

JUVENAL MARTINS GOMES

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA CILIAR DEGRADADA DA CAATINGA
DO RIO SÃO FRANCISCO, PERNAMBUCO**

**RECIFE
Pernambuco - Brasil
Julho - 2017**

JUVENAL MARTINS GOMES

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA CILIAR DEGRADADA DA CAATINGA
DO RIO SÃO FRANCISCO, PERNAMBUCO**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ciências Florestais, como parte das exigências à obtenção do Título de Doutor em Ciências Florestais.

Orientador:

Prof. Dr. LUIZ CARLOS MARANGON

Co-orientador (es):

Profa. Dra. ANA LÍCIA PATRIOTA FELICIANO

Prof. Dr. JOSÉ ANTÔNIO ALEIXO DA SILVA

**RECIFE
Pernambuco - Brasil
Julho - 2017**

Ficha Catalográfica

G633r Gomes, Juvenal Martins
Restauração ecológica de área ciliar degradada da
caatinga do Rio São Francisco, Pernambuco / Juvenal Martins
Gomes. – 2017.
265 f. : il.

Orientador: Luiz Carlos Marangon.
Coorientadores: Ana Lícia Patriota Feliciano; José Antônio
Aleixo da Silva.
Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de
Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais,
Recife, BR-PE, 2017.
Inclui referências e apêndice(s).

1. Semiárido 2. Recuperação 3. Bioengenharia 4. Avifauna
I. Marangon, Luiz Carlos, orient. . Feliciano, Ana Lícia
II Patriota, coorient. III. Silva, José Antônio Aleixo da, coorient.
IV. Título

CDD 634.9

JUVENAL MARTINS GOMES

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREA CILIAR DEGRADADA DA CAATINGA
DO RIO SÃO FRANCISCO, PERNAMBUCO**

APROVADA em 21/07/2017

Banca examinadora:

Prof. Dr. Jacob Silva Souto
(Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)

Prof^a Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz
(Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco - IFPE)

Prof. Dr. Everson Batista de Oliveira
(Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE)

Prof. Dr. Fernando José Freire
(Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE)

Orientador:

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

RECIFE – PE

Julho/2017

A minha mãe Etelvina Martins Gomes, meu pai Antônio Tarcísio Gomes, por seu amor incondicional e a dedicação para gerar oportunidades e incentivos, para que eu pudesse sair da zona rural, estudar desde criança, e chegar até aqui.

A minha esposa Elisabeth Gomes Uchôas e as minhas filhas Júlia Gomes Uchôas e Carol Gomes Uchoas pelo carinho, amor, compreensão e apoio em todos estes anos que, por alguns momentos estive longe de casa, na realização desta pesquisa.

A força, base e amores da minha vida!

Aos meus irmãos Sebastião, Eliane, Natalino, Vicente e Ernane pelo carinho e apoio ao longo da minha caminhada.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pela vida e pelas oportunidades a mim concedidas.

A minha esposa e amiga Elisabeth, carinhosamente Beth, por segurar a barra em todos esses anos de minha ausência em casa, sendo a “chefe de casa”, assumindo a imensa responsabilidade de cuidar dos nossos maiores tesouros: Júlia e Carol. Também por seu incentivo e apoio direto em vários momentos deste trabalho.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas Gerais – IFNMG, em especial ao Campus Araçuaí, pela oportunidade concedida para a realização desta qualificação.

Ao professor e amigo Dr. Luiz Carlos Marangon, pela orientação e boas conversas sobre o nosso amado Estado de Minas Gerais.

Aos professores(a) Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano e Dr. José Antônio Aleixo da Silva, co-orientadores desse trabalho, pela amizade, apoio e sugestões na realização desta pesquisa.

Aos professores do Departamento de Ciência Florestal da UFRPE com quem tive oportunidade de aprender e conviver ao longo do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo apoio financeiro com a concessão da bolsa de pesquisa.

Ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) pelo apoio e disponibilização da área para realização desta pesquisa, em especial, ao Dr. Antônio Raimundo de Souza. Também à toda equipe do Herbário do IPA – Dárdano de Andrade Lima, em especial à Maria Olívia de Oliveira Cano e Fernando Antônio Távora Gallindo, pelos ensinamentos, aprendizado e conversas amigas sobre as Caatingas.

À pesquisadora Dra. Mina Karazawa, pela amizade, apoio e disponibilidade de abrir o Laboratório de Fitopatologia da Estação Experimental de Bélem de São Francisco, para que eu pudesse realizar parte das atividades desta pesquisa.

A todos os trabalhadores de campo, da Estação Experimental de Bélem de São Francisco, pelo apoio nas atividades de implantação e condução do experimento.

Aos professores que contribuíram diretamente em etapas de avaliação desta pesquisa: Dra. Elba Maria Nogueira Ferraz (IFPE), Dr. Everardo V.S.B. Sampaio (UFPE), Dr. Everson Batista de Oliveira (UFRPE); Dr. Fernando José Freire (UFRPE), Dra. Izabel Cristina de Luna Galindo (UFRPE), Dr. Jacob Silva Souto (UFCG), Dra. Maria Betânia Galvão dos Santos Freire (UFRPE); Dra. Maria Jesus Nogueira Rodal (UFRPE) e Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira (UFRPE).

Ao professor e amigo Dr. Marcos Gervasio Pereira (UFRuralRJ), pelo apoio nas análises químicas da serapilheira, e da análise de fauna do solo, parte desta pesquisa que será publicada *a posteriori*. A toda a equipe do seu laboratório que apoiou as atividades desta pesquisa, em especial, a amiga Dra. Sandra S. de Lima.

Aos amigos Aldo e Irapuan pelo acolhimento e convivência harmoniosa em nossa casa, amizade e apoio direto a muitas das atividades desta pesquisa, em campo e laboratório.

Aos colegas de curso no doutorado e mestrado, ao longo desses quatro anos na UFRPE, que muito contribuem com ideias, discussões que enriqueceram este trabalho.

Aos amigos(as) Marília, Penha, Guera, Everson, Tibério, Rubenir e Joselane, pela contribuição direta a esta pesquisa e pelas conversas sempre animadas.

Meu muito obrigado!

BIOGRAFIA

JUVENAL MARTINS GOMES, filho de Etelvina Martins Gomes e Antônio Tarcísio Gomes, agricultores do Vale do Jequitinhonha, natural da cidade de Capelinha - MG, zona rural da comunidade do Maracujá. Estudou o ensino fundamental na Escola Família agrícola Estadual Don Joaquim Silvério de Souza, no distrito de Conselheiro Mata, município de Diamantina – MG. Concluiu no ano de 2001 o curso Técnico Agrícola com Habilitação em Agropecuária na Escola Agrotecnica Federal de São João Evangelista – MG, atualmente Campus do Instituto Federal de Minas Gerais - IFMG. Graduou-se no ano de 2007 em Engenharia Florestal pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRuralRJ. Concluiu o mestrado em Ciências Florestais no Instituto de Pesquisas da Amazônia (INPA) em 2008. Trabalhou como Supervisor de Manejo de Ecossistemas do Parque Estadual da Ilha Grande – PEIG, entre os anos de 2008 e 2009, em Angra dos Reis – RJ. Em 2010 assumiu o cargo público de professor no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Norte de Minas Gerais - IFNMG, na área de meio ambiente. Afastou-se do cargo de professor em agosto/2013 até agosto/2017, para a qualificação no Doutorado até a presente data. Após este processo, retornará a Instituição de ensino para assumir a prazerosa missão de professor.

SUMÁRIO

Nº	CONTEÚDO	PÁG.
	RESUMO GERAL	22
	GENERAL ABSTRACT	23
1.	INTRODUÇÃO GERAL	24
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	30
2.1	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA.....	30
2.2	RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS DEGRADADAS NA REGIÃO DA CAATINGA	32
2.3	A NUCLEAÇÃO COMO PRINCÍPIO E TÉCNICA DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	37
2.4	A IMPORTÂNCIA DO BANCO E CHUVA DE SEMENTES NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	39
2.5	BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO: DESERTIFICAÇÃO E IMPACTOS SOBRE AS MATAS CILIARES	41
2.6	INVASÃO BIOLÓGICA DE ESPÉCIES EXÓTICAS EM ÁREAS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO	43
3.	REFERÊNCIAS	47

CAPÍTULO 1

AVIFAUNA E O USO DE POLEIROS ARTIFICIAIS E NATURAIS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM TRECHO DA MATA CILIAR DO RIO SÃO FRANCISCO, NO SERTÃO DE PERNAMBUCO

	RESUMO	55
	ABSTRACT	56
1.	INTRODUÇÃO	57
2.	MATERIAL E MÉTODOS	59
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	59
2.2	INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO E COLETA DE DADOS	61
2.3	LEVANTAMENTO DA AVIFAUNA EM TRECHO DA MATA CILIAR COM ALGAROBA (POLEIROS NATURAIS VIVOS) E NOS POLEIROS SECOS (POLEIROS ARTIFICIAIS).....	63
2.4	LEVANTAMENTO DA CHUVA DE SEMENTES.....	64
2.5	LEVANTAMENTO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM PARCELAS DE POLEIROS E PARCELAS CONTROLE	64
2.6	ANÁLISE DOS DADOS	65
2.6.1	Avifauna e uso dos poleiros	65
2.6.2	Chuva de sementes e regeneração natural	66
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
3.1	COMPOSIÇÃO DA AVIFAUNA E USO DOS POLEIROS	68
3.2	COMPOSIÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES	76
3.3	REGENERAÇÃO ABAIXO DOS POLEIROS E PARCELAS CONTROLE	85
4.	CONCLUSÕES	91
5.	REFÊRENCIAS	92
	APÊNDICES	97

CAPÍTULO 2
CHUVA E BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS CILIARES
INVADIDAS POR ALGAROBA (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) NO
SERTÃO DO SÃO FRANCISCO: IMPLICAÇÕES PARA A
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

	RESUMO	102
	ABSTRACT	103
1.	INTRODUÇÃO	104
2.	MATERIAL E MÉTODOS	106
2.1	CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO	106
2.2	SELEÇÃO DAS ÁREAS DE INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO	107
2.3	COLETA E ANÁLISE DOS DADOS	111
2.3.1	Chuva de sementes	111
2.3.2	Banco de sementes	112
2.3.3	Avaliação das rebrotas dos tocos e regeneração de Algaroba na área em restauração	115
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	116
3.1	BANCO DE SEMENTES	116
3.1.1	Banco de sementes: área I e II	116
3.1.1.1	Composição florística, hábitos e diversidade de espécies do banco de sementes	116
3.1.1.2	Variação sazonal do banco de sementes no solo e serapilheira...	124
3.1.2	Banco de sementes: área III	127
3.2	CHUVA DE SEMENTES	134
3.2.1	Densidade e composição florística da chuva de sementes.....	134
3.2.2	Influência da sazonalidade climática na densidade, riqueza, forma de vida e síndromes de dispersão da chuva de sementes.....	137
3.3	BANCO, CHUVA DE SEMENTES E A CAPACIDADE DE REBROTA E REGENERAÇÃO DE ALGAROBA NA ÁREA EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	141
4.	CONCLUSÕES	145
5.	REFERÊNCIAS	146
	APÊNDICES	153

CAPÍTULO 3
APTIDÃO BIOTÉCNICA DE ESPÉCIES VEGETAIS DA
CAATINGA PARA USO EM TÉCNICAS DE BIOENGENHARIA
NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS, NO
SEMIARIDO PERNAMBUCANO

	RESUMO	158
	ABSTRACT	159
1.	INTRODUÇÃO	160
2.	MATERIAL E MÉTODOS	162
2.1	ÁREA DE ESTUDO E CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO	162
2.2	COLETA E ANÁLISE DE DADOS	165
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	169
3.1	MORFOMETRIA, DENSIDADE E UMIDADE DAS ESTACAS	169
3.2	SOBREVIVÊNCIA E ENRAIZAMENTO DAS ESTACAS	171

3.3	BROTAÇÃO DAS ESTACAS	174
3.4	POTENCIAL DE USO DAS ESPÉCIES NA BIOENGENHARIA	176
4.	CONCLUSÕES	178
5.	REFERÊNCIAS	179
	APÊNDICES	181

CAPÍTULO 4
CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE ESPÉCIES
ARBUSTIVO-ARBÓREAS DA CAATINGA PARA
RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS DA
BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO, SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO

	RESUMO	194
	ABSTRACT	195
1.	INTRODUÇÃO	196
2.	MATERIAL E MÉTODOS	198
2.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	198
2.2	CARACTERIZAÇÃO DO EXPERIMENTO	202
2.2.1	Espécies avaliadas	202
2.2.2	Montagem e manutenção do experimento	203
2.3	AVALIAÇÃO DA SOBREVIVÊNCIA E DESEMPENHO SILVICULTURAL DAS ESPÉCIES	204
2.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA	205
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	206
3.1	SOBREVIVÊNCIA DAS ESPÉCIES.....	206
3.2	CRESCIMENTO E INCREMENTO EM DIÂMETRO DO CAULE A NÍVEL DO SOLO.....	209
3.3	CRESCIMENTO EM ALTURA.....	214
4.	CONCLUSÕES	222
5.	REFERÊNCIAS	223
	APÊNDICES	228

CAPÍTULO 5
OBRAS DE BIOENGENHARIA NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS
CILIARES DEGRADADAS, NO SEMIARIDO PERNAMBUCANO

	RESUMO	231
	ABSTRACT	232
1.	INTRODUÇÃO	233
2.	MATERIAL E MÉTODOS	234
2.1	ÁREA DE ESTUDO E LOCAL DE INTERVENÇÃO DA OBRA	234
2.2	SELEÇÃO DA ESPÉCIE E OBRA DE BIOENGENHARIA	235
2.2.1	Esteira viva	237
2.2.2	Trança viva	240
2.3	MONITORAMENTO DAS OBRAS E PERDA DE SOLO.....	242
2.3.1	Avaliação do pegamento das estacas e galhas usadas nas obras	242
2.3.2	Avaliação da perda de solo em função da instalação da obra	242
3.	RESULTADO E DISCUSSÃO	245

3.1	ESTEIRA VIVA	245
3.2	TRANÇA VIVA	249
3.3	PERDA DE SOLO NA ÁREA	251
3.4	CUSTOS DE CONSTRUÇÃO DAS OBRAS	255
4.	CONCLUSÕES	257
5.	REFERÊNCIAS	258
	APÊNDICES	261
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	262

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	CAPÍTULO 1	PÁG.
1	Localização da Estação Experimental do IPA na Ilha do Jatinã, em Belém de São Francisco – PE.....	59
2	Limpeza da área com a supressão dos indivíduos de Algaroba na Estação Experimental. Belém de São Francisco – PE.....	60
3	Distribuição dos poleiros no interior das parcelas, com poleiros com coletores, poleiros com galharia, poleiros sem coletores e galharias e coletores sem poleiros. Belém de São Francisco – PE.....	61
4	Parte da área da mata ciliar em que não houve supressão dos indivíduos de Algaroba, com instalação de coletores de sementes abaixo do dossel formada pelas Algarobas. Belém de São Francisco – PE	62
5	Levantamento da regeneração natural nas parcelas com e sem poleiros, na Estação Experimental em Belém de São Francisco – PE.....	65
6	Abundancia relativa (número de aves pousadas no mês por hora de observação), riqueza de espécies observadas usando os poleiros secos e vivos e precipitação mensal (mm). Belém de São Francisco – PE.	73
7	Abundância das espécies observadas pousadas nos poleiros (Número de pouso de indivíduos por espécie) relativo ao esforço amostral de uma hora de observação. Belém de São Francisco – PE.	75
8	Número de espécies e percentagem agrupados por guilda de alimentação, na área de estudo em Belém de São Francisco - PE.	76
9	Deposição de sementes agrupadas por síndrome de dispersão, ao longo dos meses de estudo em Belém de São Francisco. Precipitação acumulada no mês, para a área de estudo.....	83
10	Galharia enleirada abaixo de poleiro seco, na área de restauração em Belém de São Francisco – PE.....	86
11	Indivíduos regenerantes de Algaroba em parcela de poleiro secos, dois anos após a implantação dos poleiros. Belém de São Francisco - PE.....	89
	CAPÍTULO 2	
FIGURA		PAG.
1	Mapa do Brasil e do estado Pernambuco, com localização no município onde foi desenvolvida a pesquisa.....	106
2	Áreas (I e II) selecionadas para a pesquisa em Belém de São Francisco – PE. a) Área I – Mata ciliar as margens do rio São Francisco invadida por Algaroba na ilha do Jatinã. b) Área II – Mata ciliar as margens do riacho Venezuela, sem a invasão de Algaroba.....	107
3	Área III com a supressão dos indivíduos de Algaroba e implantação de ações de restauração, na Estação Experimental. Belém de São Francisco – PE.....	109
4	Corte das rebrotas das cepas e arrânquio de indivíduos regenerantes de Algaroba (ano de 2015 e 2016), após a erradicação inicial para	

	implantação de ações de restauração em novembro de 2014. Belém de São Francisco – PE.....	110
5	Coletor de serrapilheira instalado nas áreas da pesquisa (I e II) em Belém de São Francisco – PE.....	111
6	Coleta do banco de sementes na área I, próximo ao coletor da chuva de sementes: (a) e camada de serrapilheira e camada de solo (0-5 cm), (b) acondicionadas em sacos plásticos ao lado dos instrumentos de coleta. Belém de São Francisco – PE.....	113
7	Disposição das bandejas com a colocação da camada de solo e serrapilheira para estudo do banco de sementes em casa de vegetação. (a) coleta do período de chuva e (b) plântulas emergidas nas bandejas da coleta do período seco. Belém de São Francisco – PE.....	114
8	Estrato herbáceo regenerante no mês de coleta das amostras do banco de semente (março de 2015), na área I colonizada por Algaroba. Belém de São Francisco – PE.....	126
9	Área III com destaque para: a) trecho da área próximo à margem do rio com influência de alagamento temporário, com solo descoberto de textura média argilosa; b) trecho da área mais afastada da margem sem influência de alagamento, com solo de textura arenoso; c) o trecho descrito em (a) após período de chuvas com regeneração do estrato herbáceo; d) o mesmo trecho descrito em (b) com regeneração abundante de Capim-bufell (<i>Cenchrus ciliaris</i>) no período de chuvas.....	133
10	Número total de sementes coletadas na chuva de sementes por área e o número das sementes da espécie Algaroba por área. Precipitação ao longo dos meses de coleta na área de estudo em Belém de São Francisco – PE..	137
11	Total de espécies registradas por mês, agrupadas por síndrome de dispersão (anemocóricas, zoocóricas e autocóricas) considerando a chuva de sementes nas áreas (I e II); Temperatura do ar média mensal; Umidade relativa do ar média mensal e velocidade do vento média mensal. Belém de São Francisco, Pernambuco.	140

FIGURA

CAPÍTULO 3

PAG.

1	Mapa do Brasil e do estado Pernambuco, com localização no município e área da Ilha do Jatinã onde foi desenvolvida a pesquisa. Belém de São Francisco – PE.....	162
2	Etapas da montagem do experimento de propagação vegetativa das estacas em campo, na Estação Experimental de Belém de São Francisco – PE.....	164
3	Organização dos canteiros a pleno sol, com cobertura de palhada de sorgo e sistema de irrigação por microaspersão. Belém de São Francisco – PE.....	165
4	Amostras de discos de madeira para medição da espessura de casca, densidade e umidade da madeira. Belém de São Francisco – PE.....	166
5	Avaliação da parte aérea das estacas: número, comprimento e diâmetro dos brotos. Belém de São Francisco – PE.....	167
6	Arranquio das estacas nos canteiros, para avaliação do sistema radicular. Belém de São Francisco – PE.....	168

7	Sistema radicular para as estacas das espécies que apresentaram enraizamento. Belém de São Francisco – PE.....	173
8	Brotação das estacas das espécies avaliadas. Belém de São Francisco – PE.....	175
FIGURA	CAPÍTULO 4	PAG.
1	Precipitação mensal, entre os meses de novembro/2014 a janeiro/2017 na Estação Experimental do Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), na cidade de Belém de São Francisco – PE....	198
2	Preparação da área do experimento, com corte e arranquio dos indivíduos adultos e regenerantes de Algaroba. Belém de São Francisco – PE.....	199
3	Plantio das mudas em núcleos na área do experimento em Belém de São Francisco – PE. Onde: a) núcleo formado por cinco covas, b) distribuição das mudas, c) colocação de hidrogel junto ao torrão da muda e d) mudas plantadas.....	204
4	Sobrevivência por espécie na primeira avaliação após o plantio (janeiro/2015), na avaliação após um ano (janeiro/2016) e na avaliação após o segundo ano (janeiro/2017). Percentagem de mudas vivas em: A) Percentagem de mudas vivas no trecho 2 com solo de textura mais arenosa b) Percentagem de mudas vivas no trecho 1 com solo de textura média argilosa. Belém de São Francisco – PE.....	207
5	Valores médios de diâmetro do caule a nível do solo (mm) por espécie aos 24 meses de monitoramento (janeiro/2017). Belém de São Francisco – PE.....	210
6	Valores de Diâmetro do Caule ao nível do solo (DC) em mm para as espécies em função da variação da textura do solo no trecho 1 (solo argiloso) e trecho 2 (solo arenoso).....	212
7	Valores médios de altura (cm) por espécie em cada período de avaliação (a) e altura médias total aos 24 meses de monitoramento em janeiro/2017 (b). Belém de São Francisco – PE.	215
8	Núcleos implantados no trecho 1 e trecho 2 na área de estudo em Belém de São Francisco – PE. Onde: trecho 1- a) vista geral dos núcleos ao final de 24 meses de avaliação para área de solo mais argiloso; b) altura dos indivíduos e c) detalhes da cobertura e sombreamento do solo. Trecho 2 – e) vista geral dos núcleos ao final de 24 meses de avaliação para a área de solo mais arenoso, f) altura dos indivíduos e g) detalhes da cobertura e sombreamento do solo.	218
9	Valores médios de altura (cm) para as espécies em função da variação da textura do solo no trecho 1 (solo argiloso) e trecho 2 (solo arenoso).	219
10	Área de implantação do plantio de restauração no momento inicial em novembro/2014 (a) e a dois anos (janeiro/2017) após a condução do experimento (b). Belém de São Francisco – PE.	221
FIGURA	CAPÍTULO 5	PAG.
1	Trecho da margem do rio São Francisco (a), na Ilha do Jatinã, escolhido para intervenção com obras de bioengenharia. Belém de São Francisco – PE.....	234

2	Estaca da espécie Capa-bode após dois meses de plantada, com formação de parte aérea e sistema radicular. Belém de São Francisco – PE.....	236
3	Árvore de Capa-bode em campo e material vegetativo (galhas) colhidos para uso nas obras. Belém de São Francisco – PE.....	237
4	Etapas de preparação do terreno com remodelagem do talude para construção da Esteira viva, em Belém de São Francisco – PE. Onde: a) medição da declividade do terreno; b) supressão de indivíduos de algodão-de-lã (<i>Calotropis procera</i> - espécie exótica); c) remodelagem do talude e d) talude com inclinação redesenhada.....	238
5	Supressão de indivíduos de Nim, para uso na obra de bioengenharia, na Estação de Pesquisa em Belém de São Francisco – PE.....	239
6	Construção da Esteira viva as margens do rio São Francisco. Onde: a) início da construção; b) e c) colocação e fixação das galhas rente ao solo; d) fixação dos feixes no topo do talude; e) vista da obra concluída e f) vista do trecho acima do talude.....	240
7	Construção da obra de Trança viva às margem do rio São Francisco, na área de estudo em Belém de São Francisco – PE.....	241
8	Parcela de perda de solo montada ao lado da obra de bioengenharia. Onde: a) área da parcela com solo exposto e b) sistema de canaleta com recipientes para recolhimento do escoamento superficial. Belém de São Francisco – PE.....	242
9	Parcelas de perda de solos instaladas em trecho da área de mata ciliar sobre intervenção de obra de bioengenharia. Belém de São Francisco – PE.....	243
10	Vista da obra (Esteira viva) após um mês de concluída as margens do rio São Francisco. Belém de São Francisco – PE.....	245
11	Vista da área em fevereiro/2016, três mês após a implantação da obra. Onde: a) vista no primeiro mês e b) vista três meses após.....	246
12	Evolução da obra aos seis meses. Onde: a) primeiro mês após a implantação da obra em dezembro/2015 e b) seis meses após em abril/2016.....	247
13	Monitoramento da cobertura da vegetação na área de instalação da Esteira viva, e na área sem intervenção.....	247
14	Trança viva construída no mês de Novembro/2015. Onde: momento inicial da implantação (a, b) e após um mês da conclusão da obra em dezembro/2015 (c e d).....	250
15	Vista da área cercada, com trecho fora e dentro do cercado evidenciando os diferentes níveis de cobertura do solo (a), e na parte de solo exposto no momento de intalação da trança viva (b) e ao final de 12 meses mesmo trecho com solo totalmente coberto (c). Belém de São Francisco – PE.....	251
16	Precipitação diária nos meses de janeiro e fevereiro de 2016, e precipitação mensal entre os meses de duração deste estudo de novembro/2015 a janeiro/2017. Belém de São Francisco – PE.....	253

