa e hidrodinâmica do escoamento superficial em uma área de caatinga. **Revista Caatinga**, v. 21, n.4, p.201-211, 2008.

CAPON, S.J. Flood variability and spatial variation in plant community composition and structure on a large arid floodplain. **Journal of Arid Environments**. v.60, p.283–302, 2005.

CAVALCANTI, A.D.C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de caatinga no Estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.23, n.3, p. 905-907. 2009.

CONDIT, R. et al. Predicting population trends from size distributions: a direct test in a tropical tree community. **The American Naturalist**, v.152, n.4, p. 495-509, 1998.

DALANESI, P.E.; OLIVEIRA-FILHO A.T.; FONTES, M.A.L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.4, p.737-757, 2004.

DENSLOW, J.S. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review Ecology**. v.18, n.1, p.431-451, 1987.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366. 1997.

DeWALT, S.J.; SCHNITZER, S.A.; DENSLOW, J.S. Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central Panamanian lowland forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n.1, p.1-19. 2000.

EMBRAPA, 1997. **Manual de métodos de análise de solos**. EMBRAPA, Brasília.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Critérios para distinção de classes de solos e de fases de unidades de mapeamento**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS. 1988. 312p.

FABRICANTE, J. R.; ANDRADE, L. A. Análise estrutural de um remanescente de caatinga no Seridó Paraibano. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n. 3, p.341-349, 2007.

FELFILI, J. M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.91, n.2-3, p.235-245, 1997.

FERRAZ, E. M. N.; RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia**, v.33, n.1, p.71-92, 2003.

FERRAZ, E.M.N. et al. Composição florística em trechos de vegetação de caatinga e brejo de altitude na região do Vale do Pajeú, Pernambuco. **Revista Brasileira de Botânica**, v.21, n.1, p.7-15. 1998.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTESGAMA, M.M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, v.26, n.5, p.559-566, 2002.

GENTRY, A.H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: BULLOCK SH, MOONEY, H.A, MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge University Press, Cambridge, pp 146–194, 1995.

GERHARDT, K. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry Forest. **Forest Ecology and Management**, v.82, n.1-3, p.33-48, 1996.

GOMES, A. P. S.; RODAL, M. J. N.; MELO, A. L. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifólia da Chapada de São José, Buíque, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n.1, p.37-48, 2006.

GOULD, W.A.; GONZÁLEZ, G.; CARRERO, R.G. Structure and composition of vegetation along an elevational gradient in Puerto Rico. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, n.5, p.653-664, 2006.

JACOMINE, P.K.T. et al. **Levantamento exploratório – reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco**. 2 v. – Recife: EMBRAPA - Divisão de Pesquisa Pedológica, (Boletim Técnico, 26 – Pedologia, 14). 1973.

LACERDA, A.V. et al. Flora arbustiva-arbórea de três áreas ribeirinhas no semiárido paraibano, Brasil. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p. 275-284, 2010.

LACERDA, A.V. et al. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar na bacia do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v.19, n.3, p.647-656, 2005.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.** Washington, 1982.168p.

MELO, N. **Áreas de exceção da Paraíba e dos Sertões de Pernambuco.** - SUDENE, PSU/SER, Recife: SUDENE (Série de estudos regionais, 19). 1988.

McCUNE, B.; MEFFORD, M.J. PC-ORD version 4.0. **Multivariate analysis of ecological data, Users guide.** MjM Software Design, Glaneden Beach.1999.

MORI, S.A. et al. **Manual de manejo do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1989. p.141-168.

MURPHY, P.G.; LUGO, A.E. Dry forests of Central America and Caribbean islands. In: BULLOCK, S.H; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests.** Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.9-34.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; RATTER, J.A.; SHEPHERD, G.J. Floristic composition and comunit struture of a central Brazilian gallery forest. **Flora.** v.184, p.103-117, 1990.

PEREIRA, I.M. et al. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica**, v.16, n.3, p.357-369, 2002.

PEREIRA, I.M. et al. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica**, v.15, n.3, p. 413-426, 2001.

POULOS, H.M.; TAYLOR, A.H.; BEATY, R.M. Environmental controls on dominance and diversity of woody plant species in a Madrean, Sky Island ecosystem, Arizona, USA. **Plant Ecology**, v.193, n.1, p.15–30, 2007.

POWERS, J. S. et al. Diversity and structure of regenerating tropical dry forests in Costa Rica: Geographic patterns and environmental drivers. **Forest Ecology and Management**, v.258, n.6, p.959-970, 2009.

PRADO, D.E. As Caatingas da América do Sul. In: LEAL, R.I.; TABARELLI, M. & SILVA, J.M.C. (Eds). **Ecologia e conservação da Caatinga.** Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 823p.

RODAL, M. J. N. **Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco.** 1992.198p. Tese (Doutorado) Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

RODAL, M. J. N.; COSTA, K.C.C; LINS-e-SILVA, A. C. B. Estrutura da vegetação caducifólia espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Hoehnea** (São Paulo), v. 35, n.2, p.209-217, 2008a.

RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, v.21, n.3, p.192-205, 2008b.

RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.; FIGUEIREDO, M.A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico - ecossistema Caatinga**. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil. 1992. 24p.

RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E.V.S.B. et al. (Orgs.). **Vegetação e flora da caatinga**. Recife: Associação de Plantas do Nordeste e Centro Nordestino de Informações sobre Plantas. 2002. p.11-24.

RODRIGUES, R. R; NAVE, A. G. Heterogeneidade florística das matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R; LEITÃO- FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ª Ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. cap. 4, p. 45-71.

SAMPAIO, E.V.S.B. Fitossociologia. In: E.V.S.B. SAMPAIO; S.J. MAYO E M. R.V. BARBOSA, (Eds.), **Pesquisa botânica do Nordeste: Progresso e perspectivas**. Sociedade Botânica do Brasil, Recife. 1996. p. 203-224.

SAMPAIO, E.V.S.B. et al. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.33, n.5, p.621-632, 1998.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Diversidade e estrutura fitossociológica da caatinga na Estação Ecológica do Seridó-RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 6, n. 2, p. 232-242, 2006.

SEGURA, G. et al. Tree community structure and stem mortality along a water availability gradient in a Mexican tropical dry forest. **Plant Ecology**, v.169, n.2, p.259–271, 2002.

SILVA, J. M. C. et al. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente: Universidade Federal do Pernambuco, 2004, 382p.

SOUZA, A.L.D. et al. Mata nativa 2: Manual do usuário. Viçosa: **Cientec**. 2006. 295p.

STROMBERG, J.C. et al. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in arid south-western United States. **Freshwater Biology**. v.52, n. 4, p.651–679, 2007.

TER BRAAK, C.J.F. Ordination. In: JONGMAN, R.H.G., TER BRAAK, C.J.F., VAN TONGEREN, O.F.R. (Eds.), **Data analysis in community and landscape ecology** Cambridge University Press, Cambridge, 1995. p. 91-173.

TREJO, I.; DIRZO, R. Floristic diversity of Mexican seasonally dry tropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v.11, n.11 p. 2063-2084, 2002.

VELOSO, H.P. et al. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 1991. 123p.

WIRTH, R; WEBER, B; RYEL, R. J.; Spatial and temporal variability of canopy structure in a tropical moist forest. **Acta Oecologia**, v.22, n.5-6, p.235-244, 2001.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 4^aed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.

CAPÍTULO III

INFLUÊNCIA DE VARIAÇÕES DE PEQUENA ESCALA NA DINÂMICA DA VEGETAÇÃO LENHOSA DE CAATINGA

RESUMO

A dinâmica e a estrutura da vegetação são reflexos da interação de uma ampla gama de fatores. O distúrbio, natural ou antrópico, tem sido apontado como fator chave por alterar os padrões espaciais e temporais da disponibilidade de recursos e condições do habitat, mas ainda existem muitas lacunas de como as assembléias vegetais mudam e interagem com as condições do ambiente. Em se tratando da caatinga, esse conhecimento é ainda mais limitado. A irregularidade na distribuição das chuvas atua como fator de estresse (distúrbio natural) adicional a sazonalidade climática, alterando a disponibilidade de água no espaço e no tempo. O objetivo deste trabalho foi investigar como diferentes distâncias do córrego e a variação na precipitação influenciam a dinâmica da vegetação lenhosa de caatinga. A amostragem foi dividida em dois ambientes, um próximo do córrego e outro distanciado cerca de 100 m do córrego. Em cada ambiente foram instaladas parcelas onde foram medidos, anualmente, 2009, 2010 e 2011, os indivíduos vivos com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS) \geq a 3 cm e altura total \geq a 1 m (componente arbustivo-arbóreo), e os indivíduos com DNS entre 0,5 e 2,9 cm (componente arbustivo-arbóreo regenerante), trimestralmente durante dois anos (2010 e 2011). Em cada ambiente foram coletadas trimestralmente amostras de solo para determinar a umidade e o material depositado nos coletores de sementes para determinação das variações na deposição de sementes. Os ambientes não diferiram quanto às taxas de dinâmica em 2010 nos dois componentes (componentes arbustivo-arbóreo e regenerante). Padrão oposto foi verificado em 2011, com taxas significativamente superiores no ambiente próximo do córrego. Independentemente do tempo, a deposição de sementes não diferiu entre os ambientes. De 2010 a 2011, houve redução no número de sementes apenas no ambiente distante do córrego, mas o padrão de deposição foi o mesmo nos dois ambientes, com menor número de sementes no período chuvoso e aumento com a redução das chuvas. Prevalendo a anemocoria no período seco e a autocoria no período de chuvas. As variações nas taxas de dinâmica tanto no componente arbustivo-arbóreo quanto no componente arbustivo-arbóreo regenerante e na chuva de sementes ocorreram mais em função das mudanças na distribuição das chuvas entre os anos do que da distância do córrego.

Palavras-chave: dinâmica de plantas, heterogeneidade ambiental, chuva de sementes.

INFLUENCE OF CHANGES IN SMALL SCALE DYNAMICS OF WOODY PLANT CAATINGA

ABSTRACT

The dynamics and structure of vegetation are reflections of the interaction of a wide variety of factors. The disturbance, natural or anthropic, has been appointed as a key factor for changing the spatial and temporal patterns of availability of the resource and habitat conditions. Even more so, there are still many gaps as plant assemblages change and interact with the environmental conditions. When dealing of caatinga, this knowledge is even more limited. Irregularity in the distribution of rainfall acts as a stress factor (natural disturbance) additional climatic seasonality, changing water availability in space and time. The objective of this study was to investigate how different distances from the stream and the variation in precipitation influence the dynamics of woody vegetation of caatinga. The sample was divided into two sites, one near to the stream and other distanced approximately 100 m of the stream. In each site were installed plots where were measured annually in 2009, 2010 and 2011, individuals living with stem diameter at soil level (DNS) ≥ 3 cm and the total height ≥ 1 m (shrub-arboreal component), and individuals with DNS between 0.5 and 2.9 cm (shrub-arboreal component), quarterly for two years (2010 and 2011). In each site were collected quarterly samples of soil to determine the moisture and the material deposited in the seed collectors to determine the variations in seed deposition. Sites did not differ in the rates of dynamics in 2010 in two components (shrub-arboreal component). Opposite pattern was observed in 2011, with significantly higher rates in sites near the stream. Regardless of time, the deposition of seeds did not differ among sites. From 2010 to 2011, there was a reduction in the number of seeds only in sites far to the stream, but the deposition pattern was the same in both environments, with fewer seeds in the rainy season and increase with reduction of rainfall. Prevailing anemochory in the dry period and autocory in the period of rain. The variations in the rates of dynamics both in the shrub-arboreal component as in regenerant shrub-arboreal component and in rain of seeds occurred more in according of changes in the distribution of rainfall among years than the distance from the stream.