LISTA DE TABELAS

TABELA	CAPÍTULO 1	PÁG.
1	Avifauna registrada na área de estudo na EEBSF, em Belém de São Francisco – PE.....	68
2	Chuva de sementes coletada para a área de estudo em Belém de São Francisco (PE).....	77
3	Relação de espécies registradas para a chuva de sementes na área de estudo em Belém de São Francisco PE.....	79
4	Relação de espécies indesejáveis para as ações de restauração da mata ciliar do rio São Francisco em Belém do São Francisco (PE).....	84
5	Regeneração abaixo dos poleiros com galhadas (PCG) e poleiros sem galhadas (PSG) e parcelas sem poleiros (SP), na área de estudo em Belém de São Francisco (PE).....	85
TABELA	CAPÍTULO 2	PÁG.
1	Análise física do solo na área III, com o trecho 1 (influência de alagamento temporário) e trecho 2 (sem alagamento). Belém de São Francisco – PE.....	110
2	Relação de espécies do banco de sementes nas áreas (I e II) em ordem por família, com o número de plântulas emergidas por período de coleta. Belém de São Francisco – PE.....	117
3	- Índice de diversidade (H'), equabilidade de Pielou (J'), riqueza de espécies (R), para os períodos de coleta (2014 – período seco, 2015 – período de chuvas) nas áreas I e II, na camada de serrapilheira e solo (0-5 cm de profundidade).....	122
4	Número de indivíduos e de espécies (valores entre parêntese) emergidos do banco de sementes por períodos de coletas (2014, 2015) e por camada (solo e serrapilheira) nas áreas de estudo. Belém de São Francisco – PE.....	124
5	Numero de família, de espécies e de indivíduos para os trechos com e sem influência de algamento na área III de estudo em Belém de São Francisco – PE.....	127
6	Relação de espécies ordenadas por família, no banco de sementes da área III na Ilha do Jatinã no rio São Francisco, em Belém de São Francisco, PE...	129
7	Índice de diversidade (H'), equabilidade (J'), riqueza de especies (R) e número de indivíduos (N), para os trechos com e sem alagamento, nas camadas solo e serrapilheira, e para todas as especies levantadas na área III de estudo. Belém de São Francisco – PE.....	132
8	Nome comum, Nome científico, família, forma de vida (FV), número de sementes coletadas nas áreas I e II, densidade de sementes por m ² (D) na chuva de sementes em Belém de São Francisco, Pernambuco.....	134
9	Número e percentagem de sementes coletadas por período (seco e chuva) nas áreas I e II em Belém de São Francisco, Pernambuco.	138
10	Correlação entre o número de sementes coletadas nas áreas I e II com as variáveis climáticas registradas nos meses de observação. Belem de São Francisco, Pernambuco. Obs: todos os valores de correlação foram não significativos entre as variáveis climáticas e número de sementes nas áreas I e II (Valor p>0,05)	139
11	Número de espécies identificadas, agrupadas por forma de vida e síndromes de dispersão, para a área de estudo em Belém de São Francisco – PE.	140
12	Números de cepas de indivíduos de Algaroba suprimidos no momento inicial de implantação do experimento de restauração (novembro/2014), avaliados	

quanto a capacidade de rebrota das cepas nos anos de (2015 e 2016). Número de indivíduos regenerantes de Algaroba nas parcelas do experimento de restauração que foram arrancadas nos mesmos períodos de avaliação. Belém de São Francisco – PE. 142

TABELA	CAPÍTULO 3	PAG.
1	Valores médios para as variáveis de diâmetro, espessura de casca, umidade e densidade das estacas por espécies, avaliadas no experimento. Belém de São Francisco – PE.	170
2	Diâmetro médio, número total e percentagem das estacas vivas e com raízes para as diferentes espécies. Belém de São Francisco – PE.	171
3	Percentagem média de estacas vivas com raiz por espécies em cada concentração de hormônio (AIA e AIB) de enraizamento e controle. Belém de São Francisco – PE.	172
4	Valores médios para cada espécie por tipo de hormônio e controle, e média geral para espécie. Número médio de raízes por estaca (Nº Raiz/Est.), Comprimento médio da raiz (Comp. Raiz), Diâmetro médio da Raiz (D.Raiz), Massa de raiz fresca (MRF) e Massa de raiz seca (MRS). Belém de São Francisco – PE.	173
5	Número médio de estacas com brotações por espécies, em cada concentração de hormônio e controle. Belém de São Francisco – PE.....	174
6	Valores médios para cada espécie e tratamento por hormônio e controle: diâmetro médio da base da estaca (DB), Número médio de brotos por estaca (Nº Broto/Est.), Comprimento médio do broto (Comp. Broto), Diâmetro médio do Broto (D.Broto), Massa área fresca (MAF) e Massa área seca (MAS) dos brotos. Belém de São Francisco – PE.....	176

TABELA	CAPÍTULO 4	PAG.
1	Análise física do solo na área, com o trecho 1 (influência de alagamento temporário – textura franco argilo) e trecho 2 (sem alagamento – textura areia franca) antes do plantio na área. Belém de São Francisco – PE.	201
2	Análise química do solo na área, com o trecho 1 (influência de alagamento temporário – textura franco argilo) e trecho 2 (sem alagamento – textura areia franca) antes do plantio na área. Belém de São Francisco – PE	201
3	Nome comum, Nome científico e Família botânica das espécies nativas da caatinga plantadas na área em restauração em Belém de São Francisco - PE. Onde: FV – forma de vida.	202
4	Valores médios de Diâmetro do caule a nível do solo (DC) das espécies após o plantio na primeira medição (DC ₂₀₁₅), após um ano (DC ₂₀₁₆) e após dois anos (DC ₂₀₁₇). Valores de Incremento Periódico Anual (IPA) do diâmetro do caule para as espécies no primeiro ano (IPA DC ₂₀₁₆) e segundo ano (IPA DC ₂₀₁₇) de monitoramento.	214
5	Valores de Altura média (H) das espécies após o plantio na primeira medição (H ₂₀₁₅), após um ano (H ₂₀₁₆) e após dois anos (H ₂₀₁₇). Valores de Incremento Periódico Anual (IPA) para as espécies no primeiro ano (IPA H ₂₀₁₆) e segundo ano (IPA H ₂₀₁₇) de monitoramento	216

TABELA	CAPÍTULO 5	PÁG.
1	Espécies regenerantes no trecho de intervenção com a obra de bioengenharia. Belém de São Francisco – PE.	248
2	Valores médios de perda de solo extrapolados para hectare. Belém de São Francisco – PE.	252
3	Custos para implantação das obras Esteira viva e Trança viva na área de estudo em Belém de São Francisco – PE.	256

LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE	CAPÍTULO 1	PÁG.
1	Teste de Qui-quadrado para a frequência de pouso de aves para os períodos de chuva e seca.....	97
2	Teste de Qui-quadrado para a frequência de pouso da aves nos poleiros altos e baixos.....	97
3	Teste de Qui-quadrado para a frequência de pouso da aves nas partes dos poleiros altos e baixos.	98
4	Análise de variância para a variável densidade de sementes/m ² para a chuva de sementes coletada abaixo dos Poleiros. Dados transformados por raiz quadrada.	98
5	Análise não paramétrica de KRUSKAL-WALLIS para variável número de espécies vegetais na chuva de sementes nos diferentes tipos de poleiros.	98
6	Teste de qui-quadrado para o número de sementes para os períodos: seco e chuvoso, e para síndrome de dispersão.	99
7	Teste de qui-quadrado para o número de regenerantes abaixo dos poleiros com e sem galharia e controle (sem poleiro).....	100
APÊNDICE	CAPÍTULO 2	PÁG.
1	Teste de Qui-quadrado para a variável número de sementes por área (I e II) e compartimento (serapilheira e solo).....	153
2	Teste de Qui-quadrado para a variável número de espécies por área (I e II) e camada (serapilheira e solo).....	153
3	Teste de Qui-quadrado para a variável número de sementes para o trecho com alagamento e o trecho sem alagamento da área III.....	154
4	Teste de Qui-quadrado para a variável número de espécies para o trecho com alagamento e o trecho sem alagamento da área III.....	154
5	Teste de Qui-quadrado para a o número de sementes da chuva de sementes na aérea I e II.....	155
6	Teste de Qui-quadrado para a o número de espécies da chuva de sementes na aérea I e II.	155
7	Teste de Qui-quadrado para a o número de espécies de sementes da chuva de sementes na aérea I e II, no período seco e de chuva.	156
APÊNDICE	CAPÍTULO 3	PAG.
1	Caracterização dendrológica e ecológica das espécies estudadas.....	181
2	ANOVA para o diâmetro da base das estacas entre as espécies.....	185
3	Teste de Kruskall-Wallis para a espessura da casca da madeira das estaca entre as espécies.....	185
4	Teste de Kruskall-Wallis para a densidade da madeira das estaca entre as espécies.	186
5	Resumo da Análise de Variância para a umidade da madeira das estacas entre as espécies.	186
6	Resumo da Análise de Variância para número total de estacas vivas das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIA.....	186

7	Resumo da Análise de Variância para número total de estacas vivas das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIB (dados transformados pela função raiz quadrada).....	187
8	Resumo da Análise de Variância para percentagem de estacas vivas com raízes das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIA.	187
9	Resumo da Análise de Variância para percentagem de estacas vivas com raízes das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIB..	187
10	Teste de Kruskall-Wallis para número médio de raiz por estaca entre as espécies.....	188
11	Teste de Kruskall-Wallis para comprimento médio da raiz entre as espécies.....	188
12	Teste de Kruskall-Wallis para diâmetro médio da raiz entre as espécies...	189
13	Teste de Kruskall-Wallis para massa fresca média da raiz entre as espécies.....	189
14	Teste de Kruskall-Wallis para massa seca média da raiz entre as espécies.	190
15	Resumo da Análise de Variância para número de estacas vivas com brotos das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIA.....	190
16	Resumo da Análise de Variância para número de estacas vivas com brotos das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIB.....	190
17	Teste de Kruskall-Wallis para o número médio de brotos por estaca entre as espécies.....	191
18	Teste de Kruskall-Wallis para o comprimento médio dos brotos entre as espécies.....	191
19	Teste de Kruskall-Wallis para o diâmetro médio dos brotos das espécies..	191
20	Teste de Kruskall-Wallis: massa fresca média dos brotos entre as espécies.....	192
21	Teste de Kruskall-Wallis: massa seca média dos brotos entre as espécies	192
APÊNDICE	CAPÍTULO 4	PÁG.
1	Análise de variância do efeito da variável diâmetro do caule a nível do solo (mm) das espécies (14 espécies), solo (trecho 1 e trecho 2) e interações, no experimento de restauração em Belém de São Francisco – PE.....	228
2	Teste de hipótese do efeito da interação Espécies (14 espécies) nos tempos de medições (janeiro/2015; janeiro/2016 e janeiro/2017) para a variável diâmetro do caule a nível do solo (mm) nos dois trechos de solo (trecho 1- textura argiloso e trecho 2 - textura arenoso)	228
3	Análise de variância do efeito variável altura média (cm) das espécies, solo e interações, no experimento de restauração na Estação Experimental do IPA, em Belém de São Francisco – PE.	229
4	Teste de hipótese do efeito da interação Espécies (14 espécies) no tempo de medições (janeiro/2015; janeiro/2016 e janeiro/2017) para a variável altura media (cm) das quatorze espécies plantadas nos dois trechos de solo (trecho 1- textura argiloso e trecho 2 - textura arenoso).....	229
APÊNDICE	CAPÍTULO 5	PÁG.
1	Quadro de ANOVA para variável perda de solo, parcelas de perda de solo nos tratamentos (solo exposto e coberto). Belém de São Francisco-PE.....	261

GOMES, JUVENAL MARTINS, Msc. Universidade Federal Rural de Pernambuco, julho 2017. **Restauração ecológica de área ciliar degradada da caatinga do rio São Francisco, Pernambuco.** Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Prof. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

RESUMO GERAL

Esta pesquisa objetivou estudar processos ecológicos e fenômenos naturais do ecossistema para subsidiar a implantação de técnicas de restauração ecológica em área degradada de mata ciliar do rio São Francisco na Caatinga, no Sertão Pernambucano. Este trabalho está organizado em cinco capítulos. No capítulo 1 avaliou-se a composição da avifauna e o efeito da utilização de poleiros artificiais e naturais pelas aves, na restauração de um trecho de mata ciliar degradada. Debaixo dos poleiros foram instalados coletores de sementes para avaliar a chuva de sementes na área. O levantamento da avifauna foi realizada ao longo de treze meses de observação. Foram identificadas 64 espécies de aves, distribuídas em 34 famílias, sendo Tyrannidae a família com maior riqueza de espécies (6). A chuva de sementes registrada nos coletores debaixo dos poleiros foi diferente dos coletores sem poleiros. O uso dos poleiros pelas aves e a chuva de sementes registrada debaixo destes enfatiza a importância desta técnica na restauração de matas ciliares da região. No capítulo 2 avaliou-se como a invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Algaroba) afeta a riqueza e densidade de espécies da chuva e do banco de sementes do solo em áreas de mata ciliar alterada e suas implicações para a restauração ecológica. Três áreas foram estudadas, sendo as áreas I e II com e sem invasão de Algaroba, respectivamente, em que foram avaliadas a chuva e o banco de sementes. Já na área III, em processo de restauração, foi avaliado o banco de sementes do solo e a capacidade de rebrota e regeneração da Algaroba. Para avaliar a chuva de sementes, um total de 50 coletores foram instalados e coletados mensalmente no período de novembro/2014 a outubro/2015. Para o banco de sementes do solo foram coletadas 25 amostras de cada camada (serrapilheira e solo de 0-5cm) por área, em dois momentos de coleta (período seco e com chuvas). Ocorreu variação sazonal para o banco e chuva de sementes dentro do período avaliado, com maior aporte da chuva de sementes no período de chuvas e do banco de sementes no período seco. A invasão biológica de Algaroba afetou a composição e diversidade de sementes de espécies arbustivo-arbóreas de forma negativa. Nos capítulos 3 e 5 buscou avaliar, o potencial biotécnico de uso de estacas de quatro espécies nativas da caatinga e as técnicas implantadas para restauração ecológica, com uso de obras de bioengenharia (esteira viva e trança viva). Estacas semilenhosas de 30 cm de comprimento foram coletadas de indivíduos adultos das espécies: *Albizia inundata*, *Bauhinia pentandra*, *Mahiot carthagenensis* e *Senna splendida*. As estacas das espécies *S. splendida* e *B. pentandra* apresentaram características biotécnicas desejáveis para uso em técnicas de bioengenharia. Nas obras implantadas houve benefícios diretos com a redução da perda de solo. No capítulo 4, com base na técnica de plantio de mudas em núcleos, avaliaram-se o crescimento e a sobrevivência de 14 espécies arbustivo-arbóreas da caatinga. A sobrevivência média geral do plantio foi baixa, com 30%, mas no trecho da área mais próximo à margem do rio, com solo mais argiloso, a sobrevivência foi maior, com 47% ao final do monitoramento. Há necessidade de melhor entendimento e integração de processos ecológicos para aumentar o sucesso das ações de restauração ecológica na caatinga.

Palavras-Chave: Semiárido, Recuperação, Bioengenharia, Avifauna.

GOMES, JUVENAL MARTINS, Msc. Universidade Federal Rural de Pernambuco, julho 2017. **Ecological restoration of degraded ciliar area of the caatinga in the São Francisco river, Pernambuco.** Adviser: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Comitê: Prof. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

GENERAL ABSTRACT

This research aimed to study ecological processes and natural phenomena of the ecosystem to support the implementation of ecological restoration techniques in a degraded ciliar forest of the São Francisco river in Caatinga, Pernambuco backwoods. This work is organized in five chapters. In chapter one, it was evaluated the composition of the avifauna and the effect of the use of artificial and natural perches by the birds, in the restoration of a section of degraded ciliar forest. Underneath the perches, seed collectors were installed to evaluate seed rain in the area. The bird survey was carried out during 13 months of observation. Sixty - six species of birds were identified, distributed in 34 families, being the Tyrannidae family the one that presented the greatest species richness, with six species. The rainfall of seeds recorded on the collectors under the perches compared to the collectors without perches were different. The use of perches by birds and the rainfall of seeds registered under these emphasizes the importance of this technique in the restoration of ciliar forests of the region. In chapter two, it was evaluated how the biological invasion by *Prosopis juliflora* (algaroba) affects the richness and density of species in rainfall and soil seed bank in areas of altered ciliar forest and its implications for ecological restoration. Three areas were evaluated, being the areas I and II with and without invasion of algaroba, respectively, in which rainfall and seed bank were evaluated. In area III in the process of restoration, the soil seed bank and the regrowth and regeneration capacity of algaroba were evaluated. To evaluate seed rain a total of 50 collectors were installed and collected monthly from November / 2014 to October / 2015. For the soil seed bank, 25 samples of each layer (litter and soil of 0-5cm) per area were collected at two collection times (dry and wet periods). Seasonal variation for the bank and seed rain occurred during the evaluated period, with the highest contribution of rainfall in the rainy season and seed bank in the dry period. The biological invasion of algaroba affected the composition and diversity of seeds of shrubby-arboreal species in a negative way. In chapters three and five, among the techniques implemented to restore the area, this study aimed to evaluate the use of bioengineering works (living mat and live braid) and the biotechnical potential of cuttings of four species native to the caatinga. Semigloss stakes 30 cm long were collected from adult individuals of the species: *Albizia inundata*, *Bauhinia pentandra*, *Mahiot carthagenensis* and *Senna splendida*. Stakes of the species *S. splendida* and *B. pentandra* showed desirable biotechnical characteristics for use in bioengineering techniques. The implanted works had direct benefits with the reduction of soil loss. In chapter four, in the technique with planting of seedlings evaluated the growth and survival of 14 shrubby-arboreal species of the caatinga. The average overall survival of the plantation was low with 30%, but in the area of the area closest to the river bank, with more clayey soil the survival was higher with 47% at the end of the monitoring. The need for better understanding and integration of ecological processes to increase the success of ecological restoration actions in the caatinga.

Keywords: Semi-arid, Recovery, Bioengineering, Avifauna.

1. INTRODUÇÃO GERAL

A cobertura vegetal e os solos do semiárido brasileiro passam por um processo acelerado de degradação ambiental promovido pelas ações antrópicas, associadas aos diferentes usos da terra (DRUMOND et al., 2000; LEAL et al., 2003; MELO et al., 2012). No nordeste, que concentra a maior área semiárida do Brasil, detentor da maior parte do bioma Caatinga, os níveis de degradação e perturbação são acentuados, o que tem levado à simplificação da estrutura e redução da diversidade de parte destes ecossistemas (DRUMOND et al., 2000; RODAL et al., 2008; BARBOSA, 2012; SOARES, 2012). A Caatinga está colocada como o terceiro ecossistema mais degradado do Brasil, atrás da Mata Atlântica e do Cerrado (LEAL et al., 2005).

A fragilidade dos ecossistemas em regiões secas, condicionada por fatores de ordem socioeconômica e ambiental (fatores bióticos e abióticos) favorece a degradação dos recursos naturais que, em casos mais intensos, levam à desertificação destas áreas (SAMPAIO; ARAÚJO, 2005; SOARES, 2012). A vegetação ciliar nos principais rios do semiárido encontra-se em elevado grau de degradação, reduzida a fragmentos alterados e isolados (AGUIAR NETO et al., 2008; LUCAS; AGUIAR NETO, 2011; FERREIRA et al., 2011), em função das atividades humanas para produção de alimentos, criação de animais e moradia (ARAÚJO, 2009; SIQUEIRA FILHO, 2012), e com invasão biológica por espécies exóticas (PEGADO et al., 2006; NASCIMENTO, 2008).

As florestas ciliares desempenham importantes funções ecológicas dentro da dinâmica e do equilíbrio da paisagem, contribuindo para a interligação de fragmentos, a manutenção da diversidade biológica e do fluxo gênico das espécies vegetais e animais (MARTINS, 2001; FERREIRA et al., 2011). Ainda na funcionalidade da bacia hidrográfica, a vegetação ciliar promove a estabilização das margens dos corpos e cursos d'água, a filtragem e retenção de sedimentos, a contenção de processos erosivos e a manutenção da estabilidade térmica das águas (DURLO; SUTILI, 2012).

Entretanto, na contra mão da sua importância, o que justificaria a necessidade de conservação das matas ciliares, estas tem sido cortadas e usadas intensamente, muitas vezes substituída/colonizada por espécies exóticas. Por exemplo, no rio São Francisco, um dos mais importantes e extensos rios brasileiro, que tem grande parte de sua mata ciliar degradada (NASCIMENTO, 2008; FERREIRA et al., 2011; MARROQUIM, 2011; SIQUEIRA FILHO, 2012). Aguiar Netto et al. (2008) e Mariano

(2011), estudando a região do baixo São Francisco, evidenciam o processo de assoreamento do leito do rio em função da retirada das matas ciliares e do uso indevido do solo nas suas margens.

Nestas áreas ciliares do rio São Francisco, dentro do bioma caatinga, além do processo de degradação e desertificação dos recursos naturais, tem se registrado com frequência outro problema ambiental de grande proporção e impacto, a invasão biológica por espécies exóticas (NASCIMENTO, 2008; OLIVEIRA, 2012; PEREIRA et al., 2013). A invasão biológica por espécies exóticas tornou-se um problema de grande proporção em escala global e uma das principais causas da perda de diversidade biológica, junto com a fragmentação dos ecossistemas naturais (BRASIL, 2002). Há necessidade de pesquisas e medidas práticas para controle e restauração de áreas invadidas que busquem reduzir os danos ecológicos, econômicos e sociais provocados por espécies de fauna e flora que apresentam comportamento e potencial invasor nas áreas em que foram introduzidas. A exemplo de problema dessa natureza, na região nordeste do Brasil ocorreu a introdução da algarobeira (*Prosopis juliflora* (sw.) DC.), que possui alto risco e potencial de invasão biológica em áreas degradadas de vegetação ciliar do bioma caatinga (PEGADO et al., 2006; NASCIMENTO, 2008; OLIVEIRA, 2012; PEREIRA et al., 2013).

A recuperação de áreas degradadas nas regiões secas é entendida como atividades que tem como objetivo o combate ao processo de desertificação (UNNCD, 1998). Com base no quadro de degradação ambiental do Rio São Francisco, como apresentado para a região do baixo São Francisco por Ferreira et al. (2011), em que as matas ciliares foram fortemente alteradas, é urgente e necessária a realização de projetos de restauração da vegetação ciliar. De acordo com Siqueira Filho (2012), restam apenas 4% da cobertura vegetal das matas ciliares do rio São Francisco, que foram desmatadas e convertidas historicamente, desde o ciclo do couro em 1549.

A restauração de áreas degradadas no bioma Caatinga tem muitas lacunas e desafios, pois são escassos os trabalhos práticos e pesquisas conduzidas dentro desta região, carecendo de técnicas desenvolvidas para as condições regionais e locais (LIMA, 2012; SOUTO et al., 2012; MELO et al., 2012; VIEIRA, 2012). Observam-se a aplicação das técnicas desenvolvidas em outras regiões (KAGEYAMA; GANDARA, 2001; MARTINS, 2001; BECHARA, 2006), como os modelos silviculturais com plantio de espécies agrupadas por características sucessionais e condução da regeneração natural. Outras técnicas de restauração, também, tem sido testadas em

ambientes da caatinga, com base nos conceitos de nucleação e na técnica de transposição de serapilheira de espécies nativas (SOUTO, et al., 2012; NASCIMENTO NETO, 2016), na busca de recuperar estes ambientes degradados.

Segundo Melo et al., (2012), diante do cenário de degradação e perda de habitat das matas ciliares da caatinga, a restauração ecológica apresenta-se como estratégia para a conservação da biodiversidade, porém com inúmeros desafios e oportunidades. Os principais gargalos, para estes autores, referem-se: i) a geração de conhecimento multidisciplinar, ii) inovação tecnológica, iii) coleta de sementes, iv) produção e manejo de mudas, v) experimentos de restauração em um curto período do ano, vi) alternativas de renda as agricultores. Como principais oportunidades, veem que a atividade de restauração florestal pode gerar emprego e renda a diversos trabalhadores, e ao mesmo tempo recuperar os ambientes degradados.

Uma vez reconhecida essa lacuna em estudos de restauração ecológica para áreas degradadas da caatinga. Assim como, os riscos e potencial invasor da Algaroba em ambientes ciliares degradados dessa região faz-se necessário o estabelecimento de pesquisas que busquem apontar possibilidades de manejo e reversão deste processo. Nesse contexto, esta pesquisa objetivou-se estudar processos ecológicos e fenômenos naturais do ecossistema para subsidiar a implantação de técnicas de restauração ecológica, em área degradada de mata ciliar do rio São Francisco na Caatinga do Sertão Pernambucano. Como objetivos específicos diagnosticar processos ecológicos de chuva de sementes e banco de sementes do solo em ambientes da mata ciliar invadidos por Algaroba. Levantar a comunidade de avifauna que interage nestes processos ecológicos. Testar diferentes técnicas de restauração em área de mata ciliar, como o uso de poleiros artificiais e naturais, técnicas de bioengenharia e plantios de espécies nativas da caatinga. Avaliar a perda de solos por erosão em área de mata ciliar com solo desnudo e coberto, e sob intervenção com técnicas de bioengenharia. Dessa forma, contribuindo com a implantação e avaliação de técnicas de restauração de áreas ciliares degradadas na caatinga.

1.1 REFERÊNCIAS

AGUIAR NETTO, A. O.; SANTOS, D.; MOREIRA, F. D. Caminhos da gestão de recursos hídricos: o caso da sub-bacia hidrográfica do riacho Jacaré, Baixo São Francisco Sergipano. **Revista Irriga**, v. 13, p. 12-25, 2008.

ARAÚJO, G. M. de. **Matas ciliares da caatinga: florística, processo de germinação e sua importância na restauração de áreas degradadas**. 2009. 68 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco, 2009.

BARBOSA, M. D. **Composição florística, regeneração natural, decomposição e ciclagem de nutrientes, em área de caatinga hipoxerófila em Arcoverde, Pernambuco**. 2012. 181 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2012.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, Escolar Superior de Agricultura. 2006.

DRUMOND, M. A. et al. Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. (Coord.). **Workshop avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma caatinga**. Petrolina:, 2000. p. 1-23. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/caatinga>>. Acesso em: 2 fev. 2014.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água**. 2º Ed. Porto Alegre. 189p. 2012.

FERREIRA, R. A. et al. As áreas ciliares na região do baixo rio São Francisco: processo de ocupação e sua recuperação. In: LUCAS, A. T.; AGUIAR NETTO, A. de O. (Org.). **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 2011. cap. 4, p. 85-126. 2011.

KAGEYAMA, P; GANDARA, FB. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, RR; LEITÃO FILHO, HF. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; FAPESP, p. 249-269. 2001.

LEAL, I.R.; SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M.; THOMAS, E.L. Mudando o curso da conservação da biodiversidade da caatinga do nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 139-146. 2005.

LEAL, I.R. et al. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In: **Ecologia e Conservação da caatinga**. LEAL, I.R., TABARELLI, M., SILVA, J. M. C. da (Ed.). Recife: Editora da UFPE, 2003.

LIMA, K. D. R. **Avaliação de espécies arbóreas e técnicas de plantio para recuperação de áreas degradadas por exploração de piçarra na caatinga**. 2012. 82f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal Rural do Semiárido. Mossoró, RN, 2012.

LUCAS, A. T.; AGUIAR NETTO, A de O. (Org.). **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 312 p. 2011.

MARIANO, K. R. S. **Composição, Estrutura e Funcionamento da Vegetação em um Gradiente de Mata Ciliar no submédio São Francisco, Bahia, Brasil**. 2011. 247p. Tese (Doutorado) - Departamento de Ciência Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, 2011.

MARROQUIM, P. M. G. **Florística e fitossociologia do estrato arbustivo arbóreo de um fragmento de mata ciliar na região do baixo São Francisco**. 2011. 50 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2011.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda fácil, 2001, 143 p.

MELO, F.P.L.; BASSO, F.A.; SIQUEIRA FILHO, J.A. Restauração ecológica da Caatinga: desafios e oportunidades. In: **A flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação**. SIQUEIRA FILHO, J.A. . I ed. Rio de Janeiro, 552p. il. cap. 11. p.396-421. 2012.

NASCIMENTO NETO, J.H. Aplicação de técnica restauradora de caatinga no Seridó da Paraíba, Brasil. 2016. 48f. Monografia. Universidade Federal de Campina Grande. 2016.

NASCIMENTO, C. E. S. **Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (sw) dc. nas planícies aluviais da caatinga**. 2008. 115 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2008.

OLIVEIRA, B. F. D. **Padrões distintos de congruência climática em duas espécies invasoras de prosopis em Zonas Semi-Áridas da América do Sul.** 2012. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2012.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de Algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 20, p. 887-898, 2006.

PEREIRA, R. A. et al. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e do avanço de *Prosopis juliflora* (SW) DC numa área de caatinga. **RAÍZ GA**, Curitiba, v. 28, p. 154-180, 2013.

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

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, M. do S. B. Desertificação no Nordeste do Brasil. In. **Anais... CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**. Recife. Palestra... CD-ROM. Recife: UFPE/SBCS, 2005.

SIQUEIRA FILHO, J.A. A extinção inexorável do rio São Francisco. **A flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação..** I ed. Rio de Janeiro, 552p. il. Cap. 1 p.25-65. 2012.

SOARES, D. B. **Degradação ambiental no semiárido pernambucano: contribuição ao estudo da desertificação.** 2012. 70 f. : il. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco – Recife. 2012.

SOUTO, J. S. et al. Nucleating technique used for ecological restoration in the semiarid region of Brazil. **Anais... The European Conference on Ecological Restoration** September České Budějovice, Czech Republic, p. 93. 2012.

UNCCD. **Convenção das Nações Unidas para o Combate à Desertificação.** 1998. Disponível em: <<http://www.unccd.int/>>. Acesso em: 07 de abril de 2015.

VIEIRA, H, dos S. **Recomposição vegetal utilizando a regeneração artificial, com e sem irrigação, em áreas ciliar do alto Sertão Sergipano.** 2012. 51 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 2012.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A restauração ecológica tem avançado como área da ciência com maior aporte de pesquisas e também nas ações práticas em diversas partes do mundo na busca de um desenvolvimento sustentado (YOUNG, 2005; CHAZDON, 2008; NELLEMAN, CORCORA, 2010; OLIVEIRA, 2011). Ocorreram inúmeros progressos em regiões do mundo com a restauração de terras degradadas de forma a evitar a perda do ecossistema florestal (CHAZDON, 2008; RODRIGUES et al., 2009; NEWTON et al., 2012). No entanto, existem inúmeros desafios a serem focados pela ciência da restauração, com o objetivo de mostrar a eficiência de suas técnicas na restauração dos serviços do ecossistema e da biodiversidade (CHAZDON, 2008; BULLOCK et al., 2011).

De acordo com a SER (Society for Ecological Restoration International), a restauração ecológica pode ser entendida como “*uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação a sua saúde, integridade e sustentabilidade*”, a definição estabelecida por esta entidade ao termo é “*Restauração Ecológica é o processo de assistir a recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído* (SER, 2004). Para Palmer (2006), a restauração ecológica pode ser entendida como a prática de restauração de sistemas ecológicos degradados.

Oliveira (2011) faz uma avaliação cronológica com base na literatura científica da época, sobre a definição do termo Restauração Ecológica, entre os anos de 1980 e 2009, e destaca que muitas definições são ambiciosas por demais, não refletindo a prática da restauração, mas sim uma condição desejada. De acordo com essa autora, muitos conceitos estavam inicialmente mais focados na questão de recriar os ecossistemas originais de referência antes do distúrbio, nas áreas sob intervenção de ações de restauração. Porém, a partir dos anos 2000, os conceitos caminham no entendimento de auxiliar a recuperação, ou buscar um estado mais próximo quanto possível do original, tornando os objetivos da restauração mais factíveis.

Aronson et al. (2011), vê a restauração ecológica como a aplicação prática da ecologia da restauração, área nova e emergente dentro da ciência. Estes autores

registram que a restauração ecológica tem sido amplamente utilizada em diferentes regiões do Brasil na reversão do processo degradativo e como forma de potencializar a conservação da biodiversidade e a prestação dos serviços e bens ecossistêmicos.

A restauração ecológica dentro de uma visão estática focada a entender a estrutura, composição e processos ecológicos dos ecossistemas naturais de referência em um determinado momento, para depois tentar reconstituí-los ou mantê-los em ambientes que foram alterados e/ou degradados, corre o risco de não atingir os objetivos e ter insucesso (HOBBS; HARRIS, 2001). Para Choi (2004), o novo paradigma para a restauração está em estabelecer: i) objetivos factíveis e dinâmicos para um ambiente futuro, e não passado; ii) que assuma a possibilidade de múltiplas trajetórias, dada à natureza imprevisível de comunidades ecológicas e ecossistemas; iii) que aborde escalas mais amplas, como as de ecossistemas e paisagens; iv) que inclua a avaliação do progresso da restauração com critérios específicos, baseados em inferências quantitativas, e v) que considere a necessidade de monitoramento a longo prazo das ações de restauração.

Reis et al (2014) vê como tendência atual da restauração ecológica o uso de técnicas embasadas na conservação da biofuncionalidade e no resgate das interações entre os organismos do sistema. Segundo estes autores, a restauração busca possibilitar que nas áreas degradadas e perturbadas ocorram processos mais naturais de sucessão ecológica aumentando a resiliência destes ambientes. Para diversos autores a restauração foi tida como utópica e algo impossível de ser realizada, pois muitas vezes não se tem o conhecimento necessário do ambiente antes da degradação, próximo ao que era original (BARBOSA; MANTOVANI, 2000; RODRIGUES; GANDOLFI, 2001).

Definir metas e objetivos claros para a restauração é um ponto crucial, pois estas irão influenciar as ações do ponto de vista técnico e econômico, e a escala de avaliação e monitoramento dos resultados, se a curto, médio ou longo prazo (HOBBS e HARRIS, 2001; CHOI, 2004; CHAZDON, 2008). De acordo com Suding (2011), menos de 50% dos projetos de restauração apresentam claramente definidos os objetivos e tem algum instrumento de avaliação quantitativa para inferir sobre o sucesso do projeto. Para o planejamento das ações de restauração de forma a tornar mais claras as suas metas, objetivos e a definição da estratégia de restauração a ser adotada, deve-se levar em consideração a resiliência do ecossistema, os diferentes níveis de degradação em função do histórico de uso da terra e o contexto da paisagem

(HOLL; AIDE, 2011). Pode-se entender o termo resiliência do ecossistema como o tempo com o qual um ecossistema recupera as funções e a estrutura inicial após um distúrbio (HOLL e AIDE, 2011). Para Westman (1978), a resiliência pode ser definida como a habilidade de um ecossistema natural em, após distúrbio, retornar à condição anterior sem intervenção humana.

Ainda existem inúmeras limitações metodológicas para a restauração de ecossistemas degradados e alterados. Entretanto, ao buscar o retorno e a similaridade destes ecossistemas às condições próximas de sua origem, percebe-se que a composição, estrutura e as interações que moverão este processo são mutáveis, minuciosas e não poderão ser totalmente recriadas (CHAZDON, 2008; BULLOCK et al., 2011; REIS et al., 2014). Um dos princípios da ciência de restauração ecológica ancora na teoria da sucessão ecológica com a perspectiva de entender a dinâmica de desenvolvimento vegetacional que poderá facilitar o ecossistema a se auto-recuperar, com o mínimo de intervenção humana (SOUZA; BATISTA, 2004; RODRIGUES et al., 2007; REIS et al., 2014).

A restauração ecológica encontra-se a frente de desafios metodológicos, pois não existe um procedimento padrão, um passo-a-passo comum a todas as situações diversas de degradação e dos ecossistemas locais, e cada caso é único (RODRIGUES et al., 2007, 2011; BAKER; ECKERBERG, 2016). Reverter os processos de degradação por meio de iniciativas de restauração requer investimentos em pesquisas e ações práticas que gerem metodologias que tornem viáveis a restauração ecológica em larga escala (ARONSON et al., 2011; BAKER e ECKERBERG, 2016).

Trazer para a prática da restauração ecológica os conhecimentos da forma como o ecossistema se auto-organiza, seus componentes, fluxos de energia e matéria é uma tarefa complexa, mas necessária para o sucesso das ações empreendidas (BECHARA, 2006; REIS et al., 2014).

2.2 RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE ÁREAS DEGRADADAS NA REGIÃO DA CAATINGA

As regiões secas no Brasil, de clima semiárido e sub-úmido, principalmente no nordeste e norte de Minas Gerais, com vegetação de caatinga sofrem com a pressão de uso sobre os seus recursos naturais, que leva à simplificação da estrutura e

redução da diversidade destes ecossistemas (DRUMOND et al. 2000, RODAL et al., 2008, PEREIRA; SOARES, 2012). O semiárido brasileiro, uma das regiões secas mais densamente povoadas do mundo, tem uma vegetação seca com elevada diversidade de espécies distribuídas em diferentes fitofisionomias da caatinga (ANDRADE LIMA, 1981; RODAL; SAMPAIO, 2002; LEAL et al., 2003). Porém, toda essa biodiversidade sofre sérios riscos, com extinção de espécies e depauperação dos seus recursos frente às atividades agrícolas, minerárias, extrativistas e pecuárias que são desenvolvidas de forma insustentável, com expressiva redução da sua cobertura original (CASTELLETTI et al., 2004).

Entender como as florestas tropicais secas suportam os impactos ambientais de seu uso contínuo, mantendo sua diversidade e funções possibilita a prática mais adequada de restauração. Muitas formas de uso têm intensificado a degradação neste bioma, como a alta exploração de lenha como fonte de energia (que chega a mais de 10 milhões de m³), o sobrepastoreio do rebanho de animais, principalmente muares e caprinos e a prática de queima na agricultura de subsistência (GARIGLIO et al. 2010). O sobrepastoreio pelo rebanho de animais exerce uma pressão sobre a vegetação, dificultando a regeneração das espécies e alterando processos ecológicos ao provocar danos no banco de sementes do solo (CAVALCANTI, 2011). Há um impacto na estrutura e composição da vegetação da caatinga por diversos fatores que atuam de forma sinérgica na simplificação e homogeneização, impactando principalmente no componente regenerante e plantas jovens da caatinga. Entre esses fatores a diminuição de propágulos de espécies nativas e a pouca presença de dispersores da fauna silvestre.

A caatinga possui grande diversidade de espécies de diferentes formas de vida (LEAL et al., 2003; ARAÚJO, 2009). A restauração de ecossistemas em regiões secas não pode ser simplesmente a cópia de modelos ou técnicas desenvolvidas para a região de florestas tropicais úmidas, pois estas podem não garantir os mesmos resultados em condições menos favoráveis (VIEIRA; SCARIOT, 2006)

A restauração ecológica de áreas degradadas, neste bioma apresenta maiores dificuldades, visto a carência de pesquisas com métodos práticos mais acertados para a região. Alguns fatores limitantes que, em parte, podem ser atribuídos às condições climáticas mais severas, com a menor disponibilidade de água e maiores temperaturas, criam condições mais críticas as ações de recuperação.

A ecologia de regeneração em florestas sazonalmente secas tem mecanismos próprios que devem ser elucidados para entender a dinâmica nestas comunidades (RODAL, 2008; ARAÚJO, 2009) e melhor prover os métodos de restauração. Lima et al. (2008), estudando a chuva de sementes em vegetação do semiárido, observou que não ocorreu correlação da deposição de sementes com a precipitação, sendo um evento sazonal, com mecanismos de dispersão principalmente não bióticos. Ao contrário do que Araújo; Ferraz (2003), concluíram estudando o banco de sementes na caatinga, em que a densidade de sementes tem uma relação direta com os totais pluviométricos no ano. Os processos ecológicos como regeneração natural (GROMBONE-GUARATINI, 1999), chuva de sementes (SOUZA, 2014) e banco de sementes (CERDA; GARCÍA-FAYOS, 2002; PESSOA, 2007), em áreas alteradas de florestas secas, poderão ser comprometidos em função dos níveis de distúrbios, dificultando ainda mais as ações de recuperação (SOUSA et al., 2006).

O processo de facilitação em regiões secas pode ter um papel importante dentro da estruturação de habitats mais favoráveis às espécies (MEIADO, 2008). É comum ver em regiões semiáridas muitas espécies herbáceas crescerem sobre o solo abaixo das copas de indivíduos arbustivo-arbóreos (FOWLER, 1986). Nestes microsítios há uma maior disponibilidade de água e nutrientes no solo (CALLAWAY et al., 1991; MEIADO, 2008). A germinação e estabelecimento inicial de espécies abaixo do dossel, em condições de clima seco, foram favorecidos, pois há uma menor incidência de luz solar direta e maior umidade do solo (VIEIRA; SCARIOT, 2006). Porém, as plantas estabelecidas em condições de pleno sol tiveram maior crescimento. Dessa forma estes autores recomendam podar a vegetação adulta ao lado das plantas estabelecidas de forma a estimular o seu crescimento.

Nas regiões áridas e semiáridas da China, campos de pastagens naturais sofrem forte pressão de uso, favorecendo a desertificação destas áreas, processo que pode ser catalisado pelos efeitos climáticos com aumento da temperatura e diminuição das chuvas (REN, 2008). Nestas regiões, muitas ações de recuperação foram feitas por meio de plantios de espécies arbóreas, que não obtiveram resultados favoráveis, pois a água é um fator limitante e a vegetação arbórea não se sustenta.

As ações de restauração devem buscar aumentar a resiliência da área em restauração (REIS et al., 2014), para que estas, ao sofrer um distúrbio, absorvam este impacto e mantenham-se estáveis dentro da sua funcionalidade e diversidade. A frequência, intensidade e duração dos distúrbios irão afetar a resistência e resiliência

dessa área em nível de espécie e da comunidade ao longo tempo. Santos (2014), observando o comportamento e a resiliência de mudas de duas espécies da caatinga: *Poincianella pyramidalis* (Catingueira) e *Anadenanthera colubrina* (angico) submetidas a estresse hídrico, concluiu que estas são resilientes. As duas espécies teriam capacidade de recuperação após períodos de seca intercalados com períodos de disponibilidade hídrica, sendo a Catingueira mais susceptível à deficiência de água. O conhecimento do comportamento ecológico das espécies que ocorrem nesta região possibilitaria ações de recuperação mais exitosas.

A recuperação de matas ciliares degradadas ao longo da Bacia do rio São Francisco é crucial na busca de reverter o quadro de degradação destas áreas (FERREIRA et al., 2011). De acordo com estes autores tem-se poucas experiências de restauração ao longo das áreas degradadas, concentradas no baixo curso entre os estados de Sergipe e Alagoas. Nesta região, estudos de casos de modelos de recuperação da mata ciliar por meio de plantio de mudas de espécies nativas regionais são apresentados por Ferreira et al. (2011). As espécies plantadas foram agrupadas em grupos ecológicos baseados na sucessão ecológica com espécies de crescimento rápido e de crescimento lento.

O agrupamento funcional de espécies sem parentesco filogenético ou taxonômico, similares em um conjunto de características e que respondem de forma semelhante a um fator ambiental (abiótico ou biótico) define o que são grupos funcionais de plantas (PILLAR; SOSINSKI, 2003; REICH et al., 2003). Os agrupamentos funcionais poderão ser aplicados como forma de utilizar a diversidade de espécies dentro da restauração funcional dos ecossistemas. A definição na composição de espécies por grupos funcionais pode evitar redundâncias e potencializar os efeitos das espécies implantadas (WALKER, 1992). No entanto, de acordo com a SER (2004), a redundância, que seria a presença de várias espécies com funções similares dentro da dinâmica do ecossistema, pode ajudar a manter a saúde do ecossistema, pois na ausência de uma espécie outra assume a função frente a distúrbios e mudanças do ambiente.

Para a vegetação da caatinga, existem grupos funcionais fenológicos de plantas conforme estabelecidos por Lima (2010), que são: as espécies decíduas de baixa densidade (DBDM), decíduas de alta densidade da madeira (DADM) e espécies sempre-verdes (SV). Azevedo (2014), pesquisou os grupos fenológicos já estabelecidos para espécies lenhosas da caatinga, avaliando se ocorre alocação

diferenciada de recursos entre raiz e parte aérea de plantas jovens destes grupos, sobre condições de maior ou menor disponibilidade hídrica. De forma geral, observou que condições de menor disponibilidade hídrica reduzem o desenvolvimento das plantas nos grupos. Para as DBDM, este autor observou maior alocação de recursos em biomassa de raiz grossa, com menor proporção de biomassa de folhas. Já nos demais grupos (SV e DADM) ocorreram maior investimento em raízes finas. Diante destes resultados, propôs o reagrupamento dos três em dois grupos pelas características morfofuncionais de raiz e parte aérea, sendo o grupo de espécies de alta densidade de madeira (ADM) que junta os anteriores (DADM e SV) e mantendo o grupo das DBDM.

Conhecer e identificar esses grupos funcionais para a restauração ecológica pode levar a maior sucesso dos projetos, uma vez que em regiões secas a disponibilidade de água é um dos principais fatores limitantes. A seleção adequada de grupo de espécies em função do tipo e intensidade de fatores limitantes pode levar a maior sobrevivência, crescimento e interações ecológicas, conhecendo os mecanismos adaptativos utilizadas pelas espécies frente a estes fatores e distúrbios (ACKERLY, 2004).

Dentre os objetivos propostos para a restauração em escala de paisagem na caatinga, garantir um fluxo mínimo entre os fragmentos de vegetação natural, com maior conectividade entre estas áreas, poderá contribuir para a manutenção da diversidade genética em áreas restauradas. Santana et al. (2008), pesquisando a diversidade genética de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong., no baixo rio São Francisco, estabeleceram estratégias para coleta de sementes e produção de mudas, garantindo maior variabilidade genética das populações dentro de áreas restauradas.

Um dos fatores limitantes aos projetos de restauração dentro do semiárido brasileiro é a ocorrência de secas extremas em períodos prolongados. Eventos extremos têm alta capacidade de modificar em escalas regionais e locais a condição de biodiversidade e funcionalidade do ecossistema (PRADO, 2003. REICH & LAKE, 2015); devendo ser incorporada à probabilidade de sua ocorrência no planejamento de projetos de restauração.

Previsões climáticas prevêm o aumento da aridez para a região da caatinga (NOBRE, 2011), isso pode aumentar a frequência e duração de eventos de secas prolongadas. Nestas condições, devem-se buscar estratégias que poderiam mitigar

ou minimizar os efeitos de eventos extremos sobre as ações de restauração, aumentando a chance de sucesso. A seca prolongada leva à diminuição da cobertura e umidade do solo, maior mortalidade das espécies vegetais nativas, favorecendo que espécies não nativas mais adaptadas possam colonizar e dominar o ambiente.