Keywords: dynamics of plants, environmental heterogeneity, seed rain.

1. INTRODUÇÃO

A dinâmica e a estrutura da vegetação tropical são reflexos da complexa interação de distúrbios e processos de regeneração que ocorrem ao longo do tempo e do espaço (GLENN-LEWIN; VAN DER MAAREL, 1992; CHAZDON et al., 2007; PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2008; RUSCHEL et al., 2009). O distúrbio é considerado aspecto chave em todos os ecossistemas por influenciar os diferentes níveis de organização biológica e atuar nas mais variadas escalas espaciais e temporais (FRATERRIGO; RUSAK, 2008), podendo alterar a disponibilidade de recursos, substrato ou condições do ambiente (WHITE; PICKETT, 1985).

A compreensão de como as diversas assembléias de plantas mudam e interagem com condições ambientais ainda permanece como desafio para a comunidade científica (BOHN et al., 2011). Partindo-se da premissa de que as espécies possuem requerimentos ecológicos distintos, descritos como tolerâncias a fatores bióticos e abióticos, sabe-se que desde que um determinado local apresente condições dentro de limites plausíveis e recursos necessários para reprodução e sobrevivência da espécie, esta pode potencialmente nele ocorrer e persistir (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Considerando essa premissa, o padrão de composição de espécies e a organização de assembléias podem ser influenciados por uma ampla gama de fatores, dentre eles, condições e variações ambientais locais e características inerentes às espécies.

Nessa perspectiva, diferentes padrões espaciais e temporais na disponibilidade de recursos podem se refletir na capacidade de sobrevivência e interações competitivas ao longo do processo de dinâmica (GETZIN et al., 2006; PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2008). Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) afirmaram que em ambientes com maior disponibilidade de recursos, a exclusão competitiva tende a ser mais rápida e, conseqüentemente, haveria maior dinâmica na comunidade, ao contrário do esperado em ambientes com menor suprimento de recursos, no qual a dinâmica tende a ser mais lenta em decorrência da menor exclusão competitiva.

Diferentes padrões de distribuição e abundâncias de espécies no espaço e no tempo podem ocorrer em função das variações nos fatores inerentes às assembléias, tais como produção e dispersão de sementes (chuva de sementes), crescimento, regeneração e mecanismos de competição associados às condições

ambientais (PILLAR; BOLDRINI; LANGE, 2002; GETZIN et al., 2008). Dentre estes fatores, a dispersão de sementes e a disponibilidade de recursos estão entre os principais mecanismos citados por Pickett; Cadenasso; Meiners (2008) que atuam sobre as mudanças na composição e estrutura de assembléias de plantas.

A esse respeito, diferentes autores têm observado que a disponibilidade de recursos atua diretamente sobre os padrões de produção de sementes e, conseqüentemente, determina a variação no fluxo de propágulos, sendo este fundamental na definição do potencial populacional do habitat e sua ausência limita o recrutamento de novos indivíduos (KHURANA; SINGH, 2001; GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; VIEIRA; SCARIOT, 2006).

Os ambientes de caatinga são marcados por forte sazonalidade climática, o que os torna temporalmente variáveis (SAMPAIO, 2003; ARAÚJO, 2005). Aliado a isso, a irregularidade na distribuição das chuvas, tanto no período chuvoso quanto no período seco e a imprevisibilidade de ocorrência dessas variações podem ser considerados um distúrbio (ARAÚJO, 2005) que altera a disponibilidade de água, um recurso essencial na caatinga.

Neste capítulo, pretende-se investigar como a heterogeneidade espacial (diferentes distâncias do córrego) e a variação temporal no padrão de precipitação, influenciam a dinâmica da vegetação lenhosa de caatinga. Deste modo, este trabalho pretende responder as seguintes questões:

1- As variações espaciais e temporais na disponibilidade de recursos influenciam a dinâmica da vegetação lenhosa de caatinga?

Expectativa: Assumindo-se que o desempenho de espécies varia ao longo de gradientes ambientais associado às variações temporais, em função da competição assimétrica (GETZIN et al., 2008; PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2008;), pode se esperar que em anos com maior precipitação plantas de sitios com maior disponibilidade de recursos, como o que ocorre próximo do córrego apresentem uma dinâmica mais acentuada que plantas mais distantes do córrego.

2- Qual a influência de variações espaciais e temporais na deposição de sementes e como essas variações estão relacionadas com a dinâmica da regeneração?

Expectativa: Sabe-se que o sucesso no processo de regeneração natural envolve diferentes estágios do ciclo de vida da planta, desde a produção de sementes, ao estabelecimento e sobrevivência de plantas (Du et al., 2007). Assim, espera-se que em anos com maior precipitação um ambiente próximo do córrego apresente maior produção de sementes, estabelecimento e sobrevivência de plantas, refletidos em uma dinâmica mais acelerada que em um ambiente mais afastado do córrego.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização física e localização da área de estudo

Ver Capítulo II, item 2.1

2.2 Coleta e análise dos dados de vegetação

Em um primeiro levantamento, em 2009, foi feita uma amostragem dividida em dois ambientes. Em cada ambiente, foram instalados quatro módulos com dimensões de 20 × 50 m, subdivididas em 10 parcelas de 10 × 10 m, onde foram amostrados, identificados e medidos todos os indivíduos lenhosos vivos com diâmetro do caule ao nível (DNS) do solo \geq a 3 cm e altura total \geq 1 m (componente arbustivo-arbóreo). Em um dos vértices de cada parcela foi instalada uma sub-parcela de 2 × 2 m, onde foram mensurados altura e diâmetro dos indivíduos das espécies do componente arbustivo-arbóreo regenerante (chamado no texto de componente regenerante) com DNS (diâmetro do caule ao nível do solo) entre 0,5 e 2,9 cm.

Para o estudo da dinâmica da comunidade, os indivíduos vivos do componente arbustivo-arbóreo foram novamente medidos em 2010 e 2011, enquanto as medidas do componente regenerante foram trimestrais durante dois anos. Foram considerados como recrutados os indivíduos que atingiram o critério de inclusão adotado no levantamento seguinte e mortos os que foram marcados em 2009 e que não estavam mais vivos ou não foram encontrados em 2010 e 2011.

Para os dois estratos (componentes arbustivo-arbóreo e regenerante), os valores de número de indivíduos, área basal, número de sobreviventes, recrutados e mortos foram calculados por parcela entre e dentro de cada ambiente, nos diferentes tempos (2010 e 2011).

A partir dos dados obtidos em 2009, 2010 e 2011 foram calculadas as taxas de mortalidade (M), recrutamento (R) e crescimento médio anual em diâmetro (C)

utilizando formulação algébrica de taxas anuais, como indicado por Sheil et al. (1995). Estas taxas foram calculadas tanto para a comunidade como para as populações mais abundantes (as populações que juntas representavam cerca de 70-80% da densidade em pé da comunidade) nos diferentes ambientes, sendo calculados também os valores absolutos dessas variações. Para o componente regenerante foram calculadas tanto taxas anuais quanto trimestrais. Para taxas anuais o intervalo de um ano, indicado nas fórmulas citadas por Sheil; Burslem; Alder (1995) foi igual a um, enquanto nos intervalos menores de um ano foram utilizados frações dentro de um ano.

Para indicar se houve diferença na distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas, entre os levantamentos, foi realizado o teste de qui-quadrado (APPOLINARIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005). Foram calculadas ainda, as taxas de perda e ganho em área basal para os ambientes nos diferentes tempos (2010 e 2011) por meio de equações algébricas sugeridas por Sheil; Jennings; Savill (2000). A partir dos dados de taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal foram obtidas as taxas de rotatividade (*turnover*) em número de indivíduos e área basal por ambiente nos dois tempos, utilizando-se equações indicadas por Oliveira-Filho; Mello; Scolforo (1997).

Os dados de densidade, riqueza, índices de diversidade de Shannon (H' , em nats./ind.) foram calculados com o uso do programa Mata Nativa 2.0 (SOUZA et al., 2006). Os índices de diversidade de Shannon entre os ambientes, nos diferentes tempos foram comparados pelo teste de t de Hutcheson (ZAR, 1999).

Para tratamento estatístico dos dados de densidade, área basal, número de sobreviventes, recrutados, mortos e taxa de crescimento médio anual em diâmetro, inicialmente foi verificado a normalidade pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. As comparações entre e dentro de cada ambiente, nos diferentes tempos foram avaliadas considerando as parcelas como repetições e empregando-se nos dados com distribuição normal, análise de variância (ANOVA) de um critério, complementada pelo teste de Tukey (ZAR, 1999). Dados sem distribuição normal foram analisados pelo teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis e completados pelo teste Dunn, exceto para número de indivíduos sobreviventes, recrutados, mortos e crescimento dentro dos ambientes, para os quais foi utilizado o teste “ t ” de Student

para amostras relacionadas, quando as distribuições foram normais e o teste de Wilcoxon (teste não paramétrico), quando não foram normais.

Para avaliar as diferenças nas taxas de mortalidade, recrutamento, taxa de perda, ganho, rotatividade em área basal e rotatividade em número de indivíduos, os valores das taxas expressas em percentual foram transformados em arco seno para que se procedesse a análises de comparações entre e dentro ambientes nos diferentes tempos (ZAR, 1999). Para estas análises foram utilizados os mesmos procedimentos e testes utilizados para comparação dos parâmetros citados anteriormente. Os resultados destas variáveis representados em tabelas e gráficos correspondem aos valores sem a transformação dos dados.

A análise de Pearson (para dados com distribuição normal) foi utilizada para correlacionar densidade e mortalidade das espécies mais abundantes nos diferentes ambientes e tempos (tanto para o componente arbustivo-arbóreo quanto para o componente regenerante). Este mesmo procedimento foi utilizado para avaliar as relações entre variáveis abióticas (umidade do solo e precipitação) e as variações trimestrais nas taxas de mortalidade, recrutamento e crescimento médio em diâmetro do componente regenerante.