Em condições de mudanças climáticas mais acentuadas para a região da caatinga, com aumento de temperatura e diminuição da precipitação, a manutenção da biodiversidade pode ser comprometida (OYAMA; NOBRE, 2003). Isto pode mudar padrões de distribuição e de diversidade de espécies, chegando, em casos mais extremos, a favorecer a desertificação de áreas mais susceptíveis (PRADO, 2003; LEAL et al., 2003). Restaurar as áreas degradadas com espécies agrupadas pelas características desejáveis. Plantas com mecanismos de adaptação à perda de água em ambientes semiáridos (RODAL; SAMPAIO, 2002), devem ser priorizadas no estágio inicial de restauração, onde se tem forte restrição de água no solo.

2.3 A NUCLEAÇÃO COMO PRINCÍPIO E TÉCNICA DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A tendência atual da restauração tem como pilar o entendimento da complexidade da dimensão e dinâmica natural estocástica dos ecossistemas, com enfoque nos processos que levem à formação de uma comunidade funcional (RODRIGUES et al., 2007, REIS et al., 2014). Nesta visão contemporânea, os eventos aleatórios tem uma dimensão e papel maiores para a garantia de fluxos bióticos e abióticos (REIS et al., 2006). O movimento de matérias e energias entre compartimentos dos ecossistemas, a rede trófica e a migração de espécies são exemplos de fluxos constantes dentro da dinâmica de um ecossistema e devem ser referência para as ações de restauração.

A nucleação como novo paradigma para as técnicas de restauração ecológica ganhou destaque para alguns autores (REIS et al., 2006; BECHARA, 2006; REIS et al., 2014) e está alinhada a esta abordagem contemporânea da restauração. Na visão de Reis et al. (2006), a nucleação possibilita uma maior abertura aos fluxos que se estabelecem dentro do sistema natural, com eventos aleatórios e imprevisíveis. Assim, Reis et al. (2014), estabelecem diversas técnicas como: abrigos artificiais que podem ser feitos com enleiramento de galhadas, coberturas vivas com espécies herbáceas-arbustivas, plantios de mudas e grupos de Anderson, poleiros vivos e

mortos; transposição de solo, banco e chuva de sementes, entremeadas por espaços livres, formando os núcleos. Nesta concepção biocêntrica os núcleos recobririam em torno de 10 a 30% da área degradada e os demais espaços estariam livres para uma complexa rede de interações entre os organismos ao longo do tempo e do espaço (REIS et al, 2014).

O uso de poleiros artificiais ou efeitos de árvores isoladas em áreas degradadas, para aumentar a complexidade estrutural da paisagem, incrementa a chegada de propágulos e sementes, acelerando o processo sucessional (ROBINSON, HANDEL, 1993; BECHARA, 2006; SILVEIRA et al., 2015). As aves têm grande potencial na dispersão de frutos e sementes (McCLANAHAN; WOLFE, 1993), e o uso de poleiros tem demonstrado efeito significativo no aumento da chegada de sementes em áreas degradadas, quando tem se fragmentos florestais como fonte de sementes e uma comunidade de avifauna presente (GUEDES et al., 1997).

Os plantios em grupos de Anderson, técnica que tem como princípio ecológico a facilitação gerada entre o conjunto das espécies (BECHARA, 2006). O conceito de facilitação ou inibição (CONNELL; SLATYER, 1977) dentro da restauração ganha uma atenção especial, pois busca entender dentro da composição e sucessão das espécies, as que favorecem, toleram ou inibem o desenvolvimento uma da outra quando são plantadas juntas. De acordo Aronson et al. (2011), o processo de facilitação pode ser entendido como interação positiva entre organismos que vivem em comunidade, em que pelo menos um dos organismos se beneficia e nenhum é prejudicado. Estes mesmos autores apresentam o conceito para plantas facilitadoras da regeneração (*Nurse plants*), como: “*espécies vegetais que conseguem se estabelecer em condições ambientais adversas para as espécies de forma geral, e que amenizam os estresses abióticos sob a copa por meio do sombreamento, acúmulo de matéria orgânica e proteção contra o vento, criando condições mais adequadas para o estabelecimento e recrutamento de outras espécies*”. Interações positivas entre as plântulas de uma espécie e o adulto protetor de outra espécie são comuns e amplamente reconhecidas como “*nurse-plant syndrome*” (CALLAWAY; WALKER, 1997).

Existem plantas descritas por diversos autores que podem ser entendidas como facilitadoras, mas descritas com outros termos, como: espécies chaves, mutualistas-chaves, plantas focais e bagueiras (BECHARA, 2006). Já a inibição iria ocorrer, com espécies que prejudicam o estabelecimento de outras quando juntas em mesmo local

ao longo da sucessão (CONNEL; SLATYER, 1977). Existem inúmeras espécies tidas como inibidoras, a exemplo das plantas exóticas invasoras que inibem o desenvolvimento de outras. Na caatinga, com ampla diversidade de espécies vegetais, faz-se necessário aprofundar o conhecimento das interações biológicas intra e interespecíficas das espécies. Dessa forma, identificar as espécies com potencial de facilitação (MEIADO, 2008).

No semiárido Paraibano, Souto et al. (2012), propõe baseado nos princípios da nucleação a técnica de restauração ecológica chamada de “BOCAJ”. Esta técnica consiste na transposição da serapilheira do solo, coletada abaixo de espécies nativas de interesse, para a área sob intervenção de restauração, em covas (20x15 cm) no espaçamento de 2 x 2 m. Trabalhos de restauração, com o uso desta técnica, tem demonstrado resultados satisfatórios, com a facilitação na germinação e estabelecimento de espécies nativas da caatinga (NASCIMENTO NETO, 2016).

2.4 A IMPORTÂNCIA DO BANCO E CHUVA DE SEMENTES NA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

A ocorrência do processo de regeneração natural em áreas degradadas é a forma mais econômica para a restauração destes ecossistemas alterados (MARTINS, 2001), e mostra a capacidade de resiliência do ambiente. A presença de condições de auto-regeneração em uma área perturbada, como banco e chuva de sementes favorece que a mesma se recupere sem maiores intervenções humanas (PENHALBE e MANTOVANI, 1997; SOUZA et al., 2006). Nessas condições o isolamento do fator de distúrbio e o abandono da área para o processo de sucessão por meio da regeneração natural seriam suficientes (BECHARA, 2006; REIS et al., 2014). Rodrigues et al (2009) aponta dois fatores bastante comuns em áreas de preservação permanente que podem comprometer o estabelecimento da regeneração natural sendo: a presença de gado e atividades agrícolas. O gado promove a compactação do solo pelo pisoteio e as atividades agrícolas, com o tempo, podem destruir o banco de sementes.

O banco e chuva de sementes desempenham importante papel na regeneração natural, após a destruição ou o distúrbio da vegetação (GROMBONE-GUARATINI, 1999; MANTOVANI et al. 2012). A presença, viabilidade e composição do banco de

sementes em uma área degradada são aspectos que devem ser analisados, antes de se adotar um plano para a restauração deste ecossistema degradado (MARTINS, 2001). No banco de sementes há entradas e saídas de sementes, sendo fator determinante para a formação de um estoque que se acumule no tempo, cujo sistema é de grande dinamismo (KAGEYAMA; VIANA, 1991). Em função do histórico de uso da área e da intensidade de distúrbios, tem-se um número limitado de sementes de espécies arbóreas viáveis no banco de sementes. Gasparino et al. (2006), em ambiente ciliar com histórico de uso agrícola e pastagem, registraram número de sementes por metro quadrado maior para espécies herbáceas (gramíneas), com baixa disponibilidade de sementes de espécies arbóreas no banco de sementes do solo

A chuva de sementes, por meio dos processos dispersivos que propiciem a chegada de sementes alóctones para a construção do banco de sementes do solo será potencializada em condições da paisagem em que a matriz é florestal (MARTINS, 2012). A restauração de áreas degradadas, com histórico de uso intensivo do solo, quando em uma matriz não florestal terá pouco ou nenhum apoio dos processos ecológicos que promovem a regeneração natural, como o banco de sementes do solo e da chuva de sementes (MARTINS, 2012). A fragmentação florestal tornou-se um problema para a conservação da biodiversidade e para as ações de restauração, uma vez que não se encontram fragmentos florestais que servirão de fontes primárias de propágulos de espécies vegetais (LEAL et al., 2003; JESUS, 2013). Neste cenário, muito das iniciativas para induzir o processo de recuperação, não podem contar com a regeneração natural, e por isso, lançam mão de técnicas silviculturais de plantio de espécies florestais arbóreas nativas e exóticas. O plantio de espécies exóticas, segundo Espindola et al. (2004), pode impedir a sucessão por não favorecer as interações interespecíficas entre as espécies do ecossistema, ou mesmo, ao se tornar uma espécie invasora colocando em risco as espécies nativas.

Em áreas que sofreram poucas perturbações e ainda apresentam processos ecológicos como banco de sementes, de plântulas, rebrota e chuva de sementes, a condução da regeneração natural torna-se viável, sendo necessário isolar as fontes de distúrbios com a construção de aceiros e cercas de isolamento (RODRIGUES, 2002; MARTINS, 2012). Como práticas de condução, a capina (química ou mecânica) e o coroamento para evitar a competição das espécies exóticas invasoras, como as gramíneas com várias espécies de Capim (RODRIGUES et al., 2009).

2.5 BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO: DESERTIFICAÇÃO E IMPACTOS SOBRE AS MATAS CILIARES

A bacia hidrográfica do rio São Francisco abrange sete Unidades da Federação (Minas Geras, Goiás, Distrito Federal, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe) com área de 639.219 km², correspondente a 7,5% do território nacional (BRASIL, 2009). O Estado de Pernambuco possui 10,9% da área da bacia hidrográfica do rio São Francisco, localizada na região do submédio São Francisco. Esta região há muitos anos vem sofrendo fortemente com a antropização e degradação dos seus recursos naturais, sendo evidenciado por Vasconcelos Sobrinho (1978, 1983), inícios de áreas em desertificação.

O processo dinâmico de desertificação em regiões semiáridas no Brasil tem avançado, com a degradação acentuada dos solos (DRUMOND et al., 2000; SOARES, 2012). No submédio São Francisco, áreas submetidas a um processo intenso de degradação e desertificação foram levantadas na década de 1990, apontando para o estado de Pernambuco o Núcleo de Desertificação de Cabrobó (SOARES, 2012). Este núcleo compreende os municípios de Cabrobó, Floresta, Carnaubeira da Penha, Itacuruba e Belém de São Francisco, com extensão de 8.573,02 Km², e população rural de 38.277 habitantes (MMA, 2007), em meio à área semiárida do Sertão de Pernambuco.

De acordo com Sampaio et al. (2003), nesta região os trabalhos pioneiros de Vasconcelos Sobrinho (1978, 1983) identificaram manchas localizadas de degradação. Fato decorrente, principalmente das condições climáticas e edáficas destes ambientes, com solos rasos e arenosos de baixa disponibilidade hídrica e a presença de longos períodos secos.

Perez-Marin et al. (2012), descreve a área deste núcleo localizado no sul do Estado de Pernambuco, região fitogeográfica do Sertão Central, nos municípios de Cabrobó, Orocó, Santa Maria da Boa Vista, Belém do São Francisco, Salgueiro, Parnamirim, Itacuruba, Petrolina, Afrânio, Ouricuri, Araripina e Floresta. A área afetada é de 4.960 km², com 24 mil habitantes. Para estes autores, as principais causas do processo de desertificação têm sido atribuídas ao sobrepastoreio, desmatamento e salinização do solo. Segundo Sampaio et al. (2003), para o núcleo de Cabrobó fica difícil estabelecer a relação de causas, pois são vários fatores

atuando conjuntamente. Para Dunck (2010), entre os principais fatores humanos que, contribuem com o risco de desertificação no núcleo de Cabobró, podem ser: i) desmatamento da caatinga, agricultura e pastagem; ii) corte de lenha para carvão e iii) sobrepastoreio pelo rebanho de caprino e ovinos adaptados a região.

Soares (2012), elenca fatores que contribuem para o processo de desertificação no semiárido Pernambucano, e estabelece os motivos da degradação ambiental. Para este autor a suscetibilidade natural desta região ao processo de desertificação, além de estar relacionado aos fatores abióticos, tem estreita relação de correspondência à forma de uso inadequado dos recursos naturais.

As formas de cultivo praticadas em regiões semiáridas devem atentar para a convivência com as condições naturais, limitantes, estabelecendo tecnologias para maximizar produção, só que por outro lado, minimizar os impactos sobre os recursos naturais e garantir a funcionalidade deste agroecossistema. De acordo com Soares (2012), as técnicas de irrigação empregadas na região semiárida, por sulco e por inundação, no cultivo de cebola (*Allium cepa* L.) e arroz (*Oryza sativa* L.), sem a implantação de um sistema artificial de drenagem favorecem o processo de salinização / sodificação. Visto que, solos cultivados sem este manejo adequado, pode apresentar maiores valores de Condutividade Elétrica do extrato de saturação (CEes) e de Porcentagem de Sódio Trocável (PST). No nordeste, cerca de 30% das áreas irrigadas ao longo dos rios e riachos intermitentes, principalmente de solos aluviais, apresentam problemas de salinidade (GÓES, 1978; LIMA, 2004), ocasionando a perda da cobertura vegetal.

A cobertura vegetal nas formações ciliares da caatinga são complexas e com elevada diversidade e associações de espécies (ARAÚJO, 2009; SOUZA; RODAL, 2010). Um dos fatores, responsáveis por esta variação de composição e estrutura, são os gradientes de umidade e solos promovidos pela declividade do terreno. Mariano (2011), evidencia por meio de compilação de resultados de outras pesquisas em vegetação ciliar do submédio São Francisco (NASCIMENTO et al., 2003; NASCIMENTO, 2008; ARANHA et al., 2010), a ocorrência de gradiente florístico da margem do rio para áreas mais afastadas deste, em função das condições edáficas e do regime hídrico.

Araújo (2009), estudando a composição florística de matas ciliares na região do submédio São Francisco registrou 33 famílias botânicas com 59 espécies, sendo as famílias com maior riqueza Cactaceae (6 espécies), Euphorbiaceae (6 espécies) e

Convolvulaceae (5 espécies). Esta autora indica a utilização de *Trischidium molle* (Benth.) H.E. Ireland (Fabaceae), *Piptadenia moniliformis* Benth. (Mimosaceae), *Albizia inundata* (Mart.) Barneby e J.W. Grimes (Mimosaceae) e *Triplaris pachau* Mart. (Polygonaceae) na restauração de matas ciliares da caatinga, com especial atenção as duas últimas espécies relacionadas que, são registradas em baixas densidades na vegetação remanescente dentro desta bacia hidrográfica.

2.6 INVASÃO BIOLÓGICA DE ESPÉCIES EXÓTICAS EM ÁREAS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO

Espécies exóticas invasoras são mais competitivas frente a espécies nativas nos ambientes em que colonizam, formando populações adensada de indivíduos e ocupando grandes áreas (VALÉRY et al., 2008). Quando estas espécies se estabelecem em novas áreas, de início pode não haver predadores o que, favorece a sua maior densidade populacional, com aumento dos efeitos negativos destas espécies sobre as espécies nativas. Estes efeitos podem ocorrer sobre os indivíduos de uma espécie, em questão, levando a sua população em declínio, ou mesmo a extinção local, ou sobre a comunidade alterando a composição e estrutura fisionômica.

Muitas áreas que necessitam de intervenções de restauração são pastagens degradadas formadas por espécies exóticas ou áreas degradadas que estão invadidas por outras exóticas, sendo este um problema dentro da conservação e restauração ecológica. Atualmente na restauração florestal uma das soluções para o controle da invasão de espécies exóticas é o uso de herbicidas. Essa prática é questionável visto aos possíveis impactos que pode causar ao ecossistema, quando feita de forma não adequada. A contaminação de recursos hídricos e do solo pelos herbicidas, em função da exsudação de parte do princípio ativo pelas raízes ou por meio da deriva no momento da aplicação (NAVE et al., 2009).

Quanto a problemas práticos para a restauração, ainda é um grande desafio o controle de gramíneas exóticas nas áreas degradadas. Métodos de controle para evitar a competição destas espécies com as mudas ou regenerantes de espécies nativas nas áreas em restauração são ineficientes, em grande parte dos casos. Martins (2011), testando diferentes métodos para controle da gramínea exótica

Urochloa decumbens Stapf. em área de restauração com plantio de mudas, na área total, não obteve resultados positivos, com uso de espécies de adubação verde, para promover a cobertura do solo e diminuir a cobertura da gramínea. O método com melhor resultado foi à aplicação de herbicida na instalação e nas manutenções.

O plantio das espécies florestais de grupos funcionais, de rápido crescimento, visando o sombreamento das gramíneas exóticas invasoras é metodologia frequente, para tentar contornar esse problema (RODRIGUES et al. 2009), mas muitas vezes, sem sucesso. Muitas gramíneas exóticas são eficientes competidoras levando a inibição do estabelecimento e crescimento das espécies nativas.

No nordeste do Brasil, Nascimento (2008) faz um registro histórico de como a Algaroba foi introduzida, sendo no Estado de Pernambuco, no município de Serra Talhada em 1942 (AZEVEDO, 1961) e no Estado do Rio Grande do Norte no município de Angicos em 1948 (AZEVEDO, 1961). Esta espécie é originária do norte da América do Sul, América Central e Caribe (PASIECZNIK et al., 2004) e foi introduzida no bioma caatinga, com objetivos de fornecimento de alimentos para as criações de animais (AZEVEDO, 1961). Após a introdução, teve-se rápida expansão dentro desta região em áreas baixas próximas aos cursos d'água (matas ciliares) formando povoamentos monodominantes e adensados (PEGADO et al., 2006; NASCIMENTO, 2008). Nascimento (2008), estudando o comportamento invasor de Algaroba estimou que, cerca de 500 mil hectares estejam invadidos pela espécie no bioma caatinga. Pegado et al. (2006), avaliou o efeito da invasão biológica de Algaroba na caatinga do Estado da Paraíba. Estes autores concluíram que a espécie forma densos agrupamentos, com dominância relativa de até 90%, afetando a composição florística e a estrutura do componente arbóreo-arbustivo e da regeneração natural de forma drástica.

As ilhas do rio São Francisco, historicamente, foram utilizadas para a agricultura e pecuária por muito tempo, sendo ainda, nos dias atuais grande parte de suas áreas convertidas para usos agropecuários, principalmente nas áreas de mata ciliar (LUCAS; AGUIAR NETO, 2011). A ilha do Jatinã, onde localiza-se a Estação Experimental do IPA (Instituto Agrônomo de Pernambuco), em Belém de São Francisco - PE, com base nos relatos de moradores locais (nascidos na década de 1940), teve-se a prática recorrente de uso das terras mais próximas ao rio. Nestas áreas faziam-se plantios de culturas anuais, principalmente arroz e cebola, e criação de animais domésticos (galinhas, porcos, bovinos e caprinos). No início da década de 1970 foi introduzido na ilha a espécie exótica Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.),

por meio de plantio de algumas mudas, às margens de acesso de estradas. A partir dos anos de 1980, pelos relatos dos moradores, é que a Algaroba se espalhou ocupando as áreas de atividades agrícolas e criação de animais que eram abandonadas.

Nesta região, do Sertão do São Francisco, existiam iniciativas de introdução da Algaroba nesta época, como opção para o desenvolvimento regional. Foram introduzidos alguns núcleos de Algarobas nos municípios de Barreiras – BA e Petrolândia - PE, no posto agrícola do Icó pelo DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra as Secas. No município de Belém de São Francisco foram plantadas mudas de Algaroba no Projeto do Assentamento Antecipado de Irrigação de Manga de Baixo, da CHESF - Companhia Hidro Elétrica do São Francisco.

A veracidade destes relatos, com a introdução da Algaroba no município de Belém de São Francisco – PE e na região, podem ser comprovadas fazendo um paralelo com o registro histórico, da introdução da Algaroba, no nordeste feito por outros trabalhos científicos. De acordo com Gomes; Barbosa (2008), no ano de 1961, o então ministro da agricultura, Dr. Costa Porto, aprovou um programa de algarobeira para o Nordeste que foram produzidas 6 milhões de mudas, sendo que destas 3,5 milhões foram distribuídas e plantadas nos municípios do semiárido.

Atualmente em todo o perímetro da mata ciliar e para o interior de várias das ilhas, neste trecho do submédio São Francisco, é observada a presença de populações adensadas de Algaroba, em diferentes idades. Os Algarobais nas Ilhas, são cortados pelos moradores locais para a produção de carvão, sendo esta atividade, uma das principais fontes de renda da população. O processo de carvoejamento é realizado em fornos de trincheiras (buracos no solo), localizados principalmente à margem do rio para facilitar o transporte do carvão para fora das ilhas. As cavas dos fornos de trincheira feita nos solos da margem tornam se focos de erosão, com carreamento de solo para dentro do leito do rio.

Os moradores das ilhas tem como prática, a coleta dos frutos (vagens) da Algaroba, comercializados na feira local, outra importante fonte de renda para os moradores locais. Esta atividade desenvolve-se ao longo de quase todos os meses do ano, com os indivíduos de Algaroba produzindo frutos, nas áreas das ilhas, ao longo do ano, com maior concentração, entre os meses de outubro a março.

O conhecimento sociobiológico das espécies invasoras da bacia hidrográfica do rio São Francisco é necessário para a tomada de decisões, quanto à medida de controle, manejo e adoção de estratégias de restauração a serem implantadas.

3. REFERÊNCIAS

ACKERLY, D. D. Functional traits of chaparral shrubs in relation to seasonal water deficit and disturbance. **Ecological Monographs**, v. 74, p. 25-44. 2004.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P.H.S. Concepts and definitions linked to science and practice of ecological restoration. **IF.Sér.Reg.** n. 44 p. 1-38. 2011.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica** 4: 149-163. 1981.

ARANHA, B. A.; LIMA, P. C. F.; SOUZA, S. C. P. M. Análise da estrutura e da diversidade de uma vegetação ciliar do rio São Francisco, Petrolina – PE. **Revista do Instituto Florestal**, v. 22, n. 1, p. 1-14, 2010.

ARAÚJO, G.M. de. **Matas ciliares da caatinga: florística, processo de germinação e sua importância na restauração de áreas degradadas**. 2009. 68 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2009.

AZEVEDO, G. **Algaroba**. Rio de Janeiro: Serviço de Informação Agrícola, 1961. 31 p.

BARBOSA, L.M.; MANTOVANI, V.W. Degradação ambiental: Conceituação e base para o repovoamento vegetal. In: WORKSHOP DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS DA SERRA DO MAR E FORMAÇÕES LITORÂNEAS. **Anais...** São Paulo: SMA, 2000.

BAKER, S.; ECKERBERG, K. Ecological restoration success: a policy analysis understanding. **Restoration Ecology**, Vol. 24, No. 3, pp. 284–290. 2016.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura. 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Brasília: MAPA/ACS, 2009. 395 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Impactos sobre a biodiversidade. 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiv/perda.html>>. Acesso em: 28 nov. 2002.

BULLOCK, J.M. et al. Restoration of ecosystem services and biodiversity. **Trends in Ecology and Evolution** 26 (10):541-549. 2011.

CALLAWAY, R.M.; WALKER, L.R. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, v. 78, p. 1958-1965, 1997.

CASTELLETTI, C. H. M. et al. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: J. M. C. Silva, M. Tabarelli, M. Fonseca e L. Lins, editores. **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. p 91–100, 2004.

CAVALCANTI, E. R. Educação ambiental e educação contextualizada com base na convivência com o semiárido. In: **Desertificação e Mudanças Climáticas no Semiárido Brasileiro**. LIMA, R. C. C.; CAVALCANTE, A. M. B.; PEREZ-MARIN, A. M. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido – PB, 209p. 2011.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science** 320:1458–1460. 2008.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. **Ecological Research**, Tokyo, v. 19, p. 75-81, 2004.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist** 111:1119-1144. 1977.

DRUMOND, M. A. et al. Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. (Coord.). **Workshop avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do bioma caatinga**. Petrolina:, 2000. p. 1-23. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/caatinga>>. Acesso em: 2 fev. 2014.

FERREIRA, R. A. et al. As áreas ciliares na região do baixo rio são francisco: processo de ocupação e sua recuperação. In: LUCAS, A. T.; AGUIAR NETTO, A. de O. **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 2011. cap. 4, p. 85-126. 2011.