2.3 Umidade do solo e precipitação

Em cada ambiente foram coletadas trimestralmente (na mesma data das medições do componente regenerante) quatro amostras de solo, na camada de 0 a 20 cm de profundidade, com um cilindro oco de ferro de 2,5 cm de diâmetro. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, que foram lacrados e levados ao laboratório para determinação da umidade no solo. A umidade do solo foi determinada pelo método gravimétrico, utilizando-se balança digital de precisão (0,005 g), conforme adotado por Lima (2010). Os dados de precipitação mensal nos anos de 2009, 2010 e 2011 foram obtidos a partir do site do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://www6.cptec.inpe.br/proclima/>). Para analisar a relação entre precipitação e umidade do solo utilizou-se a correlação de Spearman (para dados sem distribuição normal) (ZAR, 1999).

2.4 Amostragem e análise dos dados de chuva de sementes

Para avaliar a chuva de sementes foram instalados 20 coletores por ambiente (cinco em cada módulo de 20 × 50 m), com superfície de 0,19625 m² (50

cm de diâmetro), que foram distribuídos no centro das parcelas de 10 × 10 m. Os coletores foram construídos com uma estrutura circular de arame e revestidos com tela de sombrite (malha de 1 mm x 1 mm) e foram amarrados a troncos de árvores com fio de nylon e dispostos a 50 cm do solo.

Os coletores foram esvaziados a cada três meses durante o período de dois anos. Todo o material recolhido foi acondicionado em sacos plásticos, levado a laboratório, onde foi triado, com auxílio de lupa estereomicroscópica, separando-se as sementes das demais frações de folhas, galhos, flores, frutos e miscelânea, de acordo com a metodologia usual (HARDESTY; PARKER, 2002). Os frutos e as sementes presentes nas amostras foram observados quanto à morfologia externa para determinação dos modos de dispersão, conforme Van Der Pijl (1982). Os frutos ainda fechados foram abertos para a retirada das sementes que foram contadas, identificadas e/ou separadas em morfotipos.

As sementes foram identificadas por comparação com outras já identificadas, recolhidas de duplicatas de espécimes da coleção de Serra Talhada que se encontra depositada no Herbário Sérgio Tavares da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), com auxílio de frutos *in vivo* coletados durante as idas ao campo, além de consultas a bibliografias (LORENZI, 1992; MAIA, 2004). As sementes identificadas como herbáceas ou lianas foram descartadas da análise. O material botânico identificado foi organizado adotando-se o APG III (2009) para famílias. Os autores das espécies foram confirmados consultando-se o sítio “The International Plant Names Index” (<http://www.ipni.org/>).

Para comparações entre e dentro de cada ambiente, nos diferentes tempos, os dados trimestrais dos cinco coletores de cada módulo (20 × 50 m) foram agrupados para produzir o total por módulo. Com estes dados foram calculados o número de sementes e espécies por módulo, em cada ambiente. Estes valores foram comparados considerando os módulos como repetições e empregando-se o teste “t” de Student (para amostras relacionadas nas comparações dentro de cada ambiente e amostras independentes nas comparações entre ambientes). A similaridade florística entre os ambientes foi analisada pelo índice de Jaccard.

A relação entre a chuva de sementes e a precipitação mensal foi analisada pelo teste de correlação de Spearman (ZAR, 1999). Todas as análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do programa Bioestat 2.0 (AYRES et al., 2000).

3. RESULTADOS

3.1 Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo

A taxa de mortalidade foi superior à de recrutamento tanto na amostra total, como nos ambientes nos diferentes tempos. O número absoluto de mortos no ambiente próximo do córrego, em 2011, representou 2,7% (taxa de mortalidade de 2,563 $\% \cdot \text{ano}^{-1}$) dos indivíduos amostrados, aproximadamente três vezes maior que a do ambiente distante do córrego (Tabela 5). Das espécies mais abundantes, as que mais contribuíram para maior taxa de mortalidade e redução do crescimento (0,266 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$) neste período, foram *Croton rhamnifolioides*, *C. blanchetianus*, *Jatropha molissima*, *Manihot epruinosa*, *Poincianella pyramidalis* e *Aspidosperma cuspa*. Com exceção de *C. blanchetianus* e *J. molissima*, os indivíduos das demais espécies morreram apenas no ambiente próximo do córrego.

A dinâmica expressa pelas taxas de crescimento, recrutamento, mortalidade, rotatividade em número de indivíduos, perda e ganho em área basal e rotatividade em área basal, não diferiu entre os ambientes de 2009 a 2010 (Tabela 5). Padrão oposto foi verificado de 2010 a 2011, para todas as taxas de dinâmica, com valores significativamente superiores no ambiente próximo do córrego. As mudanças neste intervalo, entre os ambientes, devem-se à maior mortalidade e menor crescimento no ambiente próximo do córrego, tendo como conseqüências redução na densidade e maior perda de área basal.

Tabela 5: Parâmetros gerais e taxas da dinâmica do componente arbustivo-arbóreo e do componente regenerante, nos ambientes próximo e distante do córrego. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

Componente arbustivo-arbóreo						
	Próximo do córrego			Distante do córrego		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
Número de indivíduos	1619	1614	1594	1333	1326	1313
Densidade (ind. ha ⁻¹)	4047,5Aa	4035Aa	3985Ab	3332,5Ba	3315Bb	3282,5Bc
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	23,6Ac	26,02 Ab	27 Aa	17,6Bc	19Bb	19,23Ba
Nº de sobreviventes	-	1601 Aa	1571 Ab	-	1324 Ba	1313 Bb
Nº de recrutas	-	13 Aa	23 Aa	-	2 Ba	0 Ba
Nº de mortos	-	18 Ab	43 Aa	-	9 Aa	13 Ba
Taxa de crescimento (cm.ano ⁻¹)	-	0,439 Aa	0,266 Ab	-	0,481 Aa	0,064 Bb
Taxa de recrutamento (%.ano ⁻¹)	-	0,835 Aa	1,417 Aa	-	0,212 Aa	0 Ba
Taxa de mortalidade (%.ano ⁻¹)	-	1,032 Ab	2,563 Aa	-	0,631 Ab	1,378 Ba
Taxa de rotatividade em nº de indivíduo (%.ano ⁻¹)	-	0,934 Ab	1,990 Aa	-	0,422 Aa	0,689 Ba
Taxa de perda de área basal (%.ano ⁻¹)	-	0,491 Ab	2,923 Aa	-	1,337 Aa	0,551 Ba
Taxa de ganho de área basal (%.ano ⁻¹)	-	9,925 Aa	5,228 Ab	-	11,034 Aa	1,367 Bb
Taxa de rotatividade em área basal (%.ano ⁻¹)	-	5,208 Aa	4,075 Ab	-	6,185 Aa	0,959 Bb
Riqueza (nº sp.)	41Aa	41Aa	41Aa	36Ba	36Ba	36Ba
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,80Aa	2,79Aa	2,80Aa	2,53Ba	2,53Ba	2,53Ba

Componente regenerante						
	Próximo do córrego			Distante do córrego		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
Número de indivíduos	147	145	143	175	169	166
Densidade (ind. ha ⁻¹)	9187,5Ba	9062,5Bb	8937,5Bc	10937,5Aa	10562,5Ab	10375Ac
Área basal (m ² .ha ⁻¹)	1,9Aa	2Aa	2,3 Aa	2,5Aa	3,1Aa	3,1Aa
Nº de sobreviventes	-	137 Aa	142 Aa	-	161 Bb	166 Bb
Nº de recrutas	-	8 Aa	1 Ab	-	8Aa	0Ab
Nº de mortos	-	10 Aa	3 Ab	-	14Aa	3Ab
Taxa de crescimento (cm.ano ⁻¹)	-	0,1Aa	0,13Aa	-	0,16Aa	0,07Aa
Taxa de recrutamento (%.ano ⁻¹)	-	5,4 Aa	2,5 Ab	-	4,3Aa	0Bb
Taxa de mortalidade (%.ano ⁻¹)	-	6,8Aa	1,34Ab	-	8,26Aa	2,02Ab
Taxa de rotatividade em nº de indivíduo (%.ano ⁻¹)	-	6,10Aa	1,92Ab	-	6,28Aa	1,01Ab
Taxa de perda de área basal (%.ano ⁻¹)	-	7,015 Aa	3,892 Bb	-	7,857 Aa	9,501Aa
Taxa de ganho de área basal (%.ano ⁻¹)	-	19,699 Aa	17,166 Aa	-	22,354Aa	7,522Bb
Taxa de rotatividade em área basal (%.ano ⁻¹)	-	13,357Aa	10,529 Ab	-	15,106Aa	8,541Bb
Riqueza (nº sp.)	32Aa	30Aa	30Aa	23Ba	24Ba	23Ba
Índice de Shannon-Wiener (H')	2,96Aa	2,94Aa	2,92Aa	2,46Ba	2,51Ba	2,41Ba

*As letras maiúsculas representam diferença estatística significativa entre ambientes, em cada tempo e as minúsculas entre tempos, dentro de cada ambiente ($p \leq 0,05$).

A análise da distribuição do número de indivíduos em classes de diâmetro apontou redução significativa na classe de 3-6 cm, como resultado do maior número de mortos nos ambientes próximo (88,9% *versus* 56%) e distante do córrego (88,7% *versus* 85%), em 2010 e 2011, respectivamente, o que justificaria essa redução na densidade ao longo do tempo, uma vez que esta classe apresenta o maior número de indivíduos (Figura 10 A e B). A redução da mortalidade na classe de menores diâmetros e o aumento da mortalidade de indivíduos de maior porte em 2011, no ambiente próximo do córrego ($t=2,54$; $p=0,03$), explica a maior perda de área basal neste período.

De modo geral, os maiores números de mortos e recrutados ocorreram nas populações mais abundantes, reduzindo-se em direção às menos abundantes. No entanto, apenas a mortalidade no ambiente próximo do córrego, em 2011, foi correlacionada à densidade ($r^2=0,63$, $p=0,003$). Neste ambiente, tanto recrutados quanto mortos foram distribuídos em maior número de espécies (10 spp.), que no ambiente distante do córrego (4 spp.).

Riqueza e diversidade não variaram nos ambientes nos diferentes tempos (Tabela 5). Variações foram observadas apenas no número de indivíduos de cada espécie, no entanto, não influenciaram na diversidade. O fato de não haver entrada ou saída de espécies mostra que a composição não variou nos tempos, salientando que no espaço (no primeiro levantamento – 2009) a similaridade florística entre ambientes foi de 71%.

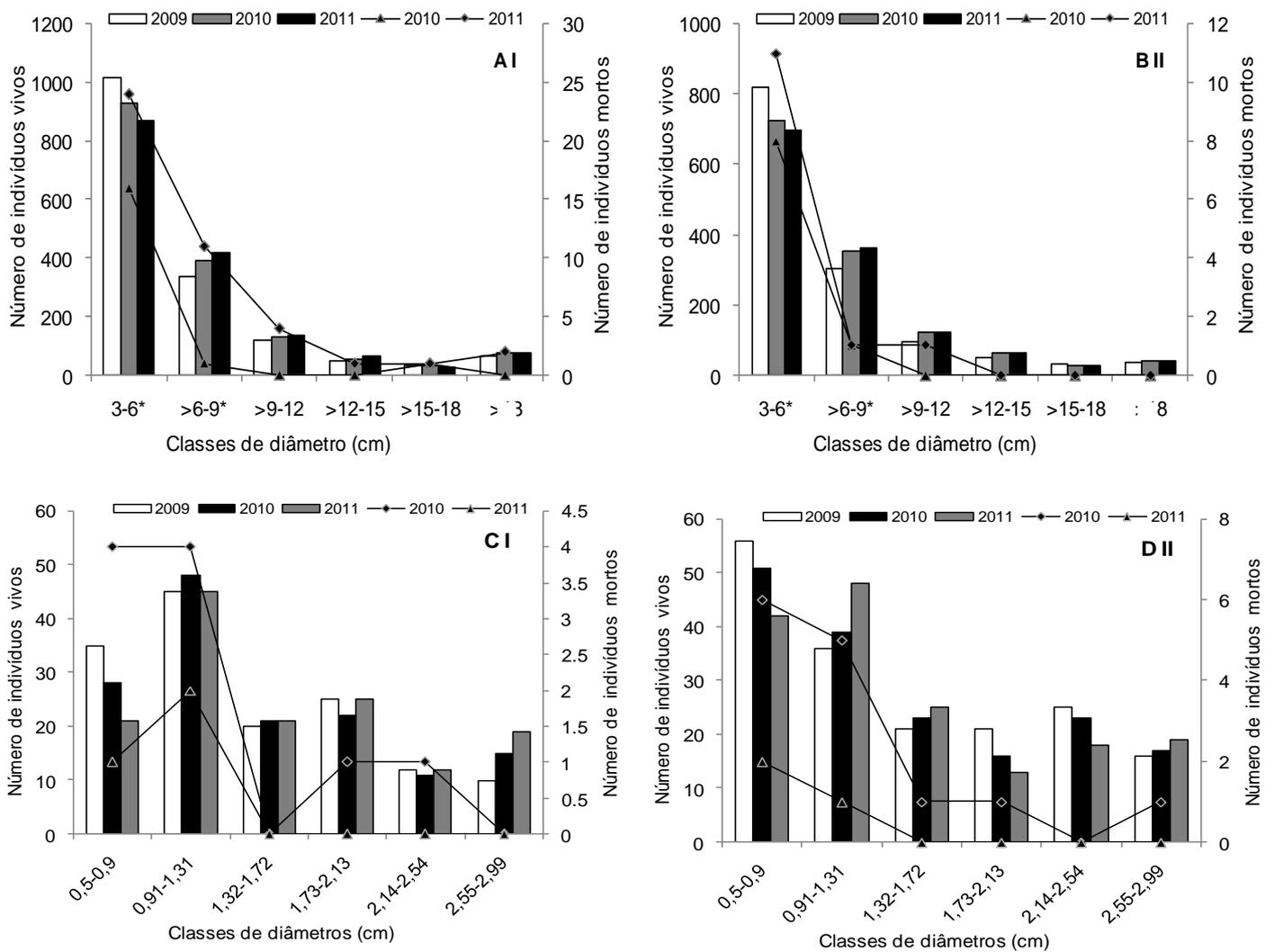


Figura 10: Distribuição em classes de diâmetros do número de indivíduos vivos e mortos do componente arbustivo-arbóreo dos ambientes próximo do córrego (A) e distante do córrego (B), e do componente regenerante (C) (D), nos mesmos ambientes. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. A linha corresponde ao número de indivíduos mortos nos diferentes tempos. Colunas com * na mesma classe diamétrica difere entre si quanto ao número de indivíduos vivos nos diferentes tempos $p \leq 0,05$.

3.2 Dinâmica do componente regenerante

O padrão de dinâmica observado para o componente regenerante indica que as mudanças ocorreram mais em função do tempo do que das características do ambiente. Os ambientes não diferiram quanto as taxas de dinâmica em 2010 (Tabela 5). No entanto, em 2011 houve maior ganho de área basal, menor perda e, conseqüentemente, maior taxa de rotatividade de área basal no ambiente próximo do córrego.

O maior número de mortos e recrutados nos ambientes próximo e distante do córrego, em 2010, acarretou maior rotatividade em número de indivíduos e área basal. O fato de não haver indivíduos recrutados em 2011 no ambiente distante do córrego, resultou em menores taxas de ganho em área basal neste período (Tabela 5). Mesmo com menor ganho, a área basal não diferiu entre os ambientes.

Independentemente do ambiente e do tempo, houve redução no número de indivíduos na classe de diâmetro de 0,5-0,9 cm, possivelmente devido à maior mortalidade (70%) nesta classe (Figura 10 C e D). No entanto, apesar da redução no número de indivíduos nas classes de menores diâmetros, não houve mudança no padrão de distribuição diamétrica dos indivíduos entre os tempos. O fato de ter havido maior mortalidade de indivíduos de menores diâmetros nos diferentes tempos e ambientes explica a redução na densidade em função do tempo, uma vez que o maior número de indivíduos foi amostrado nestas classes (Figura 10 C e D, Tabela 5). De forma geral, independentemente do ambiente, o componente regenerante teve maior dinâmica em 2010.

3.2.1 Influência da precipitação e umidade do solo na dinâmica do componente regenerante

A umidade do solo de novembro de 2009 a novembro de 2011 nos ambientes próximo e distante do córrego variou de acordo com a precipitação ($r_s=0,70$; $p=0,01$ e $r_s=0,65$; $p=0,02$, respectivamente), alcançando valores inferiores a 4% do peso seco do solo nos meses menos chuvosos (Figura 11A). A precipitação total acumulada no primeiro ano (734,46 mm) foi inferior à do segundo ano (939,04 mm) (Figura 11B).

A distribuição das chuvas tanto no período chuvoso quanto no período seco foi mais uniforme (regular) no segundo ano. No entanto, no primeiro ano, houve picos mais altos distribuídos mais regularmente, incluindo picos na época seca (Figura 11B). No primeiro ano, 60% das chuvas concentraram-se entre janeiro e maio. No ano seguinte, no mesmo período, a concentração foi de 75%, seguida de longa estação seca, que se estendeu de junho a dezembro, correspondendo a apenas 166 mm.

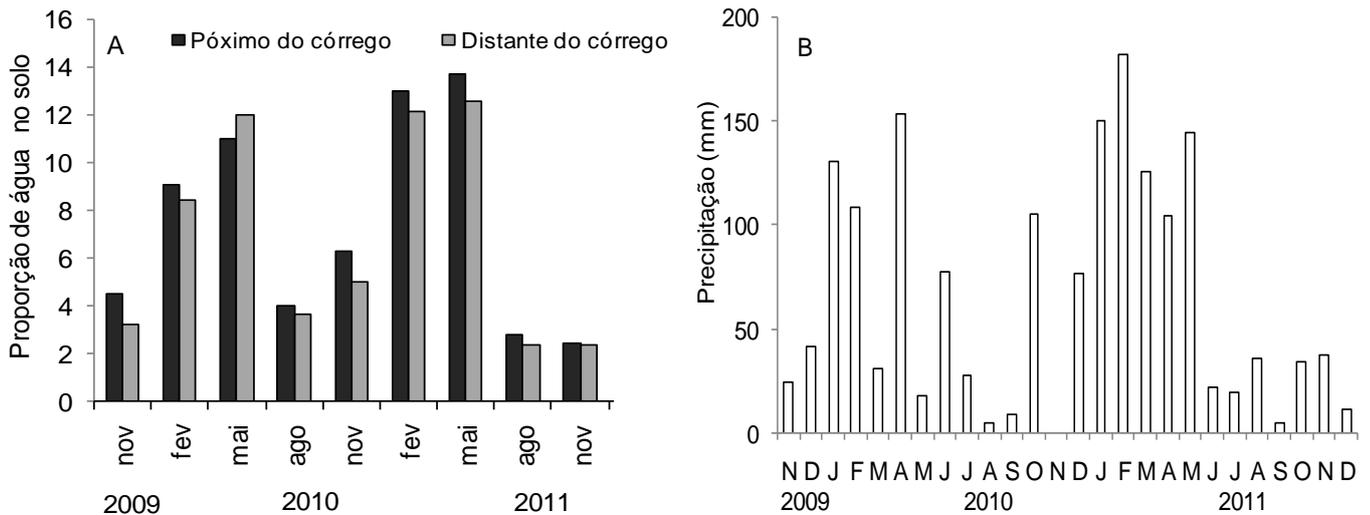


Figura 11: Proporção trimestral de água armazenada no solo nos ambientes próximo do córrego e distante do córrego, a profundidade de 20 cm (A) e precipitação mensal (B). Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

A maior irregularidade na distribuição das chuvas ao longo de 2010 parece ter tido maior influência na dinâmica do ambiente distante do córrego, uma vez que, durante os meses de maior precipitação (janeiro a junho/2010), foram observadas maiores taxas de recrutamento (10,7%), seguida por redução no recrutamento e aumento nas taxas de mortalidade (9,18%) e crescimento (0,084 cm) com a queda da precipitação nos meses seguintes. No ambiente próximo do córrego, foram observadas poucas mudanças no recrutamento e no crescimento com as oscilações na precipitação (Figuras 12 A, B e C; e 13 A e B). Em 2011, o fato de ter ocorrido recrutamento apenas no ambiente próximo do córrego e menor taxa de mortalidade acarretou em maior ganho e menor perda de área basal que no ambiente distante do córrego (Tabela 5).

No geral, as populações mais abundantes nos dois ambientes foram as mesmas nos diferentes tempos. Além disso, essas espécies não apresentaram diferenças quanto a dinâmica (taxas trimestrais) entre os ambientes. No ambiente distante do córrego, as espécies que contribuíram com maior recrutamento durante os meses de maior precipitação foram *Commiphora leptophloeos* (14,47%), *Varronia leucocephala* (5,27%), *Bauhinia cheilantha* (3,91%) e *Croton blanchetianus* (1,31%). São espécies que apresentaram alta mortalidade (2,13%, 2,94%, 1,50% e 4,01%, respectivamente) com a diminuição da precipitação. No entanto, esta alta

mortalidade não foi ocasionada pela morte dos mesmos indivíduos recrutados durante os meses de chuvas.

Padrão semelhante foi observado no ambiente próximo do córrego, sendo recrutados durante o período chuvoso (janeiro a junho/2010) indivíduos de *Aspidosperma pyrifolium* (11,87%), *Manihot epruinosa* (7,72%), *Rollinia leptopetala* (5,27%), *Croton blanchetianus* (4,89%), *C. rhamnifolioides* (4,55%) e *Bauhinia cheilantha* (2,17%). Exceto para *M. epruinosa* e *C. blanchetianus*, as demais espécies foram responsáveis pela maior taxa de mortalidade no período com menor precipitação (5,01%, 1,69%, 10,61% e 6,27%, respectivamente). Neste período foram recrutados apenas indivíduos de *Bauhinia cheilantha* e *Manihot epruinosa*, que recrutaram tanto no período seco quanto no chuvoso.