GARIGLIO, M. A. et al. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 368p. 2010.

GOMES, R.; BARBOSA, A. G. A ecologia política da Algaroba: uma análise das relações de poder e mudança ambiental no Cariri Ocidental – PB. **Anais.. 26ª Reunião Brasileira de Antropologia**, Porto Seguro, Bahia, Brasil. 2008. Disponível em: http://www.abant.org.br/conteudo/ANAIS/CD_Virtual_26_RBA/grupos_de_trabalho/trabalhos/GT%2036/Ramonildes%20Gomes.pdf acesso em: 02 nov. 2016.

GUEDES, M. C.; MELO, V. A.; GRIFFITH, J. J. Uso de poleiros artificiais e ilhas de vegetação por aves dispersoras de sementes. **Ararajuba**, v. 5, n. 2, p. 229-232, 1997.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, Boston, v. 9, n. 2, p. 239-246, 2001.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, 261, 1558–1563. 2011.

LEAL, I.R. et al. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In: **Ecologia e Conservação da caatinga**. LEAL, I.R., TABARELLI, M., SILVA, J. M. C. da (Ed.). Recife: Editora da UFPE, 2003.

LIMA, A.L.A.de. **Tipos funcionais fenológicos em espécies lenhosas da caatinga, Nordeste do Brasil**. 2010. 116f.: il. Tese (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife. 2010.

LIMA, P. C. F. **Áreas degradadas: métodos de recuperação no semi-árido brasileiro**. XXVII Reunião Nordestina de Botânica. Petrolina, 22 a 25 de março de 2004.

LUCAS, A.A.T.; AGUIAR NETTO, A.de O. **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 312 p. 2011.

MARIANO, K. R. S. **Composição, Estrutura e Funcionamento da Vegetação em um Gradiente de Mata Ciliar no submédio São Francisco, Bahia, Brasil**. 2011. 247p. Tese (Doutorado) - Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, BA, 2011.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda fácil, 143 p. 2001.

MARTINS, A.F. **Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu – SP**. Dissertação (Mestrado). ESALQ/USP. 112p. : il. 2011.

MEIADO, M.V. **A planta facilitadora *Trischidium molle* (Benth.) H.E. Ireland (LEGUMINOSAE) e sua relação em comunidade de plantas no semi-árido no Nordeste do Brasil.** 85 p. il.; 2008. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco. 2008.

McCLANAHAN, T. R.; WOLFE, R. W. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. **Conservation Biology**, v. 7, n. 2, p. 279-288, 1993.

NASCIMENTO NETO, J.H. Aplicação de técnica restauradora de caatinga no Seridó da Paraíba, Brasil. 2016. 48f. Monografia. Universidade Federal de Campina Grande. 2016.

NASCIMENTO, C. E. S. **Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (sw) dc. nas planícies aluviais da caatinga.** 2008. 115 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2008.

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

NAVE, A.G. et al. Descrição das ações operacionais de restauração. In: Rodrigues, R.R.; Brancalion, P.H.S.; Isernhagen, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal** – São Paulo, LERF/ESALQ. Instituto BioAtlântica, 256p. : il. 2009.

NELLEMANN, C.; CORCORAN, E. **Dead planet, living planet - biodiversity and ecosystem restoration for sustainable development.** United Nations Environment Programme, GRID Arendal, Norway. 2010.

NEWTON, A. C. et al. Forest landscape restoration in the drylands of Latin America. **Ecology and Society**, 17(1): 21. 2012.

NOBRE, P. Mudanças climáticas e desertificação: os desafios para o Estado Brasileiro. In: **Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro** / Editores, Ricardo da Cunha Correia Lima, Arnóbio de Mendonça Barreto Cavalcante, Aldrin Martin Perez-Marin.- Campina Grande: INSA-PB, 209 p. : il. 2011.

OLIVEIRA, R.E. **O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma mata atlântica.** 2011. 241 f. Doutorado (Doutor em Ciência Florestal). Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – Campus de Botucatu. 2011.

OYAMA, M. D.; C. A. Nobre. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. **Geophysical Research Letter**, 30, 23, 2199. 2003.

PALMER, M. A. Ecological theory and restoration ecology. In: PALMER, M. A.; ZEDLER, J.; HOBBS, R. **Foundations of restoration ecology**. Washington, DC: Island Press, p. 1-10. 2006.

PASIECZNIK, N. M.; HARRIS, P. J. C.; SMITH, S. J. **Identifying tropical Prosopis species: a field guide**. Coventry, UK: HDRA, 36 p. 2004.

PENHALBER, E. de F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 205-220, 1997.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de Algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 20, p. 887-898, 2006.

PEREIRA, M. A.; SOARES, A. M. de. Degradação ambiental e desertificação no semiárido mineiro: um estudo sobre o município de Espinosa (MG). **Revista Geográfica de América Central**, Norteamérica, 2, Feb. 2012.

PRADO, D.E. AS CAATINGAS DA AMÉRICA DO SUL. In: **Ecologia e Conservação da caatinga**. LEAL, I.R., TABARELLI, M., SILVA, J. M. C. da (Ed.). Recife: Editora da UFPE, 2003.

PILLAR, V. D.; SOSINSKI Jr., E. E. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. **Journal of Vegetation Science**, v.14, p.323-332. 2003.

REICH, P.B.; LAKE, P.S. Extreme hydrological events and the ecological restoration of flowing waters. **Freshwater Biology**. 60, 2639–2652. 2015.

REICH, P. B.; WRIGHT, I. J.; CAVENDER-BARES, J. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, 164 (3 Suppl.), v.143-164p. 2003.

REIS, A. et al. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.

REIS, A.; TRES, D.R.; BECHARA, F.C. A Nucleação como Novo Paradigma na Restauração Ecológica: “Espaço para o Imprevisível”. **Anais...** Workshop sobre recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo: avaliação da aplicação e aprimoramento da resolução SMA 47/03. 2006.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, v. 1, p. 28-36, 2003.

ROBINSON, G. R.; HANDEL, S. N. Forest restoration on a closed landfill: rapid addition of new species by bird dispersal. **Conservation Biology**, v. 7, p. 271-278, 1993.

RODAL, M. J. N. F.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. (Ed.). **Vegetação e flora da caatinga**. R caatinga. Recife: CNIP: Associação Plantas do Nordeste, p. 11-24. 2002.

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

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO F^o, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2001.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal** – São Paulo, LERF/ESALQ. Instituto BioAtlântica, 256p.: il. 2009.

SANTOS, CIBELE ALVES DOS. **Grau de resiliência em duas espécies do semiárido submetidas a estresses abióticos**. 2014. 78p. Dissertação (Ciências Florestais). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2014.

SANTOS, J. M. F. F. dos. **Diversidade e abundância inter-anual no componente herbáceo da caatinga: paralelos entre uma área preservada e uma área antropizada em regeneração natural**. 2010. 77 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2010.

SANTOS, P. L. **Semeadura direta com espécies florestais nativas para recuperação de agroecossistemas degradados**. 2010. 76 f. Dissertação

(Mestrado em Agroecossistemas) – Núcleo de Pós-Graduação e Estudos em Recursos Naturais, Universidade Federal de Sergipe, Sergipe. 2010.

SER. Society for Ecological Restoration International. Science & Policy Working Group. 2004.

SILVEIRA, L.P. et al. Poleiros artificiais e enleiramento de galhada na restauração de área degradada no semiárido da paraíba, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 03, n. 03, p. 165-170, jul./set. 2015.

SOARES, D. B. **Degradação ambiental no semiárido pernambucano : contribuição ao estudo da desertificação**. 2012. 70 f. : il. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco – Recife. 2012.

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

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Áreas em desertificação ocorrentes no Nordeste do Brasil**: sua formação e sua contenção. Recife: SUDENE, 1983.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Processo de Desertificação no Nordeste Brasileiro**. Brasília, 1978.

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

YOUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J.. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, 8:662-673. 2005.

WALKER, B.H. Biodiversity and ecological redundancy. **Biological Conservation**, v. 6, p. 18-23, 1992.

WESTMAN, W.E. Measuring the inertia and resilience of ecosystems. **BioScience**, v. 28, p. 705-710, 1978.

CAPÍTULO 1

**AVIFAUNA E O USO DE POLEIROS ARTIFICIAIS E NATURAIS PARA
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM TRECHO DA MATA CILIAR DO RIO SÃO
FRANCISCO, NO SERTÃO DE PERNAMBUCO**

GOMES, JUVENAL MARTINS. AVIFAUNA E O USO DE POLEIROS ARTIFICIAIS E NATURAIS PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM TRECHO DA MATA CILIAR DO RIO SÃO FRANCISCO, NO SERTÃO DE PERNAMBUCO. Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Resumo

Avaliou-se a composição da avifauna e o efeito da utilização de poleiros artificiais (secos) e poleiros naturais (árvores vivas) pelas aves, na restauração de um trecho de mata ciliar degradada do rio São Francisco, na região do Sertão de Pernambuco. A pesquisa foi realizada na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agrônomo de Pernambuco (IPA) em Belém de São Francisco - PE. Em um trecho da mata ciliar em que foram suprimidos os indivíduos da espécie exótica Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.) foram instalados poleiros artificiais secos. Em outra parte da área, os indivíduos arbóreos de Algaroba foram avaliados como poleiros naturais vivos. Debaixo dos poleiros foram instalados coletores de sementes para avaliar a chuva de sementes na área. Coletores de sementes sem poleiros também foram instalados para comparação. O levantamento da avifauna na área foi realizado ao longo de treze meses de observação. Foram identificadas 64 espécies de aves, distribuídas em 34 famílias, sendo a família Tyrannidae a de maior riqueza de espécies (6). Do total das 64 espécies de aves registradas, 38 (55,88%) utilizaram poleiros artificiais secos para pouso. Para a área de Algaroba (poleiros naturais vivos), foram registradas 47 espécies (69,12% do total), sendo que todas as espécies de aves observadas nos poleiros secos, também foram avistadas utilizando-se dos indivíduos vivos de Algaroba como poleiros. Oito espécies foram avistadas somente pousadas nas árvores de Algaroba. A chuva de sementes registradas nos coletores debaixo dos poleiros (secos e vivos), comparada com os coletores sem poleiros foram significativamente diferentes, com a maior densidade média mensal de sementes aportadas com o uso de poleiros ($F= 4,6815$; $p=0,0263$). Do total de sementes registradas nos coletores sob os poleiros 57,10% são zoocóricas, demonstrando a eficiência desta técnica em incrementar o aporte de sementes na área. A Algaroba, representou 36,66% de todas as sementes coletadas em todos os coletores, seguido por três espécies herbáceas de Poaceas, duas identificadas, sendo: *Cenchrus ciliaris* L. (Capim-bufell) com 13,61% e *Chloris barbata* (L.) SW. (Capim-pé-de-galinha) com 11% das sementes registradas e o morfotipo 15 com 12,39% de sementes. Estes dados demonstram os desafios de restauração da área que se encontra muito alterada, com uma chuva de sementes com baixa diversidade de espécies nativas e predominância de sementes de espécies indesejadas. O uso dos poleiros pelas aves e a chuva de sementes registrada debaixo destes enfatiza a importância desta técnica na restauração de matas ciliares da região do submédio São Francisco. Entretanto, há necessidade de pesquisas para avaliar e conseguir adaptar a técnica para as condições semiáridas, levando a uma maior germinação e estabelecimento das espécies vegetais que chegam debaixo dos poleiros. Neste sentido, colocar galharias debaixo dos poleiros sobre o solo, facilita a germinação e estabelecimento das espécies vegetais.

GOMES, JUVENAL MARTINS. AVIFAUNA AND THE USE OF ARTIFICIAL AND NATURAL PERCHES FOR ECOLOGICAL RESTORATION IN THE SECTION OF RIPARIAN FOREST OF SAN FRANCISCO RIVER, IN THE BACKWOODS OF PERNAMBUCO. Advisor: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Comittee: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano and Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Abstract

The composition of the avifauna and the effect of the use of artificial perches (dry) and natural perches (live trees) by the birds were evaluated in the restoration of a section of riparian forest degraded of the San Francisco river, in the region of the backwoods of Pernambuco. The research was carried out at the Experimental Station of the Institute of Agronomic Research (IPA) in Belém de São Francisco. In a section of the riparian forest that were suppressed individuals of exotic species algaroba (*Prosopis juliflora*) were installed artificial dry perches. In another part of the area the arboreal individuals of Algaroba were evaluated as living natural perches. Below the perches, seed collectors were installed to evaluate the seed rain in the area. Seed collectors without perches were also installed for comparison. The survey of the avifauna in the area was carried out during thirteen months of observation. 64 species of birds were identified, distributed in 34 families, being the family Tyrannidae observed the greatest wealth of species, with six species. Of the total of 64 recorded bird species, 38 were used for dry artificial perches for landing, corresponding to 55.88% of the total species. A total of 47 species (69.12% of the total) were recorded in the Algaroba area (live natural perches), and all bird species observed on dry perches were also sighted using live Algaroba individuals as perches. Eight species were sighted only on the Algaroba trees. The rainfall of seeds registered in the collectors below the perches (dry and alive), compared to the collectors without perches were significantly different, with the highest average monthly density of seeds contributed by the use of perches ($F = 4,6815$; $p = 0,0263$). From the total of seeds registered in the collectors below the perches 57.10% are zoocorical, demonstrating the efficiency of this technique in increasing the seed supply in the area. Exotic arboreal species, Algaroba, represented 36.66% of all seeds collected in all collectors, followed by three Poaceae herbaceous species, two identified: *Cenchrus ciliaris* L. with 13.61% and *Chloris barbata* (L.) SW. with 11% of the registered seeds and morphotype 15 with 12.39% of seeds. These data demonstrate the challenges of restoration of the much altered area, with a seed rain with low diversity of native species and predominance of seeds of the problem species. The use of perches by birds and seed rain registered below these emphasizes the importance of this technique in the restoration of riparian forests in the sub-region of São Francisco. However, the need for research to evaluate and to be able to adapt the technique to the semi-arid conditions, leading to a greater germination and establishment of the vegetal species that arrive below the perches.

1. INTRODUÇÃO

A simplificação dos ecossistemas de matas ciliares do rio São Francisco, na região semiárida ocorreu de forma acentuada gerando um grande passivo ambiental com a degradação destes ambientes (ZELLHUBER, SIQUEIRA, 2007; AGUIAR NETTO et. al., 2011; SIQUEIRA FILHO, 2012). O uso intenso das áreas à margem de rios, pela agricultura e pecuária, reduziu a área remanescente de fragmentos florestais que abrigavam e fornecia alimento a diferentes espécies de aves. As interações ecológicas das aves com as espécies vegetais nestes ambientes estão entre as funções de sustentação deste ecossistema e na manutenção de sua biodiversidade (SILVA et al., 2003; MAJOR, et al., 2004; VOLPATO et al., 2012).

O papel da avifauna na dispersão de sementes e suas interações ecológicas, contribuindo para a manutenção e/ou avanço da restauração de áreas degradadas com o aporte de sementes é reconhecido em pesquisas para diversos ecossistemas florestais, com ênfase em Florestas Tropicais Pluviais (BECHARA, 2006; MARTINS, 2012; DIAS et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015). Na caatinga, estudos ecológicos para avifauna que abordam o conhecimento da riqueza e distribuição das espécies e suas interações ecológicas com a vegetação são escassos (SILVA et al., 2003; PACHECO, 2004; PEREIRA et al., 2014). De acordo com Silva et al. (2003), são registradas para a caatinga 510 espécies, sendo consideradas endêmicas entre essas, pelo menos 23 espécies (PACHECO, 2004; OLMOS et al., 2005).

A presença de poleiros artificiais secos e poleiros naturais vivos (por meio de árvores isoladas em áreas degradadas) aumenta a complexidade estrutural de áreas em restauração. Observa-se incremento na chegada de propágulos e sementes sob os poleiros dispersos pela avifauna, de forma a acelerar o processo de restauração (HOLL, 1998; BECHARA, 2006; DIAS et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015; ATHIÊ; DIAS, 2016). As aves têm grande potencial na dispersão de frutos e sementes (MARTINS, 2012; DIAS et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015), e o uso de poleiros tem se demonstrado significativo no aumento da chegada de sementes em áreas degradadas, quando tem-se fragmentos florestais como fonte de sementes (DIAS et al., 2014; ATHIÊ; DIAS, 2016).

A ação de restauração com o emprego de poleiros artificiais e naturais faz parte de um conjunto de técnicas nucleadoras que podem acelerar a sucessão com

espécies de diversas formas de vida (BECHARA, 2006; REIS et al., 2014). De acordo com Reis et al. (2014), os núcleos recobririam em torno de 10 a 30% da área degradada e nos demais espaços estariam livres para uma complexa rede de interações entre os organismos ao longo do tempo e espaço, com a chegada e regeneração de novas espécies de diferentes hábitos.

A utilização de poleiros artificiais em área degradada, como técnica nucleadora de baixo custo, tornou-se estratégico nas ações de restauração ecológica com incremento na chuva de sementes (BECHARA, 2006; MARTINS, 2012; DIAS et al., 2014). A contribuição da avifauna em aportar diásporos, nas áreas em processo de restauração de forma a catalisar este processo, dependerá da oferta de recursos estruturais (sítio de pouso) que sejam atrativos para o uso das espécies de aves que existam na região. Como também, de remanescentes de vegetação nativa que funcionem como fonte de propágulos e área de forrageamento para as espécies de aves (DIAS et al., 2014; ATHIÊ; DIAS, 2016).

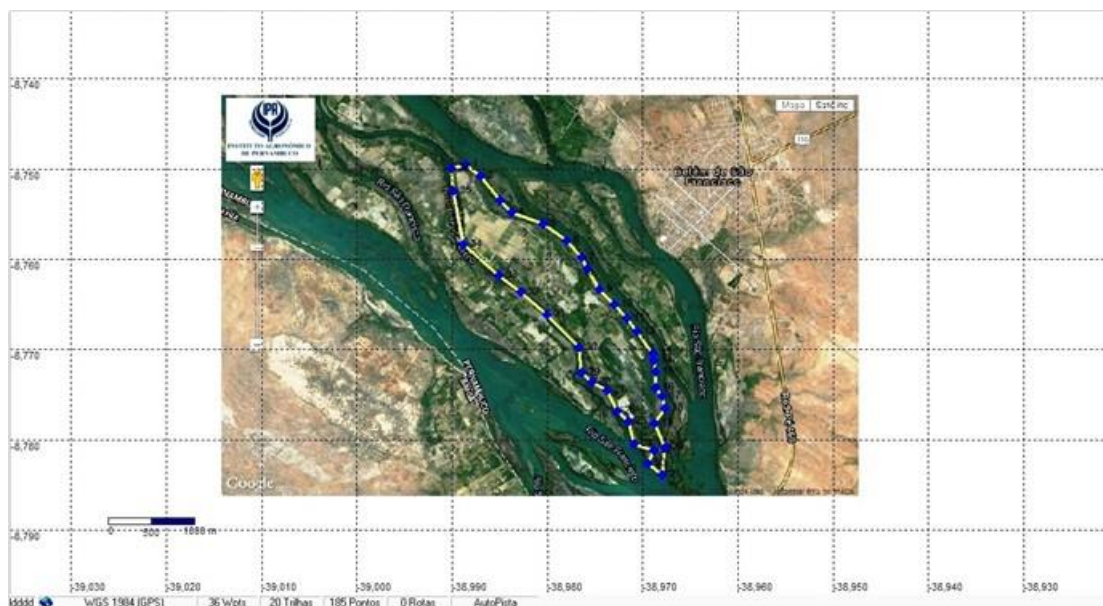
Dessa forma, os objetivos deste trabalho foram: (i) levantar as espécies de aves em um trecho da mata ciliar do rio São Francisco, na região do submédio Sertão Pernambucano; (ii) avaliar o potencial de uso de poleiros artificiais secos e poleiros naturais vivos pela avifauna, para restauração ecológica de matas ciliares do Rio São Francisco, no semiárido Pernambucano; (iii) avaliar o efeito dos poleiros em incrementar a chuva de sementes sob os coletores debaixo destes, comparado com coletores sem poleiros; (iv) identificar as síndromes de dispersão das sementes e relacionar com o uso dos poleiros pelas aves frugívoras, granívoras e onívoras; (v) avaliar se o recrutamento na regeneração natural debaixo dos poleiros é facilitado com a capina de plantas infestantes e enleiramento de galhadas, quando comparado com os poleiros que tiveram as condições locais mantidas; (vi) comparar se a regeneração natural nas parcelas com poleiros foi incrementada, quando comparado com parcelas sem poleiros e (vii) comparar as alterações da riqueza, composição e densidade da chuva de sementes na área em que teve a supressão das Algarobas e instalação dos poleiros com a área que manteve se as Algarobas como poleiros vivos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Estação Experimental de Belém do São Francisco (EBSF), pertencente ao Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), localizada no município de Belém de São Francisco, Sertão Pernambucano. A Estação encontra-se situada em uma ilha fluvial do Rio São Francisco, denominada de Ilha do Jatinã, nas coordenadas geográficas de latitude $08^{\circ}45'54''$ S e longitude $38^{\circ}58'41''$ O, com altitude de 316,16 m e área de 262,86 ha (Figura 1).

Figura 1 – Localização da Estação Experimental do IPA na Ilha do Jatinã, em Belém de São Francisco – PE.



Fonte: IPA, 2015.

O clima de Belém de São Francisco, onde está localizada a área de estudo, segundo Köppen pode ser descrito como do tipo BSh' com precipitação média de 426,4 mm, temperatura média de 24°C , considerando a série histórica mensal entre os anos de 1960 a 1990 (MENEZES et al., 2007). Menezes et al. (2007), relataram que os valores máximos de precipitação média para o município de Belém de São Francisco ocorrem entre os meses de janeiro a abril, mas com o período das chuvas se estendendo de dezembro a maio.

A vegetação na região é classificada como savana-estépica com fisionomia arbustiva-arbórea (VELOSO et al., 1991), conhecida regionalmente como caatinga. Na área de estudo, dentro da Estação Experimental de Belém de São Francisco, na floresta de galeria da caatinga (*sensu* ANDRADE-LIMA, 1981) a vegetação encontra-se alterada com povoamentos adensados de Algaroba (*Prosopis juliflora* (sw.) DC.) com baixa diversidade de espécies arbustiva-arbóreas nativas da caatinga (GOMES et al., 2014). As áreas de entorno são usadas para plantios agrícolas de ciclo anual.

A área selecionada na EEBSF para intervenção com ações de restauração, com base nos princípios da nucleação, foi um trecho da mata ciliar degradada e invadido por Algaroba. Historicamente, esta área foi usada nos últimos 40 anos pelos moradores locais para atividades agrícolas, pastejo de animais domésticos e pequenos cultivos de hortaliças. Após abandonada, foi colonizada pela Algaroba, a cerca de dez anos. Para instalação do experimento, em novembro de 2014, em parte desta área, todos os indivíduos arbóreos de Algaroba foram cortados com auxílio de motosserra, e os indivíduos jovens e plântulas arrancados pela raiz com o auxílio de enxadão (Figura 2).

Figura 2 – Limpeza da área com a supressão dos indivíduos de Algaroba na Estação Experimental de Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

2.2 Instalação do experimento e coleta de dados

Na área de mata ciliar que houve a supressão da vegetação de Algaroba, para intervenção de restauração, foram instalados 36 poleiros artificiais secos. Estes foram distribuídos em seis parcelas de 10 m x 10 m (100m²) selecionadas aleatoriamente. Os poleiros foram confeccionados com galhas dos indivíduos de Algaroba suprimidos na área. Poleiros que tinham mais de três até cinco metros de altura foram considerados poleiros altos e poleiros com até três metros de altura, considerados como poleiros baixos, nesta pesquisa.

No interior de cada parcela foram instalados seis poleiros, sendo que dois dos poleiros receberam coletores de sementes instalados abaixo da projeção de sua galhada com dimensões de 1 m x 1 m (1m²) a 50 cm de altura do solo, confeccionados com tela de nylon, para avaliar o aporte de sementes pela avifauna (Figura 3). O esforço amostral de coletores de sementes abaixo de poleiros secos totalizou 12 m².