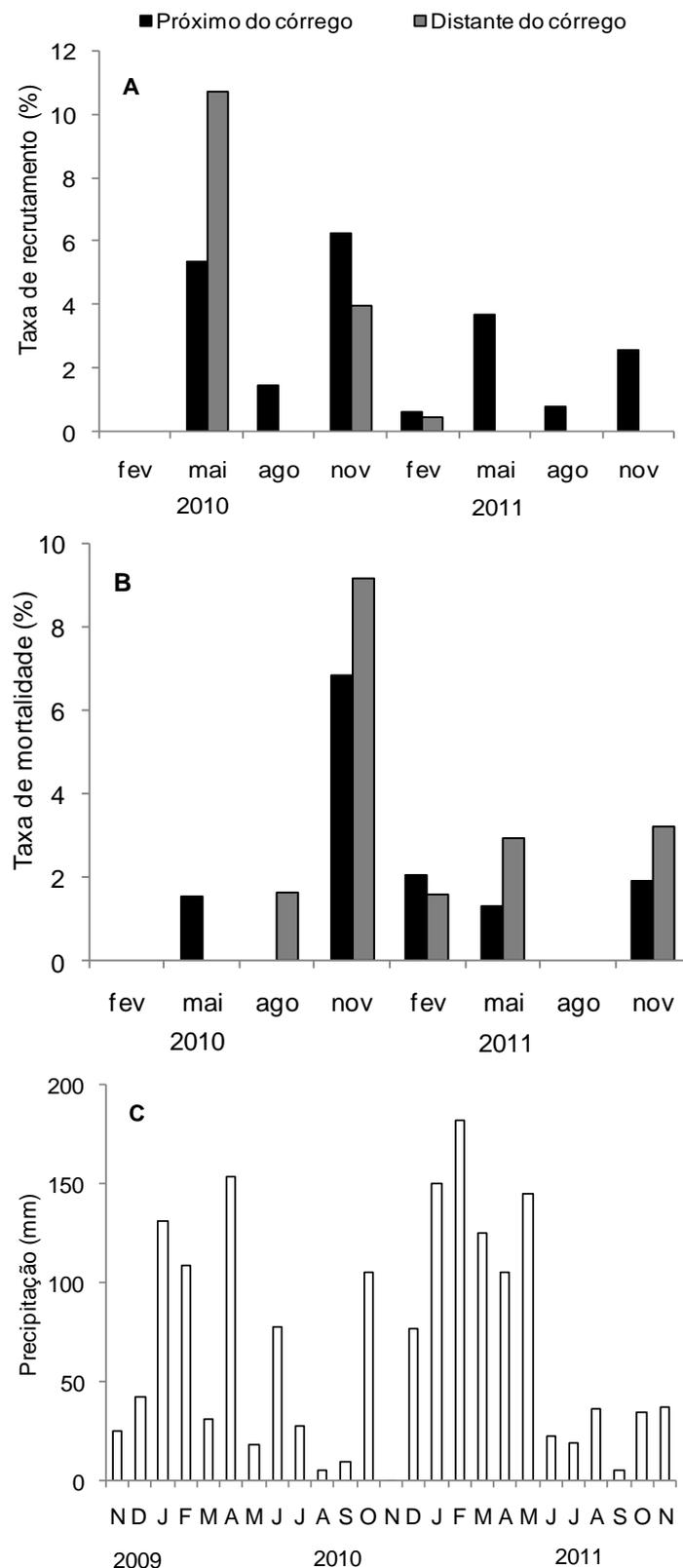


Figura 12: Taxas trimestrais de recrutamento (A) e mortalidade (B) do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego e precipitação mensal (C). Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. * O primeiro levantamento dos indivíduos do componente regenerante foi realizado em novembro de 2009.

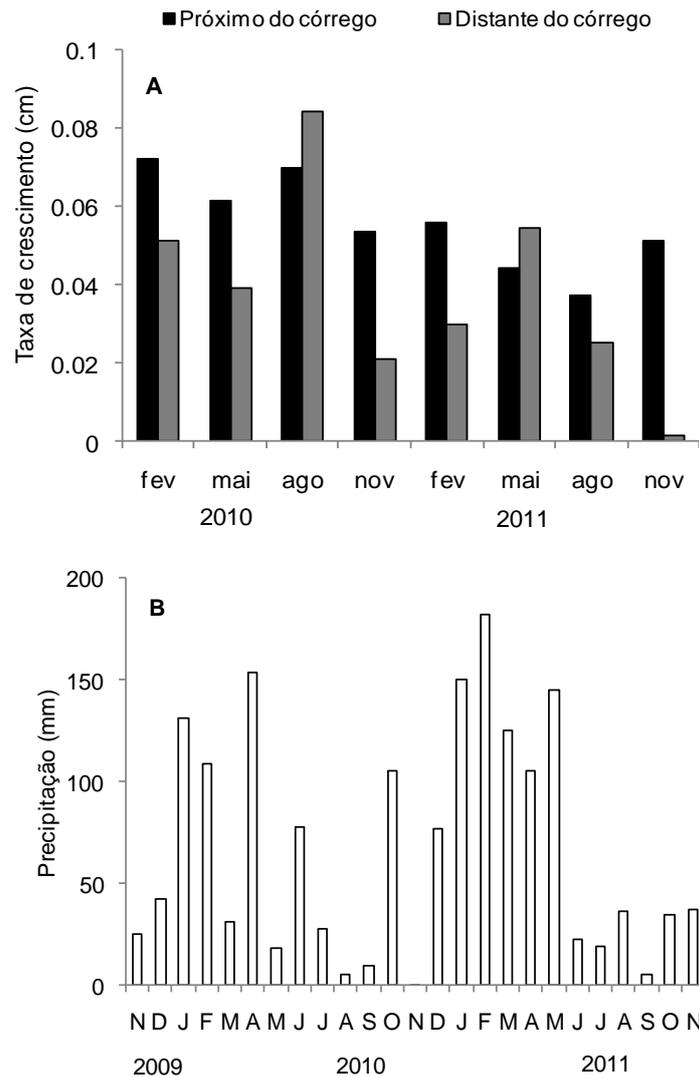


Figura 13: Taxa trimestral de crescimento (A) do componente regenerante nos ambientes próximo e distante do córrego e precipitação mensal (B). Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. *O primeiro levantamento dos indivíduos do componente regenerante foi realizado em novembro de 2009.

De modo geral, houve maior mortalidade de indivíduos das espécies mais abundantes, decrescendo em direção às menos abundantes; no entanto, não houve relação significativa entre densidade e mortalidade nos dois ambientes ($r^2=0,42$; $p=0,35$ e $r^2=0,40$; $p=0,37$). Independentemente do ambiente, a maior mortalidade dos indivíduos dessas espécies ocorreu na classe de menor diâmetro (0,5-0,9 cm), o que justifica a redução observada nos números de indivíduos de menores diâmetros nos dois anos (2010 e 2011) (Figura 10 C e D).

Mesmo havendo variações na mortalidade e recrutamento de indivíduos ao longo dos anos, poucas mudanças foram observadas na composição e no número de espécies em função do tempo. No ambiente próximo do córrego, populações

amostradas com apenas um indivíduo em 2009 desapareceram como Fabaceae 2 e *Guapira laxa*, enquanto no ambiente distante do córrego, surgiu *Aspidosperma cuspa* e desapareceu *Mimosa tenuiflora*, no entanto, estas mudanças não influenciaram na diversidade.

Apesar das aparentes relações apresentadas, a análise de correlação de Pearson não aponta influência das variáveis ambientais (precipitação e umidade do solo) sobre as taxas de dinâmica (mortalidade, recrutamento e crescimento) do componente regenerante nos dois ambientes, uma vez que os valores de r^2 foram baixos não significativos em todas as análises ($p > 0.05$).

3.3 Quantificação e composição da chuva de sementes

As variações na deposição de sementes foram mais relacionadas com as mudanças nas distribuições anuais de precipitação do que com a distância do córrego. Mesmo com redução no número de sementes no ambiente distante do córrego, em 2011 ($t=2,65$; $p=0,03$), os ambientes não diferiram nos dois tempos.

A deposição de sementes seguiu o mesmo padrão nos ambientes próximo e distante do córrego, com menor número de sementes no período chuvoso, de janeiro a junho ($42,54$ sementes. m^{-2}), e aumento com a redução das chuvas, de julho a novembro ($130,44$ sementes. m^{-2}) $p=0,001$ (Figura 14 A e B). A análise de correlação de Spearman mostrou que estas variáveis estão negativamente correlacionadas ($r_s=-2,33$; $r_s=-2,20$ e $p=0,05$, nos ambientes próximo e distante do córrego, respectivamente).

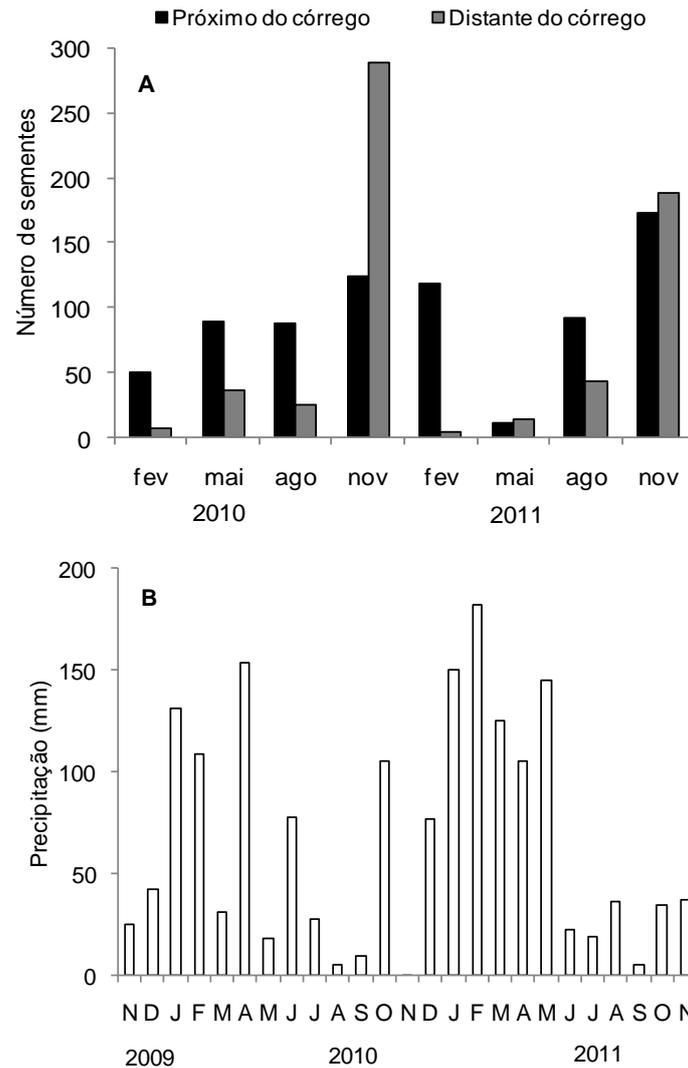


Figura 14: Deposição trimestral de sementes (excluindo *Croton rhamnifolioides*) nos ambientes próximo e distante do córrego (A), e, precipitação mensal (B) durante o período de dois anos. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE. * Os coletores foram instalados em novembro de 2009 e a primeira coleta foi realizada em fevereiro de 2010.

Foram amostradas sementes de 26 espécies (incluindo sete morfoespécies) e oito famílias, tendo Fabaceae e Euphorbiaceae maior número de espécies e sementes (Tabela 6). Desse total, 17 espécies foram comuns aos dois ambientes (que corresponde a 65% das espécies), sendo oito exclusivas do ambiente próximo do córrego e apenas uma do ambiente distante do córrego. No ambiente próximo do córrego, com exceção das sementes das morfoespécies, as demais são de espécies que tinham plantas na área, denominadas de espécies autóctones. Padrão semelhante foi registrado no ambiente distante do córrego, onde todas as espécies são autóctones, com exceção de *Mimosa opthalmocentra* e *Lutzelburgia auriculata*

(juntas representaram 26,3% do número de sementes neste ambiente) (ver Tabela 2, Capítulo II).

O número de espécies variou nos ambiente próximo e distante do córrego, em função do tempo, com maiores mudanças no ambiente próximo do córrego (Tabela 6), onde o número de espécies quase dobrou de 2010 (13 espécies) a 2011 (22 espécies.), enquanto no ambiente distante do córrego, houve acréscimo de apenas 5 espécies, o que resultou em diferenças entre os ambientes neste período ($p=0,05$). No entanto, os ambientes apresentaram alta similaridade de espécies nos dois tempos: 77% e 70%, respectivamente. O aumento da riqueza no ambiente próximo do córrego não se refletiu no aumento da densidade, possivelmente pelo fato das espécies terem sido amostradas com baixa quantidade de sementes (Tabela 6).

Das espécies amostradas na chuva de sementes destaca-se *Croton rhamnifolioides* que contribuiu mais de 60% das sementes nos dois ambientes, sendo que mais de 90% de suas sementes foram depositadas no período chuvoso. Apesar de algumas espécies liberarem sementes tanto no período seco quanto no chuvoso, no geral, a deposição de sementes parece ser contínua, variando apenas em função dos modos de dispersão, com predomínio de espécies autocóricas no período chuvoso e anemocóricas no período seco (Tabela 6).

A abundância das espécies variou entre os ambientes nos diferentes tempos. Dentre as espécies comuns aos dois ambientes, *Commiphora leptophloeos*, *Schinopsis brasiliensis*, *Aspidosperma cuspa*, *Mimosa tenuiflora* e *Croton rhamnifolioides* foram mais abundantes no ambiente distante do córrego, em 2010, e apenas *Myracrodruon urundeuva* no ambiente próximo do córrego, enquanto em 2011, a maior deposição destas espécies ocorreu no ambiente próximo do córrego, com exceção de *M. urundeuva* que permaneceu mais abundante neste ambiente (Tabela 6). No geral, em 2010, o número de sementes depositadas foi melhor distribuída entre as espécies nos dois ambientes. A redução no número de sementes no ambiente distante do córrego, em 2011, pode ser explicada pela redução na deposição de sementes das espécies mais abundantes, excluindo *C. rhamnifolioides*, *M. tenuiflora*, *S. brasiliensis* e *C. leptophloeos* contribuíram com 74%, 46% e 18%, do total de perdas, respectivamente.

Tabela 6: Lista de espécies com suas respectivas famílias amostradas nos ambientes próximo e distante do córrego com densidades de deposição trimestrais e totais (DT), em sementes.m⁻², densidades relativas (DR) e modos de dispersão (MD) (Anemo=anemocórica; auto=autocórica; zoo=zoocórica e não determinada=nd), em ordem decrescente de deposição por família. Mata da Pimenteira, Serra Talhada-PE.

ESPÉCIES/FAMÍLIAS	2010												MD
	Próximo do córrego						Distante do córrego						
	Fev	Mai	Ago	Nov	DT (sem.m ⁻²)	DR (%)	Fev	Mai	Ago	Nov	DT (sem.m ⁻²)	DR (%)	
EUPHORBIACEAE													
<i>Croton blanchetianus</i> Baill	-	0,5	0,5	-	1,0	0,47	-	1,5	-	-	1,5	0,6	Auto
<i>Croton rhamnifolioides</i> Pax. & K. Hoffm.	121,5	-	-	-	121,5	57,4	115,9	20,1	19,6	-	155,6	63,1	Auto
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl.) Baill.	-	18,6	18,3	-	36,9	17,4	-	-	-	-	-	-	Auto
FABACEAE													
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan.	-	1,0	1,3	6,6	8,9	4,2	-	2,3	2,0	4,3	8,6	3,5	Auto
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex. Tul.) L. P. Queiroz	1,3	-	-	-	1,3	0,6	0,8	0,8	0,2	-	1,8	0,7	Auto
<i>Lutzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1	4,1	1,7	Anemo
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	-	-	-	0,8	0,8	0,4	-	1,5	1,3	21,4	24,2	9,8	Auto
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,2	0,2	0,6	0,2	Auto
ANACARDIACEAE													
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	8,4	1,5	1,5	18,6	30	14,2	-	-	-	22,4	22,4	9,1	Anemo
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	2,6	-	-	3,6	6,2	2,9	0,8	-	-	11,2	12	4,9	Anemo
BURSERACEAE													
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillet	0,8	0,5	0,5	-	1,8	0,8	-	2,8	2,8	-	5,6	2,3	Zoo
APOCYNACEAE													
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,2	0,1	Anemo
<i>Aspidosperma cuspa</i> S. F. Blake ex Pittier	-	-	-	1,8	1,8	0,8	-	-	-	9,4	9,4	3,8	Anemo
INDETERMINADA													

Tabela 6: Conclusão

ESPÉCIES/FAMÍLIAS	2011												
	Próximo do córrego						Distante do córrego						MD
	Fev	Mai	Ago	Nov	DT (sem.m ⁻²)	DR (%)	Fev	Mai	Ago	Nov	DT (sem.m ⁻²)	DR (%)	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemao	14,8	-	-	-	14,8	4,9	-	-	-	-	-	-	Anemo
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	4,1	-	-	-	4,1	1,4	0,2	-	-	-	0,2	0,1	Anemo
BURSERACEAE													
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillet	0,8	-	-	-	0,8	0,3	-	0,5	-	-	0,5	0,2	Zoo
APOCYNACEAE													
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	-	-	-	1,8	1,8	0,6	0,5	-	-	0,2	0,7	0,3	Anemo
<i>Aspidosperma cuspa</i> S. F. Blake ex Pittier	-	-	1,0	1,3	2,3	0,8	-	-	-	-	-	-	Anemo
INDETERMINADA													
Morfoespécie 2	1,3	-	-	-	1,3	0,4	-	-	-	-	-	-	Nd
Morfoespécie 3	-	-	-	0,5	0,5	0,2	-	-	-	-	-	-	Nd
Morfoespécie 4	-	-	-	1,8	1,8	0,6	-	-	-	-	-	-	Nd
Morfoespécie 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,5	0,2	Nd
Morfoespécie 6	-	-	-	0,2	0,2	0,1	-	-	-	-	-	-	Nd
COMBRETACEAE													
<i>Combretum pisonioides</i> Taub.	0,5	-	-	0,2	0,7	0,2	-	-	0,5	0,8	1,3	0,6	Anemo
SAPINDACEAE													
<i>Allophylus quercifolius</i> Radlk.	-	-	-	1,0	1,0	0,3	-	-	-	-	-	-	Zoo
ANNONACEAE													
<i>Rollinia leptopetala</i> R. E. Fr.	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	0,2	0,1	Zoo

4. DISCUSSÃO

4.1 Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo

A expectativa de maior dinâmica no ambiente próximo do córrego foi confirmada em parte, uma vez que ocorreu apenas no segundo ano, no qual houve maior concentração das chuvas durante o período chuvoso.

A distribuição das chuvas na caatinga é irregular no espaço e principalmente no tempo e expressa-se nas variações na distribuição das chuvas e nos totais pluviométricos. Em sítios próximos aos cursos de água, a disponibilidade hídrica estende-se por maior período do ano (SAMPAIO, 2010), tornando as condições diferenciadas em relação aos sítios mais distantes. Na primeira situação, geralmente, ocorrem plantas de maiores altura e diâmetro (AMORIM; SAMPAIO; ARAÚJO, 2005; RODAL; COSTA; LINS-e-SILVA, 2008a; RODAL; MARTINS; SAMPAIO, 2008b) e copas de maiores diâmetros, uma vez que esses atributos tem alta correlação (MATTEUCCI; COLMA, 1982), promovendo características estruturais diferenciadas conforme a distância do curso d' água, a exemplo do observado neste estudo (capítulo II).

A ausência de diferenças entre os ambientes, em 2010 (quando houve menor precipitação e maior irregularidade na distribuição mensal) ao contrário de 2011 (maior precipitação e menor irregularidade na distribuição mensal), sugere que mudanças nas distribuições anuais de precipitação, mais que o total de precipitação, tem maior influência na dinâmica. Este efeito foi mais pronunciado no ambiente distante do córrego em 2011, onde teve uma redução no crescimento (mais que o dobro), resultante da maior taxa de mortalidade, menor crescimento e o não recrutamento.

A menor densidade de lenhosas altas (árvores) no ambiente distante do córrego (ver capítulo II), pode ter resultado em menor capacidade de retenção de água no solo, em função das perdas por escoamento superficial e evaporação, resultando em mudanças mais evidentes neste ambiente. Travis et al. (2006) e Brooker et al. (2008) observaram que a vegetação atua sobre as características físicas do ambiente e afeta a sobrevivência, o crescimento e o estabelecimento das plantas.

Em regiões áridas, a proximidade de ambientes mais favoráveis em termos de disponibilidade de água, como áreas de várzea ou corpos d' água, propicia às

plantas o acesso a água subterrânea durante boa parte do ano enquanto aquelas de ambientes mais distantes são sustentadas por chuvas eventuais que ocorrem ao longo do ano (STROMBERG et al., 2007). O fato da vegetação do ambiente próximo do córrego apresentar árvores com maiores alturas e diâmetros do que o ambiente distante do córrego (ver capítulo II) ocorre devido às espécies apresentarem sistemas radiculares bem desenvolvidos permitindo a exploração de camadas mais profundas. Assume-se que não foram encontradas diferenças na umidade do solo com a distância do córrego por terem sido retiradas amostras apenas na camada superficial (0-20 cm).

Em ambientes secos, alterações na precipitação e na irregularidade na distribuição das chuvas, aliados a ocorrência de veranicos, são os principais condicionantes de diversos atributos da vegetação, como composição, diversidade de espécies, sobrevivência e crescimento (ARAÚJO, 2005; BALVANERA; AGUIRRE, 2006; VIEIRA; SCARIOT, 2006; WILLIAMS-LINERA; LOREA, 2009). Como já foi dito, na caatinga, estas variáveis são altamente imprevisíveis, atuando como um fator de estresse adicional à sazonalidade climática, influenciando nas taxas demográficas das populações (ARAÚJO, 2005) e, conseqüentemente, na dinâmica de assembléias de plantas. Todavia, vale ressaltar que o efeito daquelas variáveis pode ser modulado pelas condições do ambiente.