Figura 3 – Distribuição dos poleiros no interior das parcelas, com poleiros com coletores, poleiros com galharia, poleiros sem coletores e galharias e coletores sem poleiros. Belém de São Francisco – PE.



Em que: a) poleiro com coletor; b) Poleiros com e sem galharia. Fonte: Gomes (2017)

Em outros dois poleiros foram realizados a limpeza com capina e o enleiramento de galhadas abaixo de suas projeções e os dois últimos foram mantidos

com o solo e cobertura em condições que se encontravam na área (figura 3). Ainda, em cada parcela foram instalados dois coletores de 1,0 m x 1,0 m sem poleiros (totalizando 12 m² de esforço amostral) para servirem de comparação com o aporte de sementes nos coletores com poleiros.

Em outra parte da área manteve-se a vegetação de Algaroba nas condições encontradas no local, sem supressão dos indivíduos de Algaroba. Nesta parte, foram realizadas intervenções de restauração com plantio de mudas de espécies nativas e semeadura direta em campo, abaixo do dossel em 20 parcelas de 10 m x 10 m (100 m²). Neste trecho, seis parcelas foram sorteadas para receberem dois coletores em cada, com área de 1 m², totalizando dois metros de área amostral por parcela, 12 m² de esforço amostral. Os coletores de sementes foram instalados abaixo da projeção da copa de indivíduos arbóreos de algarobeiras (Figura 4). Nesta condição, os indivíduos arbóreos de Algaroba se tornaram poleiros naturais vivos para o pouso das aves.

Figura 4 - Parte da área da mata ciliar em que não houve supressão dos indivíduos de Algaroba, com instalação de coletores de sementes abaixo do dossel. Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017).

2.3 Levantamento da Avifauna em trecho da mata ciliar com Algaroba (poleiros naturais vivos) e nos poleiros secos (poleiros artificiais)

Entre os meses de dezembro/2014 a dezembro/2015 foram feitas campanhas de campo mensais, com esforço de observação das aves, de no mínimo três dias. O horário das observações foi entre 5h00 e 18h00, com ênfase na parte da manhã das 5h00 às 10h00 e ao entardecer, entre 16h00 e 18h00, que normalmente são os períodos de maior movimentação das aves (EFE, 1999).

Para o levantamento da avifauna, na área de mata ciliar com Algaroba e nas parcelas com poleiros secos, foram feitos caminhamentos e pontos de observações com paradas em tempos regulares de 10 minutos, registrando as espécies detectadas por visualização e vocalização (DEVELLEY, 2006). Para todas as aves avistadas pousadas nos poleiros foram anotados: o tipo de poleiro (alto e baixo) e a posição de pouso (parte baixa ou alta da galharia). Ao longo deste período, aves observadas na beira do rio e dentro do seu leito também foram anotadas e identificadas para aumentar a riqueza de espécies para a região. Os registros basearam-se em observações visuais, feitas com auxílio de binóculos e documentadas fotograficamente, sendo as vocalizações, registradas com um gravador Sony IC Recorder PX312.

O levantamento das espécies de aves para a área de mata ciliar com Algaroba (poleiros naturais) foi realizado de forma qualitativa com o registro da presença das espécies. Já nas parcelas dos poleiros secos foi qualitativo, onde todas as espécies que pousavam nos poleiros secos ao longo dos dias e horários de observação foram registrados com auxílio de máquina fotográfica e anotado o número de indivíduos pousados para cada espécie.

A taxonomia e sistemática da identificação das espécies de aves seguiram as recomendações do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011). As identificações das espécies foram realizadas com auxílio à consulta de bibliografia especializada (SIK, 1997; MAJOR et al., 2004) e validadas por um especialista, o ornitólogo Prof. Severino Mendes Júnior da UFRPE.

2.4. Levantamento da chuva de sementes

O material recolhido mensalmente nos coletores com e sem poleiros foi triado para a separação dos frutos e sementes, com o auxílio de lupa. O número de frutos e sementes foi registrado e quantificado. Os frutos inteiros foram abertos para a retirada e contagem de sementes.

As sementes foram identificadas em nível de espécie por meio de comparação com as sementes de coletas de materiais botânicos férteis das espécies ocorrentes na área de estudo, ou por outras coletas já identificadas e tombadas no herbário do IPA – Dárdano de Andrade-Lima. As sementes não identificadas foram classificadas em morfotipos. A identificação das espécies e morfoespécies em famílias botânicas foi realizada segundo o sistema de classificação APG III (APG, 2009).

As sementes foram classificadas quanto à síndrome de dispersão com base na classificação Pijl (1982) em: anemocóricas, zoocóricas e autocóricas, que agrupam as sementes dispersas por gravidade ou deiscência explosiva. As sementes classificadas como zoocóricas muitas vezes foram encontradas nas pelotas fecais coletadas abaixo dos poleiros.

2.5. Levantamento da regeneração natural em parcelas de poleiros e parcelas controle

Depois da instalação dos poleiros em novembro/2014 na área de estudo, ao final do segundo ano dos poleiros em campo, no período seco (novembro/2016) foi avaliada a regeneração de espécies vegetais abaixo dos poleiros com e sem galharia e em parcelas controle (sem poleiros). Ao lado de todas as parcelas com poleiros, também foram instaladas parcelas de 10 m x 10 m (100 m²) sem poleiros, como controle para avaliar se teria aumento no recrutamento da regeneração natural nas parcelas com poleiros quando comparada com as parcelas sem esta estrutura.

Em cada parcela com poleiros foram alocadas 2 subparcelas de 1,0 m x 1,0 m abaixo dos poleiro sem coletores, e dos poleiros com galharia, dividindo em dois quadrantes, tendo como eixo central a base do poleiro, no sentido Leste-Oeste (Figura 5).

Figura 5 - Levantamento da regeneração natural nas parcelas com e sem poleiros, na Estação Experimental em Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

Dessa forma, em cada parcela com poleiros foram levantadas oito subparcelas, perfazendo um total de 48 subparcelas nas seis parcelas. Nas seis parcelas sem poleiros também foram lançadas oito subparcelas de 1,0 m x 1,0 m para avaliar a regeneração natural, representando o mesmo esforço amostral. Todos os indivíduos estabelecidos nestas parcelas foram contados e tiveram material coletado para identificação botânica em herbário.

2.6. Análise dos dados

2.6.1. Avifauna e uso dos poleiros

A partir do levantamento das aves nas parcelas com poleiros secos foi calculada a abundância relativa (número de pousos da ave no poleiro por hora) de uso dos poleiros secos pelas espécies de aves identificadas adaptado de Vielliard; Silva (1990). Este cálculo consistiu da razão do número de contatos visuais de indivíduos de uma determinada espécie pousada nos poleiros secos pela quantidade

total de horas observadas em cada mês. Como o esforço amostral de observação foi diferente entre os meses, a abundância relativa do número de aves que pousava em uma hora de observação, permitiu comparar os dados entre os diferentes meses e para cada espécie.

Para avaliar a diversidade da avifauna utilizaram-se os Índices de Shannon-Wiener (H'), Similaridade de Sorensen e de Equitabilidade de Pielou, de acordo com MAGURRAN (1988).

Para avaliar se houve preferência das aves em pousarem nos poleiros secos mais altos (poleiros maiores que três metros e até cinco metros de altura) ao invés de poleiros baixos (poleiros com até três metros de altura), e nos sítios de pousos altos dos poleiros (ponta das galhas) do que nos sítios de pousos baixos (parte inferior da galhada dos poleiros) efetuou-se o teste de χ^2 (Qui-quadrado) a 5% de probabilidade.

A classificação das espécies em níveis de ameaça de extinção baseou-se na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (IUCN, 2007)

As espécies foram agrupadas segundo a sua dieta alimentar por meio de registros de campo e consulta a bibliografias (WILLIS, 1979; SIK, 1997). As guildas alimentares consideradas foram: carnívoro (CAR), frugívoro (FRU), granívoro (GRA), insetívoro (INS), nectarívoro (NEC) e onívoro (ONI).

Para obtenção da informação sobre as espécies endêmicas da caatinga consultou-se a literatura disponível (SILVA, et al., 2003; PACHECO, 2004; FARIAS et al., 2010; PEREIRA et al., 2014).

2.6.2 Chuva de sementes e regeneração natural

As análises para a chuva de sementes foram realizadas e comparadas para as três condições: (i) coletores de sementes abaixo dos poleiros artificiais secos, na área de intervenção de restauração com a supressão da Algaroba; (ii) coletores abaixo do dossel de indivíduos de Algaroba (poleiros naturais vivos), na área de intervenção de restauração sem a supressão das algarobeiras e (iii) coletores de sementes sem poleiros (controle). Para cada condição utilizaram-se como repetição as seis parcelas ($n=6$), com dois coletores por parcela ($2m^2$), totalizando um esforço amostral em cada condição de $12 m^2$.

Com base na abundância de sementes (número de sementes) coletadas ao longo de 20 meses de observação e na área de superfície amostrada pelos coletores em cada condição (12 m²), foram calculadas a densidade de sementes mensal (sementes/m²/mês) e total (sementes/m²), e a riqueza de espécies de sementes (número de morfoespécies de sementes).

A análise da diversidade de espécies na chuva de sementes foi efetuada pelo cálculo da riqueza de espécies e morfoespécies (R) e indivíduos (N), equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') para os diferentes tipos de poleiros (secos e vivos) e controle (sem poleiros).

A densidade de sementes aportadas nos coletores abaixo dos poleiros artificiais secos, nos coletores abaixo de indivíduos arbóreos de Algaroba (poleiros naturais vivos) e nos coletores sem poleiros foi testada quanto a homogeneidade e normalidade, para posterior análise da variância (ANOVA). Diferenças entre a densidade de sementes para os períodos seco e chuvoso, também foram testados. Para esta análise foi utilizado o número de sementes/m²/mês e o número de sementes/m²/período (seco e chuvoso). Como os dados de número de sementes coletadas nos coletores e a densidade de sementes não tiveram distribuição normal, os dados foram transformados com uso da função matemática raiz quadrada, atingindo-se a normalidade dos mesmos (Shapiro-Wilk - W: 0.93137, p-valor: 0.20523). As diferenças significativas entre as densidades de sementes apontadas pela ANOVA foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Os dados apresentados nas tabelas de comparação dos resultados foram com os valores reais sem a transformação.

Para avaliar se existiu diferença entre o número de espécies e morfotipos nos coletores abaixo dos diferentes tipos de poleiros e nos coletores sem poleiros (controle) empregou-se a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, pois os dados para esta variável (número de espécies), mesmo transformados, não apresentaram normalidade. Todas as análises foram realizadas com auxílio do programa ASSISTAT versão 7.7 (SILVA; AZEVEDO, 2016).

Os dados de número de indivíduos e espécies da regeneração natural debaixo dos poleiros (com e sem galharia) e nas parcelas controle foram avaliados por meio do teste de χ^2 (Qui-quadrado) a 5% de significância.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Composição da avifauna e uso dos poleiros

Nos 13 meses, em 191 horas de esforço de campo de observação, foram identificadas 64 espécies de aves, distribuídas em 34 famílias. As famílias observadas com maior número de espécies foram: Tyrannidae com seis espécies, Emberizidae e Columbidae com cinco, seguidas de Ardeidae e Icteridae com quatro espécies cada (Tabela 01). De acordo com Silva et al. (2003), a família Tyrannidae é a mais rica de espécies para a caatinga, com 75 espécies já identificadas. No Estado de Pernambuco, Farias; Pereira (2009), compilando diversos trabalhos de levantamentos de aves para a caatinga, chegaram a uma riqueza de 270 espécies identificadas. A riqueza de espécies encontrada na presente pesquisa foi baixa (23,70% das aves identificadas para a caatinga Pernambucana, considerando 270 espécies), que pode ser justificada pela grande alteração da vegetação local na área de estudo.

Tabela 01 – Avifauna registrada na área de estudo na EEBSF, em Belém de São Francisco – PE.

Nome comum	Nome científico	Família	Guilda	EC	P	A	O
Alma-de-gato	<i>Piaya cayana</i> Pallescens Canabis e Heine, 1862	Cuculidae	CAR	LC		x	
Andorinha	<i>Progne chalybea</i> Gmelin, 1789	Hirundinidae	INS	LC	x	x	
Anu-branco	<i>Guira guira</i> Gmelin, 1788	Cuculidae	CAR	LC	x	x	
Anu-preto	<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	Cuculidae	ONI	LC	x	x	
Arapaçu-da-caatinga	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> Helmayr, 1903	Dendrocolaptidae	INS	LC	x	x	
Ariramba-de-cauda-ruiva	<i>Galbula ruficauda</i> Cuvier, 1816	Galbulidae	INS	LC		x	
Asa-branca	<i>Patagioenas picazuro</i> Temminck, 1813	Columbidae	GRA	LC	x	x	
Bacurauzinho-da-caatinga	<i>Nyctidromus hirundinaceus</i> Spix, 1825	Caprimulgidae	INS	LC			x

(Continuação)

Nome comum	Nome científico	Família	Guilda	EC	P	A	O
Beija-flor-tesoura	<i>Eupetomena macroura</i> Gmelin, 1788	Throchilidae	NEC	LC	x	x	
Bem-ti-vi	<i>Pitangus sulphuratus</i> Linnaeus, 1766	Tyrannidae	ONI	LC	x	x	
Suriri	<i>Tyrannus melancholicus</i> Lichtenstein, 1823	Tyrannidae	INS	LC	x	x	
Besourinho-de-bico-vermelho	<i>Chlorostilbon lucidus</i> Shaw, 1812	Trochilinae	NEC	LC	x	x	
Bico-de-osso	<i>Cacicus solitarius</i> Vieillot, 1816	Icteridae	ONI	VU	x	x	
Biguá	<i>Phalacrocorax brasilianus</i> Humboldt, 1805	Phalacrocoracidae	CAR	LC			x
Cabeça-vermelha	<i>Paroaria dominicana</i> Linnaeus, 1758	Emberizidae	GRA	LC	x	x	
Canário	<i>Sicalis flaveola</i> Gmelin, 1789	Emberizidae	ONI	LC	x	x	
Cão-cão	<i>Cyanocorax cyanopogon</i> Wied, 1821	Corvidae	ONI	LC			x
Carão	<i>Aramus guarauna</i> Linnaeus, 1766	Aramidae	CAR	LC			x
Carcará	<i>Carcara plancus</i> Miller, 1777	Falconidae	CAR	LC			x
Casaca-de-couro	<i>Pseudoseisura cristata</i> Spix, 1824	Furnariidae	INS	LC	x	x	
Casaca-de-couro-da-lama	<i>Furnarius figulus</i> Lichtenstein, 1823	Furnariidae	INS	LC			x
Chupa-dente	<i>Coereba flaveola</i> Cabanis, 1851	Thraupidae	ONI	LC	x	x	
Codorniz	<i>Nothura boraquira</i> Spix, 1825	Tinamidae	ONI	LC			x
Corrupião	<i>Icterus jamacaii</i> Gmelin, 1788	Icteridae	ONI	LC	x	x	
Coruja-buraqueira	<i>Athene cunicularia</i> Molina, 1782	Strigidae	CAR	LC			x
Coruja-de-orelha	<i>Asio</i> sp	Strigidae	CAR	LC			x
Galinha-d'água-azul	<i>Porphyrio martinicus</i> Linnaeus, 1766	Rallidae	INS	LC			x
Garça-branca-grande	<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Ardeidae	CAR	LC			x
Garça-cinza	<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Ardeidae	CAR	LC			x

(Continuação)

Nome comum	Nome científico	Família	Guilda	EC	P	A	O
Garrincho-de-bico-grande	<i>Cantorchilus longirostris</i> Vieillot, 1819	Troglodydae	INS	LC	x		
Golinha	<i>Sporophila albogularis</i> Spix, 1825	Emberizidae	GRA	LC	x	x	
Grigilim	<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)	Psittacidae	FRU	LC	x	x	
Jaçanã	<i>Jacana jacana</i> Linnaeus, 1766	Jacanidae	ONI	LC			x
João-bobo	<i>Nystalus maculatus</i> Gmelin, 1788	Bucconidae	INS	LC	x	x	
João-de-barro	<i>Furnarius leucopus</i> Cabanis e Heine, 1859	Furnariidae	CAR	LC	x	x	
Lavandeira	<i>Fluvicola nengeta</i> Linnaeus, 1766	Tyrannidae	INS	LC	x	x	
Lavandeira-de-cara-branca	<i>Fluvicola albiventer</i> Spix, 1825	Tyrannidae	INS	LC			x
Martim-pescador-grande	<i>Ceryle torquata</i> Linnaeus, 1766	Alcedinidae	CAR	LC			x
Martim-pescador-pequeno	<i>Chloroceryle americana</i> Gmelin, 1788	Alcedinidae	CAR	LC			x
Noivinha-branca	<i>Xolmis irupero</i> Spix, 1823	Tyrannidae	INS	LC	x	x	
Papa-Capim	<i>Sporophila nigricollis</i> Vieillot, 1823	Emberizidae	GRA	LC	x	x	
Pardal	<i>Passer domesticus</i> Linnaeus, 1758	Passeridae	ONI	LC	x	x	
Passarinho-de-arroz	<i>Sturnella supercilialis</i> Bonaparte, 1850	Icteridae	ONI	LC	x	x	
Pica-pau verde	<i>Piculus chrysochloros</i> Vieillot, 1818	Picidae	INS	LC			x
Pica-pau-verde-barrado	<i>Colaptes melanochloros</i> Gmelin, 1788	Picidae	ONI	LC	x	x	
Picapauzinho	<i>Veniliornis passerinus</i> Reichebach, 1854	Picidae	INS	LC	x	x	
Piriquitinho-de-velame	<i>Forpus xanthopterygius</i> Hellmayer, 1929	Psittacidae	FRU	LC	x	x	
Quero-quero	<i>Vanellus chilensis</i> Wagler, 1827	Charadriidae	ONI	LC			x
Rasga-mortalha	<i>Tyto furcata</i> Temminck, 1827	Tytonidae	CAR	LC			x
Ribaça	<i>Zenaida auriculata noronha</i> Des Murs, 1847	Columbidae	GRA	LC			x

(Continuação)

Nome comum	Nome científico	Família	Guilda	EC	P	A	O
Rolinha-picui	<i>Columbina picui</i> Spix, 1825	Columbidae	GRA	LC	x	x	
Rolinha-caldo-de-feijão	<i>Columbina talpacoti</i> Temminck, 1811	Columbidae	GRA	LC	x	x	
Rolinha-fogo-apagou	<i>Columbina squammata</i> Lesson, 1831	Columbidae	FRU	LC	x	x	
Sabiá	<i>Turdus rufiventris</i> Cory, 1851	Turdidae	FRU	LC	x	x	
Sabiá-coca	<i>Mimus saturninus</i> Obserholser, 1819	Mimidae	ONI	LC	x	x	
Sanhaçu-azul	<i>Tangara sayaca</i> Linnaeus, 1766	Thraupidae	FRU	LC	x	x	
Sibite-da-quebrada	<i>Polioptila plumbea</i> Swainson, 1823	Poliopitidae	INS	LC	x	x	
Soco-boi	<i>Tigrisoma lineatum</i> Vieillot, 1817	Ardeidae	CAR	LC			x
Socozinho	<i>Butorides striatus</i> Linnaeu, 1758	Ardeidae	INS	LC	x	x	
Tiziu	<i>Volatinia jacarina</i> Linnaeus, 1766	Emberizidae	GRA	LC	x	x	
Viana	<i>Icterus cayanensis</i> Swainson, 1837	Icteridae	ONI	LC	x	x	
Vim-vim	<i>Euphonia chlorotica</i> Linnaeus, 1766	Fringillidae	FRU	LC			x
Vovo	<i>Arundinicola leucocephala</i> Linnaeu, 1764	Tyrannidae	INS	LC	x	x	
	<i>Saltator</i> sp	Thraupidae	FRU	ID			x

Em que: Guildas alimentares: carnívoro (CAR), frugívoro (FRU), granívoro (GRA), insetívoro (INS), nectarívoro (NEC) e onívoro (ONI). EC – Estado de conservação: LC – pouco preocupante, VU – vulnerável e ID - Indeterminado; P – espécies registradas nos poleiros secos; A – espécies observadas sobre indivíduos de Algaroba; O – espécies registrados sobre outros pontos de pousos, como pedras e agupés no leito do rio e vegetação da beira do rio. Fonte: Gomes (2017).

Farias et al. (2010), em levantamento das aves da caatinga na Floresta Nacional de Negreiros em Serrita (Pernambuco), para as áreas com vegetação mais aberta registraram a presença frequente de *Poroaria dominicana*, *Icterus jamacaii* e *Pseudoseisura cristata*. Nesta pesquisa, estas três espécies também foram frequentemente observadas nas áreas alteradas em restauração e ao entorno das áreas agrícolas. As áreas de caatinga com vegetação mais conservada são importantes para a manutenção da riqueza de espécies de aves (SILVEIRA;

MACHADO, 2012; PEREIRA et al., 2014), como afirmado por Silva et al. (2003), que 284 espécies (60,5% das espécies residentes da caatinga) são dependentes ou semi-dependentes de florestas.

Entre as espécies registradas: *Sporophila albogularis* (Golinha), *Eupsittula cactorum* (Grigilim), *Nyctidromus hirundinaceus* (Bacurauzinho), *Icterus jamacaii* (Corrupião), *Poroaria dominicana* (Cabeça-vermelha, mais conhecido como Galo-de-campina), *Pseudoseisura cristata* (Casaca-de-couro) são consideradas endêmicas da Caatinga (PACHECO, 2004; OLMOS et al., 2005; FARIAS et al., 2010; PEREIRA et al., 2013). Segundo SILVA et al. (2003), aspectos da distribuição, evolução e a ecologia da avifauna da Caatinga continuam ainda pouco conhecido, e das 510 espécies identificadas para o bioma, 23 espécies podem ser consideradas endêmicas (PACHECO, 2004; OLMOS et al., 2005).

A espécie *Cacicus solitarius* (Bico-de-osso) foi classificada, quanto ao estado de conservação (risco de ameaça), em Vulnerável (VU), em função das pressões que esta espécie sofre pelos criadores de pássaros de gaiola, elevando o seu risco de extinção na natureza (IUCN, 2010). Para a espécie *Nothura boraquira* (Codorniz) na lista vermelha de animais ameaçados de extinção, ela aparece como pouco preocupante (IUCN, 2015), porém esta foi classificada como ameaçada de extinção por Major (2004). Este autor, ainda relata uma forte pressão de captura para as espécies: *Sporophila albogularis* (Golinha), *Icterus jamacaii* (Corrupião) e *Poroaria dominicana* (Galo-de-campina). Na área deste estudo, estas espécies, também, foram observadas sendo constantemente presas em gaiolas e comercializadas nas feiras locais.

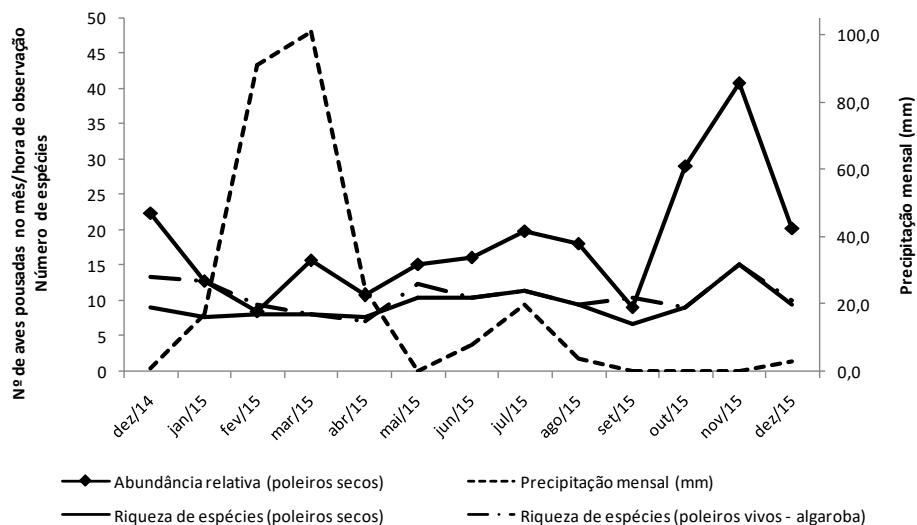
Do total das 64 espécies de aves registradas, 38 utilizaram-se dos poleiros artificiais secos para pouso, correspondendo a 55,88% do total de espécies. Com base nos dados quantitativos realizados para os poleiros secos, o índice de diversidade de espécies foi de 3,80 (H') e a equitabilidade de 0,72 (J'). Entre as espécies, com maior frequência de observação de uso dos poleiros, podem-se destacar: *Poroaria dominicana* (Galo-de-campina), *Passer domesticus* (Pardal); *Crotophaga ani* (Anu-preto), *Pitangus sulphuratus* (Bem-te-vi) *Turdus rufiventris* (Sabiá), *Thraupis sayaca* (Sanhaçu-azul) e *Columbina talpacoti* (Rolinha-caldo-de-feijão). Para a área de Algaroba foram registradas 47 espécies (69,12% do total) sendo que, todas as aves observadas sentadas nos poleiros secos, também foram avistadas utilizando dos indivíduos vivos de Algaroba como poleiros. Oito espécies

foram avistadas somente sobre as Algarobas. A similaridade entre as espécies observadas usando os poleiros secos e vivos foi alta, com 89% das espécies observadas pousando nas duas estruturas (índice de Sørensen = 0,89). Do total, outras 17 espécies foram observadas sentadas na beira do rio sobre outras vegetações e/ou sobre pedras e aguapés dentro do leito do rio (tabela 01).

A observação de maior número de espécies na área com Algaroba pode ser reflexo da associação da avifauna com a vegetação de porte arbóreo, que fornece mais abrigo e possibilidade de forrageamento em busca de alimentos (SILVEIRA; MACHADO, 2012). Holl (1998), enfatizou que as aves preferem os poleiros vivos a estruturas artificiais como as dos poleiros secos. Na caatinga, muitos autores demonstram a relação de sensibilidade das aves, com o nível de distúrbios do habitat. Muitas espécies da avifauna são dependentes das fisionomias vegetacionais arbustivo-arbóreas mais conservadas (PACHECO, 2004; OLMOS et al., 2005). Outro ponto que, pode ter levado ao registro de maior riqueza de espécies de aves nos poleiros vivos (Algaroba), é a preferência das aves a poleiros vivos e naturais, ao invés de estruturas artificiais e secas, como afirmado por Santos; Pilar (2007).

Ao longo de todos os meses foram registrados aves na área de estudo, com um comportamento sazonal, para a abundância de pousos nos poleiros secos e na riqueza de espécies (Figura 6).

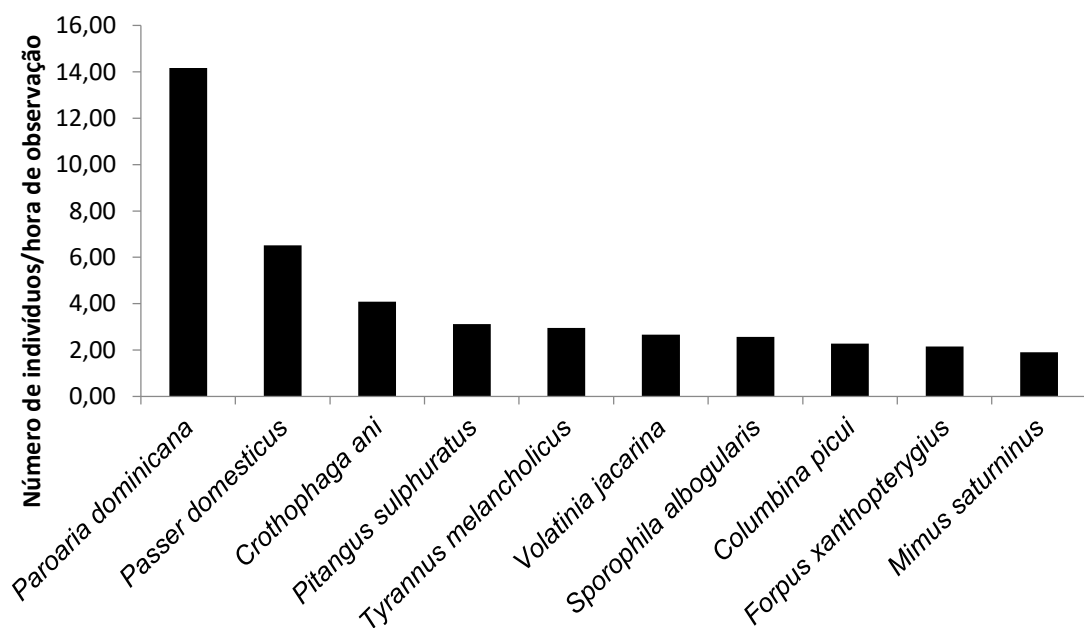
Figura 6. Abundancia relativa (número de aves pousadas no mês/hora de observação), riqueza de espécies pousadas nos poleiros secos e vivos e precipitação mensal (mm). Belém de São Francisco – PE.



Do total de 3761 pousos registrados nos poleiros secos, 2242 e 1519 pousos ocorreram no período seco e de chuvas respectivamente, tendo um comportamento sazonal de uso destes poleiros secos pela avifauna local ($X^2=89,99$; $p<0,00$; Apêndice 1). A sazonalidade da avifauna da caatinga entre período seco e chuvoso foi evidenciada por Olmos et al. (2005), ao avaliar as aves em lagoas do município de Petrolina (PE), sendo registrado 93 espécies na chuva e 86 na seca, de um total de 125 espécies. Neste estudo, observou um total de 33 espécies no período da chuva e 34 para o período seco, com algumas espécies sendo registradas somente em um dos períodos.

O uso de poleiros secos na área de mata ciliar à margem do rio São Francisco, em que houve a supressão dos indivíduos de Algaroba, possibilitou que as aves continuassem a visitar essa área. O uso dessa estrutura gerou condições para que as aves pousassem para descanso e/ou forrageamento de alimentos. Entre as dez espécies com maiores abundância relativa (número de indivíduos por hora de observação) registradas nos poleiros secos podem destacar *Paroaria dominicana* (Galo-de-campina) com 992 observações de uso dos poleiros e *Passer domesticus* (Pardal) com 456 registros de pouso nos poleiros (Figura 07).

Figura 7. Abundância das espécies observadas pousadas nos poleiros (Número de pouso de indivíduos por espécie) relativo ao esforço amostral de uma hora de observação. Belém de São Francisco – PE.

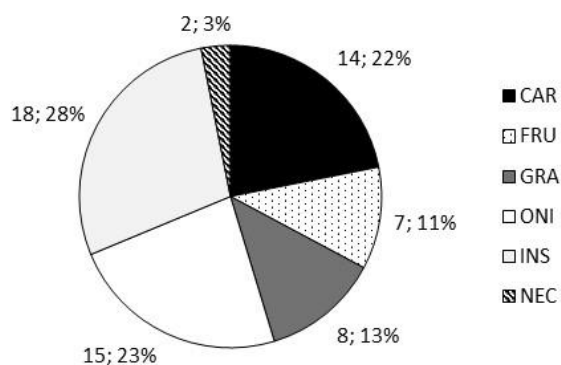


Fonte: Gomes (2017).

Houve preferência das aves para pouso nos poleiros secos com maiores alturas ($X^2= 208,43$; $p<0,00$, Apêndice 2). Do total de registro de uso dos poleiros secos pelas aves, 77,05% das aves observadas pousaram em poleiros maiores que três metros de altura. Athiê; Dias (2016), observaram maior preferência das aves por poleiros altos e com maior quantidade de estruturas de pouso. Considerando, a parte alta dos poleiros secos (ponta das galhas, que serviram como sítios de pouso), mesmo nos poleiros baixos (menores que três metros de altura), 83,86% das aves pousadas observadas preferem sentar nas pontas mais altas das galhadas usadas como poleiros ($X^2= 36,85$; $p<0,00$; Apêndice 3). A tendência de preferência das aves por poleiros mais altos já foi mencionada por Bechara (2006), que recomendou o uso de poleiros de maiores alturas.

As guildas de alimentação predominante entre as espécies observadas neste estudo foram: insetívora com 18 espécies (28%) e onívora com 15 espécies (23%). As espécies de aves frugívoras (7 espécies) e granívoras (8 espécies) representam juntas 24% das espécies observadas (Figura 8). A presença e predomínio de espécies de aves com hábitos mais generalistas e oportunistas, em áreas alteradas da caatinga, foram observadas em outras pesquisas (SILVA et al. 2003, PACHECO 2004). Silveira; Machado (2012), estudando a avifauna da caatinga na Bahia, também encontraram grupos tróficos alimentares de espécies insetívoros e onívoros predominante entre as espécies observadas. Estes autores reforçam o padrão de que as espécies destas guildas são comuns a ambientes antropizados e impactados na região da caatinga, refletindo as condições de alterações destes lugares.

Figura 8. Número de espécies e percentagem agrupados por guilda de alimentação, na área de estudo em Belém de São Francisco - PE.



Em que: Onde: Guildas alimentares: carnívoro (CAR), frugívoro (FRU), granívoro (GRA), insetívoro (INS), nectarívoro (NEC) e onívoro (ONI). Fonte: Gomes (2017).

As espécies que alimentam-se de frutos e sementes (frugívoros e granívoros), ou que tem, em parte de sua dieta estes alimentos (onívoros), tem fundamental importância para incrementar a chuva de sementes debaixo dos poleiros. A espécie de ave *Thraupis sayaca* (Sanhaçu-azul) foi observada frequentemente alimentando-se dos frutos das árvores exóticas de Nim (*Azadirachta indica* A. Juss) e Figueira (*Ficus benjamina* L.), que estão presentes na área de estudo. Para a espécie nativa da flora local *Cynopla flexuosa* (L.) L. (Feijão-bravo) foi registrada a dispersão de suas sementes pelas espécies de aves *Pitangus sulphuratus* (Bem-te-vi) e *Thraupis sayaca* (Sanhaçu-azul), com uso frequente nos poleiros.

O potencial de uso das aves como ferramenta na restauração depende do entendimento das relações estabelecidas entre o disperso e o dispersado, conseguindo potencializar as técnicas usuais de implantar a restauração de ecossistemas degradados (MARTINS, 2012; DIAS et al., 2014). A chegada de propágulos abaixo dos poleiros configura-se inicialmente como sucesso no uso desta técnica. Entretanto, esta avaliação deverá levar em consideração as espécies que estão chegando e a germinação destas sementes e seu estabelecimento ao longo do tempo. A exemplo, neste estudo as espécies Nim (*Azadirachta indica*) e Figueira (*Ficus benjamina*) são exóticas a flora local, não sendo desejadas dentro da área. Os poleiros para atração das aves dispersoras de propágulos a área em restauração poderá acelerar o processo e diminuir custos, sendo uma técnica eficiente e recomendada por outras pesquisas (MARTINS, 2012; DIAS et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015).

3.2 Composição da Chuva de sementes

A chuva de sementes registradas nos coletores abaixo dos poleiros (secos e vivos), comparada com os coletores sem poleiros foram significativamente diferentes (Apêndice 4), com a maior densidade média mensal de sementes aportadas com o uso de poleiros ($F= 4,6815$; $p=0,0263$). A densidade média mensal de sementes coletadas abaixo de poleiros artificiais secos e abaixo de indivíduos de Algaroba como poleiros naturais vivos foi semelhantes, mas com maior aporte que nos coletores sem poleiros (tabela 2). O uso de poleiros artificiais (secos) ou naturais (vivos) para aumentar a chegada de sementes nas áreas em processo de restauração ecológica

tem sido apontado como eficiente para diversas regiões do Brasil (BECHARA et al., 2007; TOMAZI et al., 2010; DIAS et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015). Holl (1998), também, observou um aumento da dispersão de sementes sob poleiros artificiais em florestas tropicais de Porto Rico.

Tabela 2 – Chuva de sementes coletada para a área de estudo em Belém de São Francisco (PE).

Variáveis em análise	Condição (i) Coletores com poleiros artificiais seco	Condição(ii) coletores abaixo da Algaroba	Condição (iii) Coletores sem poleiros
Total de sementes coletadas	20171	15518	4993
Densidade (número de sementes/m ²)	1680,92 a	1293,17 a	416,08 b
Densidade média mensal (número de sementes/m ² /mês)*	84,05 a	64,66 a	20,80 b
Nº de sementes de Algaroba do total de sementes coletadas	14 (0,07%)	14900 (96,02%)	0
Nº de famílias botânicas identificadas	21	9	14
Morfotipos não identificados (em nível de família)	15	0	1
Nº de gêneros identificados	38	11	18
Nº de gêneros não identificados	21	0	4
Nº de espécies identificadas**	37 a	11 b	19 b
Nº de espécies não identificadas	21	0	4
Nº de sementes Anemocóricas	7067 (35,03%)	216 (1,39%)	3146 (63,01%)
Nº de sementes Zoocóricas	11517 (57,10%)	15298 (98,58%)	1813 (36,31%)
Nº de sementes Autocóricas	559 (7,73%)	4 (0,03%)	26 (0,52%)
Nº de sementes por modo de dispersão não determinada	28 (0,14%)		8 (0,16%)

Em que: condições: (i) coletores de sementes abaixo dos poleiros artificiais secos, (ii) coletores abaixo do dossel de indivíduos de Algaroba (poleiros naturais vivos), e (iii) coletores de sementes sem poleiros. * valores na linha seguidos pela mesma letra não apresentam diferença estatísticas pelo teste Tukey a 5%.

** valores na linha seguidos pela mesma letra não apresentam diferença estatísticas pelo teste de Kruskal-Wallis a 1%. Fonte: Gomes (2017).

Ao longo de 20 meses de avaliação da chuva de sementes, em todos os coletores contabilizou-se um total de 40.682 sementes. Desse total, 49,58% foram

registradas nos coletores debaixo dos poleiros artificiais secos, 38,14% nos coletores debaixo de indivíduos de Algaroba e 12,3% em coletores sem poleiros.

Abaixo dos poleiros artificiais secos coletou-se o total de 20.171 sementes correspondendo a uma densidade de 1680,92 sementes/m², distribuídas entre 21 famílias botânica, 38 gêneros e 37 espécies identificadas. Ainda com 15, 21 e 21 morfotipos indeterminados em nível de família, gênero e espécies respectivamente. Do total de sementes registradas nos coletores abaixo dos poleiros secos, 57,10% são zoocóricas, 35,04% anemocóricas, 7,68% autocóricas e 17,19% indeterminadas (tabela 2).

Nos coletores abaixo do dossel de indivíduos de Algaroba (poleiros naturais vivos) tiveram a maior contribuição de sementes desta espécie arbórea exótica invasora, a algarobeira, com 96,02% do total de sementes coletadas. A maior abundância de sementes de algaroba deve-se a queda dos frutos das próprias árvores acima dos coletores e árvores próximas que frutificaram ao longo dos meses de estudo. Nesta área, observou-se a menor diversidade de família, gêneros e espécies identificadas na chuva de sementes (tabela 2).

A riqueza de família, gêneros e espécies identificadas na chuva de sementes foi maior na área em restauração, com supressão dos indivíduos de Algaroba (Apêndice 5), para os coletores com e sem poleiros, comparado com os coletores abaixo das Algarobas (KRUSKAL-WALLIS $H=15,30$; $p<0,01$). As famílias com maior riqueza de espécies foram Poaceae (9 espécies), Fabaceae (8), Euphorbiaceae (4), Malvaceae e Cucurbitaceae com três espécies cada (tabela 3).

Analisando os índices de riqueza, equitabilidade e diversidade da chuva de sementes nos coletores debaixo dos poleiros artificiais secos, estes apresentaram maior riqueza de espécies ($S= 58$), maior diversidade ($H'=3,52$). Também, observou-se melhor proporção de indivíduos distribuídos entre as espécies ($J'=0,60$), quando comparado com os coletores abaixo da Algaroba ($S=11$; $H'=0,31$; $J'=0,09$). Nos coletores sem poleiros foram registrados 12 espécies (S), a diversidade de Shannon (H') de 2,21 e o índice de equitabilidade de Pielou (J') de 0,50.

Tabela 3 - Relação de espécies registradas para a chuva de sementes na área de estudo em Belém de São Francisco PE.

Família/espécies	FV	SD	NTS	NCP	NSP	NAS
Aizoaceae						
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	HR	Zoo	39	39		
Amaranthaceae						
			0			
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	SA	Ane	114	60	5	49
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	HR	Zoo	60	60		
Apocynaceae						
			0			
<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T.	AR	Ane	199	4	28	167
Boraginaceae						
			0			
<i>Heliotropium indicum</i> L.	HR	Zoo	2	2		
Capparaceae						
			0			
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	AR	Auto	4			4
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	AB	Zoo	1300	1188	94	18
Cucurbitaceae						
			0			
<i>Cayaponia podantha</i> Cong.	LI	Zoo	120	97	23	
<i>Cucumis anguria</i> L.	LI	Zoo	17	17		
<i>Momordica charantia</i> L.	LI	Zoo	3309	2735	210	364
Euphorbiaceae						
			0			
<i>Astraea lobata</i> (L.) Klotzsch	HR	Zoo	428	428		
<i>Caperonia castaneifolia</i> (L.) A.St.-Hil.	HR	Zoo	57	56	1	
<i>Manihot glaziovii</i> Müll. Arg.	AR	Zoo	57	50	7	
<i>Phyllanthus heteradenius</i> Müll.Arg.	HR	Zoo	40	40		
Fabaceae						
			0			
<i>Aeschynomene</i> sp (mf37)	AR	Auto	6	6		
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. ex Collad.) Greene	HR	Auto	178	178		
<i>Macroptilium martii</i> (Benth.) Maréchal & Baudet	LI	Zoo	241	228	13	
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	AB	Auto	5			5
<i>Mimosa pigra</i> L.	AR		1370	1354	16	
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	AB	Zoo	14914	14		14900
<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	LI	Zoo	1115	1033	82	
<i>Vigna</i> sp (mf57)	LI	Zoo	51	51		
Loranthaceae						
			0			
<i>Struthanthus flexicaulis</i> (Mart. ex Schult. f.) Mart.	HE	Zoo	11	7	3	1
Malvaceae						
			0			
<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizick	SA	Ane	64	63	1	
morfotipo 45	ID	ID	9	9		
<i>Sida angustissima</i> A.St.-Hil..	SA	Ane	39	39		
<i>Sida linifolia</i> Cav.	HR	Auto	6	6		
Meliaceae						
			0			
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	AB	Zoo	116	101	9	6
Molluginaceae						
			0			
<i>Mollugo verticillata</i> L.	HR	Zoo	14	14		
Moraceae						
			0			
<i>Ficus benjamina</i> L.	AB	Zoo	148	148		

(Continuação)

Família/espécies	FV	SD	NTS	NCP	NSP	NAS
Myrtaceae			0			
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	AB	Zoo	3	3		
Nyctaginaceae			0			
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	HR	Zoo	450	224	226	
Poaceae			0			
<i>Cenchrus brownii</i> Roem. & Schult	HR	Zoo	131	101	29	1
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	HR	Ane	5537	3033	2504	
<i>Chloris barbata</i> (L.) SW.	HR	Ane	4476	3868	608	
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd	HR	Zoo	23	23		
morfotipo 15	HR	ID	3764	3404	360	
morfotipo 33	HR	Zoo	1275	523	752	
morfotipo 49	HR	Zoo	2	2		
morfotipo 9	HR	Zoo	74	73	1	
<i>Sorghum</i> sp (mf6)	HR	Zoo	62	62		
Portulacaceae			0			
<i>Portulaca elatior</i> Mart.	HR	Zoo	90	90		
Rubiaceae			0			
<i>Diodella apiculata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete	HR	Auto	16	6	10	
Solanaceae			0			
<i>Solanum amaricanum</i> Mill.	HR	Zoo	490	487		3
viscaceae			0			
morfotipo 51	HE	Zoo	8	8		
Zygophyllaceae			0			
<i>Tribulus terrestris</i> L.	HR	Zoo	42	39	3	
morfotipo 14	ID	Zoo	62	62		
morfotipo 20	ID	ID	1	1		
morfotipo 22	ID	ID	5	5		
morfotipo 29	ID	Zoo	9	9		
morfotipo 30	ID	Zoo	5	5		
morfotipo 31	ID	Zoo	1	1		
morfotipo 32	ID	Zoo	1	1		
morfotipo 34	ID	Zoo	3	3		
morfotipo 35	ID	Zoo	51	51		
morfotipo 39	ID	Zoo	5	5		
morfotipo 52	ID	Zoo	7	7		
morfotipo 56	ID	ID	4	4		
morfotipo 59	ID	ID	10	10		
morfotipo 62	ID	ID	16	8	8	
morfotipo 63	ID	ID	26	26		

Em que: Forma de vida (FV) sendo: LI – liana, HR – herbáceo, SA – subarbusto, AR – arbustivo, AB – arbóreo, HE – hemiparasita. Síndromes de dispersão (SD): Zoo – Zoocórica, Ane – Anemocórica, Auto – Autocórica. NTS - Número total de sementes, NCP – número de sementes nos coletores com poleiros secos, NSP - número de sementes nos coletores sem poleiros, NSA - número total de sementes nos coletores com poleiros vivos (abaixo da Algaroba), ID - indeterminada. Fonte: Gomes (2017).

Entre as 45 espécies identificadas a forma de vida predominante foi de ervas, com 23 espécies de habito herbáceo (51,11%), sete espécies de lianas (15,56%), seis espécies arbustivas, cinco arbóreas (11,11%) e uma espécie hemiparastia (2,22%). Dentre as espécies levantadas registrou-se maior riqueza de herbáceas e lianas (tabela 3). Dado indicativo do maior nível de alteração deste trecho da mata ciliar do rio São Francisco, historicamente utilizado para práticas agropastoris e invadido por Algaroba, após abandono.

A chuva de sementes nos coletores debaixo dos poleiros secos, na área com a supressão das Algarobas, teve maior diversidade de espécies, principalmente com muitas espécies herbáceas, como as da família Graminae que desenvolvem melhor a plena luz. Em termos de abundância relativa para o total de sementes coletadas nesta área, as três espécies mais abundantes foram de capins que somadas totalizaram 53,68% das sementes registradas. Já, na área com a manutenção das Algarobas, estas espécies de Gramíneas não foram abundantes. Abaixo do dossel da algarobeira tem se um sombreamento que pode ter dificultado a regeneração de espécies herbáceas, conjuntamente com outros filtros ecológicos, como a alelopatia desta espécie sobre as outras (NASCIMENTO, 2008).