Variações texturais do solo entre ambientes podem ocasionar alterações na infiltração de água no perfil do solo e, conseqüentemente, na disponibilidade de água e nutrientes para plantas (GERHARDT, 1996). Deste modo, embora o solo do ambiente distante do córrego apresente maior capacidade de armazenamento de água, pela maior quantidade de partículas de menores dimensões como argila e silte (SAMPAIO, 2003) (ver capítulo II), pode-se esperar que tenha menor capacidade de infiltração (infiltração lenta) que aliada a menor densidade de plantas, justificaria a maior perda de água em períodos de ocorrência de chuvas mais intensas, e assim, menor disponibilidade hídrica para plantas. É provável que as condições do ambiente distante do córrego tenham contribuído para intensificar os efeitos das variações na distribuição das chuvas entre os anos, o que explicaria as mudanças mais drásticas neste ambiente.

Como padrão comum aos dois ambientes, nota-se que houve redução da densidade e aumento da área basal. Phillips et al. (2002) e Higuchi et al. (2008)

relataram comportamento comum em florestas tropicais em processo de recuperação pós-distúrbio e em estágio avançado de desenvolvimento.

A superioridade na mortalidade em relação ao recrutamento observada nos ambientes nos diferentes tempos, pode ocorrer, segundo Higuchi et al. (2008), em função das interações interespecíficas entre as plantas. O efeito dessas interações parece ser mais intenso nas árvores de menores diâmetros, uma vez que a maior mortalidade ocorreu nas classes de menores diâmetros. Os autores explicaram que esta é uma tendência global, uma vez que árvores de menores diâmetros apresentam menor capacidade competitiva por espaço e recurso que árvores de maiores dimensões (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1995; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; CARVALHO; FAGG; FELFILI, 2010).

Finalmente, aliado às mudanças nas distribuições anuais das chuvas que pode ter se refletido em elevada mortalidade no ambiente próximo do córrego em 2011 é possível que um evento estocástico, a queda de uma árvore de maior porte, tenha contribuído para morte de outras árvores vizinhas. Este fato pode ter contribuído para a relação positiva entre densidade e mortalidade observada neste período. Esta parece ser uma explicação mais coerente, pois no ano anterior (2010), quando não foi registrado queda de árvores, a mortalidade não apresentou correlação significativa com a densidade.

4.2 Dinâmica do componente regenerante

As variações nas taxas de dinâmica apoiaram em parte o esperado, uma vez que as mudanças ocorreram mais em função das variações nos padrões interanuais de precipitação do que com a proximidade do córrego. Diferenças entre os ambientes ocorreram apenas no segundo ano (2011- maior precipitação e menor irregularidade na distribuição mensal), semelhante ao observado para o componente arbustivo-arbóreo.

Os picos de recrutamento e crescimento no ambiente distante do córrego, durante os meses de maior precipitação e mortalidade nos meses menos chuvosos, confirmam que a disponibilidade de água em ambientes sazonalmente secos, sobretudo em ambiente menos favoráveis (como o ambiente distante do córrego), é fundamental para recrutamento, sobrevivência e crescimento dos indivíduos em qualquer formação vegetacional, conforme relatado por Araújo (2005) e Araújo;

Martins; Santos (2005), em caatinga, e por Marod et al. (2002), em floresta tropical sazonal.

Araújo; Martins; Santos (2005) observaram que o estabelecimento de indivíduos de *Croton blanchetianus* e *Poincianella pyramidalis* foi predominantemente sazonal, com crescimento e recrutamento mais elevado durante o período chuvoso e menos acentuado na seca. De acordo com Marod et al. (2002), é provável que o maior recrutamento no início das chuvas, sobretudo em ambientes secos, seja uma característica evolutivamente selecionada, o que permitiria potencializar o uso de água, aumentando as chances de estabelecimento e sobrevivência dos indivíduos nas estações secas seguintes (KHURANA; SINGH, 2001).

Em uma comunidade de floresta úmida, Comita; Engelbrecht (2009) observaram maiores taxas de mortalidade e menor crescimento de plântulas na estação seca do que na chuvosa. Este mesmo padrão foi mencionado por Gerhardt (1996) e Marod et al. (2002), avaliando o efeito da limitação hídrica sazonal no desenvolvimento de plântulas lenhosas em ambientes sazonalmente secos.

Padrão comum aos dois ambientes foi a alta mortalidade nos meses menos chuvosos de indivíduos das mesmas espécies que haviam apresentado alto recrutamento durante os meses de maior precipitação. O fato dos indivíduos mortos não serem os mesmos que haviam sido recrutados no período anterior sugere que interações bióticas entre indivíduos da mesma espécie tenham sido um fator importante de mortalidade.

O maior recrutamento e a maior mortalidade de indivíduos na classe de menores diâmetros (0,5-0,9 cm) reforçam a possibilidade da competição intraespecífica mais acirrada ter resultado na elevada mortalidade de indivíduos de espécies com alto recrutamento, contribuindo para o equilíbrio na abundância dessas populações. Embora o número de recrutados tenha sido alto nesta classe diamétrica, a mortalidade superou o recrutamento, o que justifica a redução na densidade. Este mesmo padrão tem sido encontrado em diferentes formações vegetacionais e em diferentes fases do ciclo de vida da planta (SWAINE; LIEBERMAN; HALL, 1990; GERHARDT, 1996; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005).

Além disso, a menor capacidade de desenvolvimento de raízes, e conseqüentemente, a menor tolerância à limitação hídrica nas camadas superficiais

do solo, conforme relatado por Wright (1992) e Comita; Engelbrecht (2009), pode ser outro fator que explicaria a maior mortalidade dos indivíduos de menores diâmetros, coincidindo com os meses menos chuvosos.

4.3 Deposição de sementes *versus* dinâmica do componente regenerante

Contrariando as expectativas, a deposição trimestral de sementes não diferiu entre os ambientes. No geral, em 2010 (menor precipitação e maior irregularidade na distribuição mensal) o número de sementes depositadas foi melhor distribuído entre as espécies nos dois ambientes que em 2011 (maior precipitação e menor irregularidade na distribuição mensal). Este resultado indica que as diferenças na irregularidade de distribuição da precipitação entre os anos mais do que os totais pluviométricos tem maior influência na produção de sementes e confirmam a influência das variações interanuais e sazonais de precipitação nos aspectos reprodutivos de plantas lenhosas em ambientes secos (MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997; JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2000; KHURANA; SINGH, 2001; LIMA; RODAL, 2010).

O efeito da irregularidade na distribuição da precipitação foi mais evidente no ambiente distante do córrego, uma vez que apenas nele houve redução significativa na deposição total de sementes, especialmente em populações mais abundantes como *Commiphora leptophloeos*, *Schinopsis brasiliensis*, *Aspidosperma cuspa*, *Mimosa tenuiflora* e *Croton rhamnifolioides*. Araújo (2005) mencionou que diferenças nas condições do habitat podem contribuir para intensificar ou minimizar os efeitos das variações nos padrões de precipitação na caatinga. Assim, pode-se supor que as condições do ambiente próximo do córrego tenham contribuído para reduzir os efeitos das mudanças nas distribuições anuais de precipitação.

O padrão relativamente contínuo de deposição de sementes, mas com picos no período seco, observado nos dois ambientes, pode estar relacionado aos diferentes modelos fenológicos de floração e frutificação já registrados na caatinga, com espécies que florescem e liberam sementes no período chuvoso; outras florescem em meados do período chuvoso e liberam sementes até o início da estação seca e outras que florescem quase o ano inteiro (MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997). No entanto, este padrão geral foi fortemente influenciado pelos modos de dispersão, prevalecendo a anemocoria no período seco e a autocoria no

período de chuvas. Este mesmo comportamento tem sido encontrado em outras áreas sazonalmente secas (JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2000; TEEGALAPALLI; HIREMATH; JATHANNA, 2010), sendo considerada uma adaptação às melhores condições de dispersão dos diásporos (MACHADO; BARROS; SAMPAIO, 1997; GRIZ; MACHADO, 2001).

Como a disponibilidade de sementes foi contínua ao longo do ano, seria esperado que houvesse um recrutamento contínuo de indivíduos, o que não ocorreu. Araujo (2005) relatou que o efeito da forte estacionalidade hídrica limita o recrutamento de indivíduos podendo ocasionar alta mortalidade de plântulas e sementes por dessecação, com recrutamento concentrando-se no período chuvoso, com exceção de sítios mais favoráveis como os que ocorrem próximo aos cursos d' água. Esta observação corrobora os resultados deste estudo, nos quais o recrutamento e o crescimento no ambiente próximo do córrego sofreram poucas mudanças ao longo do ano.

Muitos trabalhos em florestas tropicais apontam a disponibilidade de sementes como um dos principais fatores limitantes do recrutamento de novos indivíduos em assembléias de plantas (NATHAN; MULLER-LANDAU, 2000; SVENNING; WRIGHT, 2005). No entanto, os resultados deste estudo sugerem que a disponibilidade de sementes, não foi o principal limitante do recrutamento de indivíduos nos dois ambientes em 2011, corroborando as ideias apresentadas por Araújo (2005).

Pode-se concluir que o estresse ocasionado pelas mudanças nas distribuições anuais de precipitação, mais do que a limitação de sementes, pode ter contribuído para menores taxas de recrutamento nos dois ambientes, em 2011 uma vez que independentemente de haver alteração no número de sementes depositadas, houve redução significativa no número de indivíduos recrutados em 2011 (maior precipitação e menor irregularidade na distribuição mensal), em ambos os ambientes (ver item 3.1). Assim, pode-se pensar que essas alterações tenham contribuído para mortalidade de sementes e plântulas logo após a emergência, antes que as plântulas tivessem atingido o nível de inclusão adotado.

5. CONSIDERAÇÕES

De uma forma geral, as variações observadas nas taxas de dinâmica tanto no componente arbustivo-arbóreo quanto no regenerante e na chuva de sementes sugerem que as mudanças na distribuição das chuvas em anos consecutivos, mais do que os totais pluviométricos, podem ter fortes implicações na dinâmica e organização de assembléias de plantas na caatinga. Contudo, tais alterações parecem variar em função das condições do habitat (como a proximidade do córrego).

As análises das mudanças na vegetação lenhosa (nos dois ambientes) indicam que ela está em fase de mudança estrutural, uma vez que houve redução no número de indivíduos e aumento de área basal (com tendência a estabilidade). A maior mortalidade nas classes de menores diâmetros corrobora esta ideia, uma vez que o esperado em floretas maduras é a ocorrência de mortalidade independente da classe de diâmetro. As poucas variações na composição e diversidade de espécies sugerem bom estado de conservação da área.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APG (Angiosperm Phylogeny Group) III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.161, n.9, p. 105-121, 2009.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; GUILHERME, F.A.G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.2, p.347-360. 2005.

ARAÚJO, E. L.; MARTINS, F. R.; SANTOS, A.M. Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in Northeastern Brazil. In: NOGUEIRA, R. J. M. C. et al. (Eds.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. Recife: Imprensa Universitária da UFRPE. 2005. p. 76-91.

ARAÚJO, E.L. Estresses abióticos e bióticos como força modeladoras da dinâmica de populações vegetais da caatinga. In: NOGUEIRA, R.J.M.C., ARAÚJO, E.L., WILLADINO L.G., CAVALCANTE, U.M.T. (Eds.). **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. 2005. p. 50-64.

AYRES, M. et al. **Bioestat 2.0**: Aplicações estatísticas nas áreas biológicas e médicas. Brasília: Sociedade Civil Mamirauá/MCT-CNPq, 2000. 272 p.

BALVANERA, P.; AGUIRRE, E. Tree diversity, environmental heterogeneity, and productivity in a Mexican tropical dry forest. **Biotropica**, v. 38, n.4, p.479–491, 2006.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4ª ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A. 2007.

BOHN, K. et al. The relative importance of seed competition, resource competition and perturbations on community structure. **Biogeosciences**, v.8, n.5, p.1107-1120, 2011.

BROOKER, R.W. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, v.96, n.1, p.18-34, 2008.

CARVALHO, F.A.; FAGG, C. W.; FELFILI, J.M. Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 86, p. 297-306, 2010.

CHAZDON, R.L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological**, v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.

COMITA, L.S.; ENGELBRECHT, B.M.J. Seasonal and spatial variation in water availability drive habitat associations in a tropical forest. **Ecology**, v. 90, n.10, p.2755-2765, 2009.

CONDIT, R.; HUBBELL, S.P.; FOSTER R. B. Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs**, v.65, n.4, p.419-439, 1995.

DU, X. et al. Seed rain, soil seed bank, seed loss and regeneration of *Castanopsis fargesii* (Fabaceae) in a subtropical evergreen broad-leaved forest. **Forest Ecology and Management**, v. 238, n.1-3, p.212-219, 2007.

FRATERRIGO, J.M.; RUSAK, J.A. Disturbance-driven changes in the variability of ecological patterns and processes. **Ecology Letters**, v.11, n.7, p.756-770, 2008.

GERHARDT, K. Effects of root competition and canopy openness on survival and growth of tree seedlings in a tropical seasonal dry Forest. **Forest Ecology and Management**, v.82, n.1-3, p. 33-48, 1996.

GETZIN, S. et al. Heterogeneity influences spatial patterns and demographics in forest stands. **Journal of Ecology**, v.96, n.4, p.807-820, 2008.

GETZIN, S. et al. Spatial patterns and competition of tree species in a Douglas-fir chronosequence on Vancouver Island. **Ecography**, v.29, n.5, 671–682, 2006.

GLENN-LEWIN, D.C.; VAN DER MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C. et al. (Eds.). **Plant succession: theory and prediction**. USA. Chapman e Hall, 1992. p.11-44.

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, n.2, 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, n.5, p.137-148, 2002.

HARDESTY, B.D.; PARKER, V.T. Community seed rain patterns and a comparison to adult community structure in a West African tropical forest. **Plant Ecology**, v.164, n.1, p.49-64. 2002.

HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, v.32, n.3, p.417-426, 2008.

JUSTINIANO, M.J. FREDERICKSEN, T.S. Phenology of tree species in Bolivian dry forests. **Biotropica**, v.32, n.2, p.276-281, 2000.

KHURANA, E.; SINGH, J.S. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: a review. **Environmental Conservation**, v. 28, n.1, p. 39-52. 2001.

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N.. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n.11, p. 1363-1373, 2010.

LIMA, A.B.; RODAL, M.J.N.; SILVA, A.C.B.L. Chuva de sementes em uma área de vegetação de caatinga no Estado de Pernambuco. **Rodriguésia**, v.59, n.4, p.649-658, 2008.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativa do Brasil. São Paulo: Editoras Plantarum, Nova Odessa, 1992. 287p.

MACHADO, I.C.S; BARROS, L.M.; SAMPAIO, E.V.S.B. Phenology of caatinga at Serra Talhada, PE, northeastern Brazil. **Biotropica**, v 29, n.1, p.57-68, 1997.

MAIA, G.N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. São Paulo: D e Z, 2004. 413p.

MAROD, D. et al. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal forest in Thailand. **Plant Ecology**, v. 161, n.1, p. 41-57, 2002.

MATTEUCCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetacion. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico**. Washington, 1982.168p.

NATHAN, R.; MULLER-LANDAU, H.C. Spatial patterns of seed dispersal their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**, v.15, n.7, p.278-285, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A.T.; MELLO, J.M.; SCOLFORO, J.R.S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology**, v.131, n.1, p. 45-66. 1997.

PHILLIPS, O. L. et al. Changes in growth of tropical forests: Evaluating potential biases. **Ecological Applications**, v.12, n.2, p.576-587, 2002.

PICKETT, S.T.A.; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v.12, n.1, p.9-21, 2008.

PILLAR, V. P.; BOLDRINI, I.I.; LANGE, O. Padrões de distribuição espacial de comunidades campestres sob plantio de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 6, p. 753-761, 2002.

RODAL, M. J. N.; COSTA, K.C.C; LINS-e-SILVA, A. C. B. Estrutura da vegetação caducifólia espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Hoehnea** (São Paulo), v. 35, n.2, p.209-217, 2008a.

RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga** (UFERSA. Impresso), v.21, n.3, p.192-205, 2008b.

RUSCHEL, A.R. et al. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. **Revista Árvore**, v.33, n.1, p.101-115, 2009.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do Bioma Caatinga: Características e Potencialidades. Pp.28-42. In: GARIGLIO, M. A. et al. Uso **Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, 2010. 368p.

SAMPAIO, E.V.S.B. A caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: Claudino Sales, V. (Org.) **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Expressão Gráfica, Fortaleza. 2003. p. 129-142.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.16, n.6, p. 865-882. 2000.

SHEIL, D.; BURSLEM, D.F.R.P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Journal of Ecology**, v. 83, n.2, p. 331-333. 1995.

SOUZA, A.L.D. et al. Mata nativa 2: Manual do usuário. Viçosa: **Cientec**. 2006. 295p.

STROMBERG, J.C. et al. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in arid south-western United States. **Freshwater Biology**, v.52, n.4, p.651-679, 2007.

SVENNING, J.C.; WRIGHT, S.J. Seed limitation in a Panamanian forest. **Journal of Ecology**, v.93, n.5, p.853-862, 2005.

SWAINE, M.D.; LIEBERMAN, D.; HALL, J.B. Structure and dynamic of a tropical dry forest in Ghana. **Vegetatio**, v.88, n.1, p.31-51, 1990.

TEEGALAPALLI, K.; HIREMATH, A.J.; JATHANNA, D. Patterns of seed rain and seedling regeneration in abandoned agricultural clearings in a seasonally dry tropical forest in India. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n.1, p.25-33, 2010.

TRAVIS, J.M. J. et al. The distribution of positive and negative species interactions across environmental gradients on a dual-lattice model. **Journal of Theoretical Biology**, v. 241, n.4, p. 896-902, 2006.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer Verlag, New York, 1982. 215p.

VIEIRA, D.L.M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry Forest for restoration. **Restoration Ecology**, v.14, n.1, p.11-20, 2006.

WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In: WHITE, P.S.; PICKETT, S.T.A. (Eds.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic Press, 1985. p. 3-13.

WILLIAMS-LINERA, G.; LOREA, F. Tree species diversity driven by environmental and anthropogenic factors in tropical dry forest fragments of central Veracruz, Mexico. **Biodiversity Conservation**, v.18, n.12, p. 3269-3293, 2009.

WRIGHT, S.J. Seasonal drought, soil fertility and the species diversity of tropical forest plant communities. **Trends in Ecology and Evolution**, v.7, n.8, p. 260-263, 1992.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 4^aed. New Jersey: Prentice-Hall, 1999. 663p.

7. CONSIDERAÇÕES FINAS

Embora seja comum afirmar que a estrutura da vegetação de caatinga varia no espaço, a maior parte dos estudos destaca essa heterogeneidade em escala regional, pouco se sabe em escala local, havendo apenas indicações que a disponibilidade hídrica no pediplano sertanejo, altera a estrutura da vegetação, o que foi comprovado neste estudo (ver capítulo II).

Na perspectiva de testar isso foram amostradas duas áreas a diferentes distâncias do córrego. A vegetação do ambiente mais próximo do córrego apresentou maior densidade de lenhosas altas (árvores), ao contrário do ambiente mais distante do córrego, no qual houve maior densidade de lenhosas baixas (arbustos) (ver capítulo II), provavelmente, pelo fato do sítio mais próximo do córrego ter maior disponibilidade hídrica por um maior período do ano, tornando sua condição diferenciada em relação ao sítio mais distante. Aliado a isso, as características texturais do solo e a possível maior cobertura de copas do ambiente próximo do córrego, justificaria a menor perda de água por escoamento superficial e evaporação, em anos com chuvas mais concentradas, e, conseqüentemente, maior disponibilidade de água para plantas.

Ao contrário do esperado, as variações nas taxas de dinâmica e deposição de sementes observadas entre os ambientes nos diferentes tempos ocorreram mais em função das mudanças nos padrões de distribuição das chuvas do que com as características do ambiente. As diferenças estruturais (maior densidade de lenhosas altas no ambiente próximo do córrego) e pedológicas (menor quantidade de partículas de menores dimensões) parecem ter contribuído para atenuar os efeitos da irregularidade da precipitação na dinâmica.

Os resultados indicam que a limitação de sementes não foi o principal fator limitante do recrutamento de novos indivíduos, uma vez que independentemente de haver alterações nos totais de deposição de sementes, houve redução significativa do recrutamento com as mudanças anuais na distribuição das chuvas. Além da importância dessas alterações como fator de mortalidade, interações bióticas entre indivíduos da mesma espécie parecem ter sido outro importante fator.

Vale ressaltar, que apesar da importância das informações obtidas neste estudo, ainda existem muitas lacunas, sobre o papel dos fatores abióticos e bióticos na organização da vegetação lenhosa da caatinga, sobretudo, envolvendo uma

análise mais detalhada do componente arbustivo-arbóreo e de sua regeneração. Essa falta de conhecimento das interações entre vegetação e ambiente, dificulta a tomada de decisões de medidas de manejo dessa vegetação, sendo recomendado cautela nas generalizações sobre a dinâmica da vegetação lenhosa de caatinga, tendo em vista: 1) a elevada heterogeneidade espacial e temporal na distribuição das chuvas e condições ambientais dos diferentes sítios com vegetação de caatinga; 2) e as complexas interações entre o meio biótico e abiótico, o que implica na necessidade da realização de estudos temporais com intervalos curtos entre avaliações e períodos longos de observação.