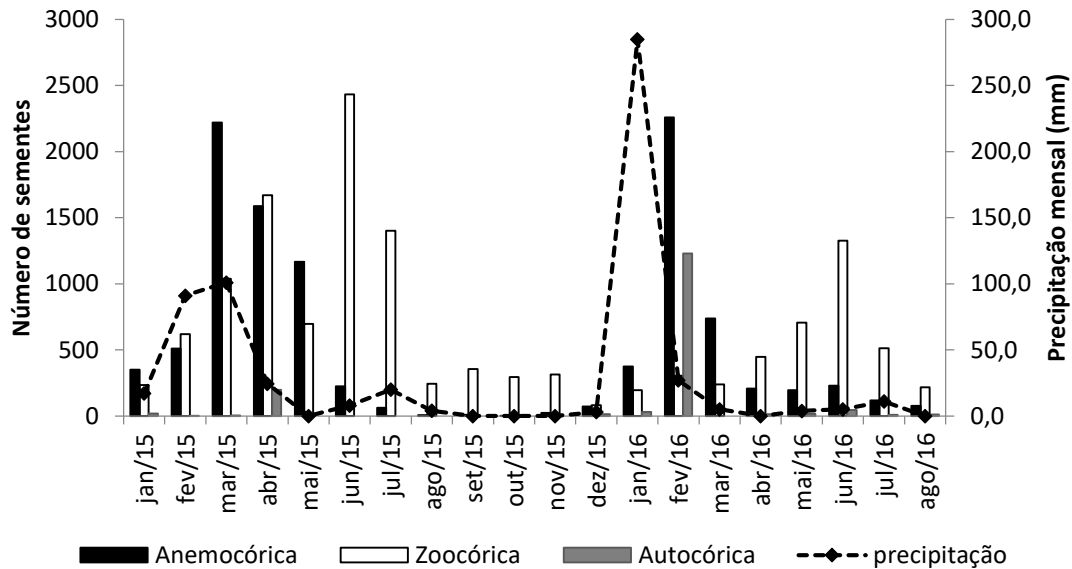
A chuva de sementes na área de estudo foi sazonal com maior deposição de sementes nos coletores no período das chuvas (60,24% das sementes) que no período seco (39,76%). A diferença entre a abundância de sementes para os períodos: seco e chuvoso foram significativas ($\chi^2=7761,59$; $p<0,01$; Apêndice 5). Como também, entre a abundância de sementes nas síndromes de dispersão (anemocórica, zoocórica e autocórica) e para os período (seco e chuvoso) ao longo do tempo de coleta de dados ($\chi^2=2135,48$; $p<0,01$; Apêndice 6). Silveira et al. (2015), estudando o uso de poleiros artificiais e enleiramento de galhada, na restauração de área degradada do semiárido da Paraíba, instalaram 12 poleiros dispostos em quatro transectos, com espaçamento de cerca de 3,5 metros. De acordo com estes autores, o número de sementes coletados debaixo dos poleiros teve comportamento sazonal, com influência do período de precipitação e da fenofase reprodutiva das espécies vegetais das áreas próximas de caatinga. O maior aporte de sementes foram registrados nos meses do período das chuvas. Estes autores concluíram que o uso de poleiros artificiais em área degradada no semiárido da Paraíba proporcionou o pouso da avifauna e a chegada de sementes de espécies nativas, como: *Cnidoscylus queercifolius* Pohl (Faveleira) e *Jatropha curcas* L. (Pinhão-manso).

Do total de sementes coletadas das espécies identificadas que tiveram o seu processo de dispersão conhecido, 70,43% destas foram zoocóricas, 25,66% anemocóricas e 3,91% autocóricas. A densidade de sementes agrupadas para as síndromes zoocórica e anemocórica na área com os coletores com poleiros artificiais secos foram 673,92 e 588,92 sementes/m² respectivamente. Na área com coletores debaixo da Algaroba a densidade de sementes zoocóricas foi de 1275,17 sementes/m² e anemocóricas com 18 sementes/m². Nos coletores sem poleiros a densidade calculada para as síndromes zoocórica e anemocórica foram 121,08 e 262,17 sementes/m² respectivamente. Dias et al. (2014), estudando a eficiência de poleiros em florestas tropicais observou que, a presença de poleiros artificiais levou a um aporte de 118 vezes maior de sementes zoocóricas, quando comparada aos coletores sem poleiros. Estes autores concluíram que os poleiros são catalisadores da restauração florestal, com incremento de sementes zoocóricas nestas áreas.

De acordo com Silva; Rodal (2009), para as síndromes de dispersão em regiões secas, os vetores abióticos tendem a ser mais importantes. Há variação na predominância e proporções das síndromes com a estratificação vertical da vegetação. Estas autoras, estudando os padrões das síndromes de dispersão em áreas de vegetação na caatinga Pernambucana, associadas a diminuição da pluviosidade, no município de Floresta (PE) próximo a área desta pesquisa, observaram predominância das síndromes autocórica e anemocórica (abióticas).

A deposição de sementes nos coletores abaixo dos poleiros ocorreu ao longo de todos os meses observados, mas com maior aporte de sementes no período de chuvas (Figura 9). Mas, para além da sazonalidade climática, outras variáveis poderiam influenciar nesta tendência de deposição das sementes, como tipo e forma dos poleiros, períodos de frutificação e dispersão das sementes (fenologia).

Figura 9. Deposição de sementes agrupadas por síndrome de dispersão, ao longo dos meses de estudo em Belém de São Francisco. Precipitação acumulada no mês, para a área de estudo.



Fonte: Gomes (2017)

Em áreas abertas e degradadas é comum ser observada a predominância da síndrome de dispersão anemocórica (PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014). Entretanto, para a área deste estudo, a síndrome de dispersão zoocórica foi dominante, em função da presença de espécies exóticas que descaracterizaram a cobertura vegetal nativa. A Algaroba, na área em que não teve a supressão de seus indivíduos em diferentes idades reprodutivas, frutificaram e dispersaram seus frutos ao longo de quase todos os meses do ano. Esta condição evidencia a forte pressão de propágulos que esta espécie exerce na área. Nascimento (2008), relatou que estima-se que, uma única árvore de Algaroba, poderia produzir de 630.000 a 980.000 sementes em um ano, corroborando a tese de pressão de propágulos nas áreas invadidas. Em parte da área, onde houve a supressão da Algaroba, e que já era colonizada por espécies de capins nos trechos mais abertos, passou ainda mais a ser colonizada por estas e por outras espécies exóticas, como o Melão-de-são-caetano (*Momordica charantia*).

Dentre as espécies registradas para a chuva de sementes tem se aquelas consideradas espécies indesejáveis frente aos objetivos de restauração ecológica, por competir com a vegetação ciliar nativa dificultando a sua regeneração natural, conforme registrado na tabela abaixo (Tabela 4).

Tabela 4 - Relação de espécies indesejáveis para as ações de restauração da mata ciliar do rio São Francisco em Belém do São Francisco (PE).

Variáveis em análise	Condição (i)	Condição (ii)	Condição (iii)
	Coletores com poleiros secos	Coletores abaixo da Algaroba	Coletores sem poleiros
Nº de sementes de Algaroba*	14 (0,07%)	14900 (96,02%)	0
Nº de sementes de melão-de-são-caetano*	2735 (13,56%)	346 (2,23%)	210 (4,21%)
Nº de sementes de lâ-de-ceda*	4 (0,02%)	167 (0,83%)	28 (0,14%)
Nº de sementes de Nim*	101 (0,50%)	6 (0,04%)	9 (0,18%)
Nº de sementes de Capim-bufell*	3033 (15,04%)	0	2504 (50,15%)
Nº de sementes de Capim-pé-de-galinha*	3868 (19,18%)	0	608 (12,18%)

* do total de sementes coletadas em cada condições. Fonte: Gomes (2017)

A espécie arbórea exótica, Algaroba, representou 36,66% de todas as sementes coletadas em todos os coletores, seguido por três espécies herbáceas de Gramíneas, duas identificadas, sendo: *Cenchrus ciliaris* L. (Capim-bufell) com 13,61% e *Chloris barbata* (L.) SW. (Capim-pé-de-galinha) com 11% das sementes registradas e o morfotipo 15 com 12,39% de sementes.

Esses dados demonstram os desafios de restauração da área que encontrava-se muito alterada, com chuva de sementes de baixa diversidade de espécies nativas e predominância de sementes das espécies exóticas. A cobertura de vegetação nativa da caatinga, em Belém de São Francisco – PE, vem sofrendo reduções nos últimos anos, com aumento das áreas de solo exposto (ASSIS et al., 2014).

Entre as seis espécies arbóreas registradas na chuva de sementes nos coletores da área de estudo, somente duas são da flora local, com registro de ocorrência de indivíduos na área da mata ciliar, sendo: *Cynophalla flexuosa* (Feijão-bravo) e *Mimosa tenuiflora* (Jurema-preta). A espécie autóctone, Feijão-bravo tem grande importância nesta área por ocorrer associada a Algaroba e por muitas espécies de pássaros alimentarem-se de suas sementes. Em 87% das parcelas implantadas

em campo na área de mata ciliar colonizada pela Algaroba foram registrados indivíduos de Feijão-bravo.

A chegada predominante de sementes autóctones na chuva de sementes abaixo dos poleiros, das espécies exóticas e introduzidas que ocorrem ao entorno da área de estudo, está relacionada com a degradação da vegetação local e da paisagem. A chuva de sementes alóctone é um fator fundamental para aumentar a riqueza de espécies na área em restauração. Entretanto, devido a presença de poucos fragmentos de matas ciliares conservadas ao longo do rio São Francisco (ZELLHUBER; SIQUEIRA, 2007; ARAUJO et al., 2009; AGUIAR NETTO et. al., 2011), tem dificultado a dispersão e chegada de novas espécies.

3.3 Regeneração abaixo dos poleiros e parcelas controle

Nas parcelas, abaixo dos poleiros e controle, foram quantificados 416 indivíduos regenerantes, sendo que nos poleiros com a colocação de galharia observaram o maior número de recrutamentos, totalizando 54,81% dos indivíduos (tabela 5).

Tabela 5. Regeneração abaixo dos poleiros com galhadas (PCG) e poleiros sem galhadas (PSG) e parcelas sem poleiros (SP), na área de estudo em Belém de São Francisco (PE).

Família	Espécies	PCG	PSG	SP	N	FV	SD
Fabaceae	<i>Prosopis juliflora</i> (SW) DC	203	90	40	333	ARB	Zoo
Poaceae	<i>Indeterminada sp2</i>	7	8	24	39	HER	Zoo
Poaceae	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.		3	9	12	HER	Ane
Poaceae	<i>Chloris barbata</i> (L.) SW.		5	4	9	HER	Ane
Boraginaceae	<i>Heliotropium indicum</i> L.	4		3	7	HER	Zoo
Molluginaceae	<i>Mollugo verticillata</i> L.	4			4	HER	Aut
Malvaceae	<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizick	3			3	SUB	Ane
Malvaceae	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	1		2	3	LI	Ane
Aizoaceae	<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	2			2	HER	Zoo
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia podantha</i> Cong.	1			1	LI	Zoo
Fabaceae	<i>Indeterminada sp1</i>	1			1	SUB	ID

(Continuação)

Família	Espécies	PCG	PSG	SP	N	FV	SD
Fabaceae	<i>Indigofera sp</i>	1			1	SUB	Aut
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	1			1	ARB	Zoo
Total geral		228	106	82	416		

Em que: N – Número total de indivíduos regenerantes; FV – Forma de Vida: ARB – Arbórea, HER – Herbácea, SUB – Subarborescente, LI – Liana; SD – Síndrome de Dispersão: Zoo – Zoocórica, Ane – Anemocórica, Aut – Autocórica e ID – Indeterminada. Fonte: Gomes (2017).

As diferenças observadas entre o recrutamento de indivíduos regenerantes debaixo de poleiros com galharia e sem galharia ($\chi^2=26,377$; $p<0,01$), poleiros com galharia e nas parcelas controle ($\chi^2=59,075$; $p<0,01$) e entre os poleiros sem galharia e controle ($\chi^2=45,054$; $p<0,01$) foram significativas (Apêndice 7). Os dados observados evidenciam que, os poleiros e a colocação da galharia favoreceram a germinação e estabelecimento das sementes em campo (Figura 10). De acordo com Bechara (2006), a colocação de palhada, restos de folhas (*mulching*) sobre o solo abaixo dos poleiros facilitou a germinação e estabelecimento das espécies, corroborando com os resultados encontrados neste estudo. Zanini; Ganade (2005), em Floresta com Araucária, também observaram nos locais com poleiros artificiais apresentaram maior abundância e riqueza de plântulas do que nas áreas sem poleiros.

Figura 10. Galharia enleirada abaixo de poleiro seco, na área de restauração em Belém de São Francisco – PE.



Em que: a) momento inicial de instalação, e b) após dois anos com regeneração e espécies herbáceas entre o material. Fonte: Gomes (2017).

A riqueza de espécies regenerantes foi inferior a observada na chuva de sementes nos coletores debaixo dos poleiros, sendo para a regeneração contabilizada 13 espécies, o que gerou índice de diversidade de Shannon ($H' = 1,23$) e de equitabilidade ($J' = 0,33$) baixos. Devido a maior abundância de indivíduos regenerantes de Algaroba houve uma má distribuição dos indivíduos por espécie, que refletiu no baixo índice de equitabilidade. A similaridade entre a florística da chuva de sementes e a regeneração debaixo dos poleiros foi baixa, com 11,27% de semelhança entre as espécies observadas.

As espécies registradas, com maior abundância de regenerantes frutificaram ao longo dos meses de observação, na área de estudo. Também pode ser possível que, muitas destas sementes que germinaram debaixo dos poleiros estivessem no banco de sementes do solo, pois muitas espécies identificadas constituem banco de sementes persistente. Espécie com essa estratégia, de formar banco de sementes persistente, tem sementes dormentes que permanecem viáveis no solo por mais de um ano (GARWOOD, 1989). De acordo com Webb; Peart (2001), a diversidade de plântulas de um local está fortemente relacionada com a diversidade de dispersores em atividade nesta área, e não somente com as espécies adultas autóctones. Dessa forma, acredita-se que a baixa riqueza de aves dispersores de sementes visitando os poleiros, influenciou na riqueza de espécies regenerantes, na área de estudo.

Entre as espécies regenerantes abaixo dos poleiros, 61,54% destas também tiveram sementes identificadas na chuva de sementes, nos coletores debaixo dos poleiros. As espécies foram *Cayaponia podantha*, *Cynophalla flexuosa*, *Herissantia crista*, *Prosopis juliflora*, *Cenchrus ciliaris*, *Chloris barbata*, *Mollugo verticillata* e *Heliotropium indicum*. Holl (1999), considera as baixas taxas de aporte de sementes como o principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas. Para muitas das espécies nativas presentes na chuva de sementes, da área de estudo, foram registradas baixas densidade de sementes.

As três espécies de capins regenerantes (*Cenchrus ciliaris*, *Chloris barbata* e *Eragrostis sp*) no período das chuvas recobrem boa parte da área, trazendo um benefício direto de cobertura do solo, diminuindo as chances de erosão do solo. Todavia, as espécies de capins também podem exercer efeitos negativos de competição com a regeneração de espécies arbustivo-arbóreas nativas da mata ciliar (HOLL, 1998; MARTINS, 2012).

Das 13 espécies que germinaram debaixo dos poleiros, somente duas apresentaram hábito arbóreo, sendo *Cynophalla flexuosa*, espécie nativa da flora local, com sementes zoocóricas. Observou-se muitas espécies de aves alimentando-se de suas sementes. Porém, essa espécie não recrutou muitos regenerantes debaixo dos poleiros, podendo ter relação com a recalitrância e predação de suas sementes, o que dificulta sua germinação em áreas de caatinga (FABRICANTE et al., 2009; SILVA et al., 2013).

Este resultado, com baixo recrutamento de indivíduos regenerantes abaixo de poleiros artificiais tem sido apontado como uma limitação ao bom desenvolvimento da técnica em outros estudos (TOMAZI et al., 2010; DIAS et al., 2014). De acordo com Tomazi et al. (2010), parte das espécies que chegam na chuva de sementes abaixo dos poleiros não são recrutadas, em funções de barreiras limitantes a sua germinação e estabelecimento. Entre estes possíveis filtros ecológicos que, poderiam limitar o recrutamento debaixo dos poleiros, estão a competição com gramíneas (Capins), a predação de sementes, as condições físicas e nutricionais do solo abaixo dos poleiros (ZIMMERMAN et al., 2000; TOMAZI et al., 2010). As condições climáticas desfavoráveis (baixa precipitação e alta temperatura), principalmente nas regiões secas, como na área da presente pesquisa, também afetam a germinação.

Silveira et al. (2015), estudaram o uso de poleiros artificiais e o enleiramento de galhada na restauração de área degradada na caatinga da Paraíba. Estes autores concluíram que o uso conjunto de poleiros artificiais e de enleiramento de galhadas incrementou a chuva de sementes e aumentou o conteúdo de matéria orgânica do solo. Condição que favoreceu a sucessão natural, com a chegada de novas espécies da flora e fauna. Nas leiras feitas com galhadas observou a germinação de espécies nativas, como a espécie *Cnidoscylus quercifolius* (Faveleira) que regenerou no interior das galhadas. Como também, serviu de abrigo e ninho para espécies de aves.

Vale reforçar que, no período destes dois anos de desenvolvimento da pesquisa, a região de estudo passou por uma das maiores secas dos últimos anos, com grande déficit hídrico (APAC, 2016). Como também, a avaliação da regeneração foi realizada no mês de novembro de 2016, coincidindo com o período seco, o que dificulta a germinação das sementes e o seu estabelecimento abaixo dos poleiros.

A espécie Algaroba (*Prosopis juliflora*), arbórea exótica invasora de matas ciliares degradadas na região semiárida, demonstra a sua resistência e adaptação à região, que mesmo em condições climáticas desfavoráveis neste período de estudo,

mantve se presente na chuva de sementes e na regeneração (figura 11). O uso de indivíduos desta espécie como poleiros vivos não é recomendado, uma vez que esta tem alta produção de sementes e regenera ao longo do ano, mantendo a invasão biológica da área. Pode-se matar os indivíduos de algarobeira em pé, por meio de anelamento e aplicação de herbicida, e utilizá-los como poleiros secos, evitando a pressão de propágulos e a regeneração desta espécie na área. Spindola et al. (2005), enfatizaram o cuidado que deve-se ter com o uso de espécies arbóreas exóticas como poleiros vivos, recomendando também a morte dos indivíduos nas áreas em restauração, para evitar a expansão da invasão por estas espécies.

Figura 11. Indivíduos regenerantes de Algaroba em parcela de poleiro secos, dois anos após a implantação dos poleiros. Belém de São Francisco - PE.



Fonte: Gomes (2017)

A técnica nucleadora de restauração, por meio do uso de poleiros secos e vivos na área desta pesquisa na região do Sertão de Pernambuco, incrementou a chegada de sementes. Entretanto, não viabilizou o estabelecimento de novas espécies

arbustivo-árbores aloctones na área. Parte desta ineficiência vem das sementes mais abundantes, presentes na chuva de sementes da área, ser de espécies exóticas e terem ocorrido poucos indivíduos regenerantes da flora local abaixo dos poleiros. Contudo, pela oferta de sítios de pousos atrativos para a avifauna, que poderá incrementar a chuva de sementes com espécies alóctones, e pelo baixo custo de implantação desta técnica, recomenda-se o uso de poleiros na restauração.

Os poleiros deverão ser construídos com o uso de galharias, mais altas possível, e preservando as pontas dos galhos, que são sítios preferencias de pouso. Debaixo dos poleiros, para facilitar a germinação das sementes dispersas pela avifauna, limpar o solo com a retirada de plantas exóticas invasoras e colocar material orgânico de cobertura, como galharias ou folhas.

4. CONCLUSÕES

A avifauna identificada na área de estudo refletiu as condições de alterações da mata ciliar da caatinga na região, com baixa diversidade e espécies adaptadas a ambientes mais alterados, menos dependentes de fisionomias arbóreo-arbustivas.

A riqueza de espécies de aves que usaram os poleiros vivos e secos foram similar, sendo a maioria destas espécies de aves insetívoras e onívoras.

O uso de poleiros (artificiais e naturais) é eficaz em aumentar a chegada de sementes zoocóricas nas áreas em restauração. Entretanto, a germinação e estabelecimento das sementes de muitas espécies registradas na chuva de sementes não ocorreram.

O enleiramento de galhadas debaixo do poleiro favoreceu a germinação e estabelecimento das espécies, sendo recomendada a colocação de galharia, folhas ou qualquer outro material orgânico disponível, debaixo dos poleiros sobre o solo.

O uso de poleiros secos mais altos são mais atrativos para avifauna, devendo dar preferência para galhadas de árvores secas com mais de três metros de altura na instalação de poleiros artificiais secos.

A espécie exótica Algaroba produz grande quantidade de frutos e sementes viáveis e teve o maior número de sementes e indivíduos regenerantes na área debaixo dos poleiros.

As árvores vivas de Algaroba nas áreas em restauração devem ser mortas em pé, com o anelamento e pincelamento de herbicida para serem utilizadas como poleiros secos ou retiradas da área, não se recomendando o uso destas como poleiros vivos.

5. REFERÊNCIAS

AGUIAR NETTO, A de O.; LUCAS, A. T.; (Org.). **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 312 p. 2011.

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

APG 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** 161: 105-121, 2009.

ARAUJO, G. M. de. **Matas ciliares da caatinga: florística, processo de germinação e sua importância na restauração de áreas degradadas**. 2009. 68 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco. 2009. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_arquivos/7/TDE-2009-10-14T113831Z-304/Publico/Giseli%20Maria%20de%20Araujo.pdf. Acesso em: 11 dez. 2015.

ATHIÊA, S.; DIAS, M. M. Use of perches and seed dispersal by birds in an abandoned pasture in the Porto Ferreira state park, southeastern Brazil. **Braz. J. Biol.** February 29, 2016.

BECHARA, F. C. **Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. 2003. 124 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC. 2003. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/86536/190967>. Acesso em: 12 jun. 2014.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura. 2006. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-22082006-145733/pt-br.php> Acesso em: 02 jul. 2014.

CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2011. Listas das aves do Brasil. Ver- Sigrist, T. (2009) Avifauna Brasileira: The avifauna of Brazil field guide to the birds of Brazil 25/1/2010. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 5 ago. 2015.

DIAS, C.R.; UMETSU, F.; BREIER, T.B. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 501-507, 2014.

DEVELEY, P.F. Métodos para estudos com aves. In: Cullen Jr.,L.; Rudran, R.; Valladares-pádua, C.(orgs.). **Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. 2 ed.- 652p. Ed. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

EFE, M. A. **Guia Prático do Observador de Aves**. Brasília: CEMAVE/IBAMA, 1999.

FABRICANTE, J.R., ANDRADE, L.A.; OLIVEIRA, L.S.B. Fenologia de *Capparis flexuosa* L. (Capparaceae) no Cariri Paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, 4: 133-139. 2009.

FARIAS, G. B. DE; PEREIRA, G. A.; BURGOS, K. Q. de. Aves da Floresta Nacional de Negreiros (Serrita, Pernambuco). **Atualidades Ornitológicas** On-line Nº 157 - Setembro/Outubro 2010.

FARIAS, G. B. de; PEREIRA, G. A. Aves de Pernambuco: o estado atual do conhecimento ornitológico. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, n. 3, p. 1-10, jan. 2009.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A., PARKER, V. T. & SIMPSON, R. A. (eds.). **Ecology of soil seed banks**. Academic Press. San Diego, pp. 149-209. 1989.

GOMES, J. M. et al. Florística de Mata Ciliar em Ilha Fluvial, como Suporte a Recuperação de Áreas Sob Invasão Biológica de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., no Semiárido Pernambucano. In: **Anais.. VII Simpósio Brasileiro de Pós-Graduação em Ciências Florestais**, 2014.

GUEVARA, S. E LABORDE, J. Monitoramento de árvores que estão isolados em pastagens tropicais: consequências para a disponibilidade de espécies locais. **Vegetatio**, vol. 107/108, pp. 319-338. 1993.

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

HOLL, K.D., LOIK, M.E., LIN, E.H. & SAMUELS, I.A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology** 8 (4), pp. 339-349. 2000.

HOLL K. D. Do Bird Perching Structures Elevate Seed Rain and Seedling Establishment in Abandoned Tropical Pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, n. 3, p. 253-261. 1998.

IUCN. (2007). **Red List of Threatened Species**. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 03 fev 2017.

MAJOR, I., GONZAGA, S.J.L.; CASTRO, R. **Aves da Caatinga**. Edições Demócrito Rocha, Associação Caatinga, Fortaleza, 256 p. 2004.

MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa:, MG: Ed. UFV, 293 p. 2012.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 179 p. 1988.

MELO, V.A. et al. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Árvore**, 24 (3): 235-240. 2000.

MENEZES, J. B. et al. Índice de vulnerabilidade à erosão para uma bacia na mesorregião do São Francisco Pernambucano, a partir das relações entre morfogênese e pedogênese. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 8, n. 2, p. 45-56, 2007.

NASCIMENTO, C. E. S. **Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (sw) dc. nas planícies aluviais da caatinga**. 2008, 115f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2008. Disponível em: <http://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/517>. Acesso em: 25 ago. 2014.

OLMOS, F.; SILVA, W.A.G.; ALBANO, C.G. Aves em oito áreas de Caatinga no Sul do Ceará e Oeste de Pernambuco, Nordeste do Brasil: composição, riqueza e similaridade. **Papéis Avulsos de Zoologia**, 45: 179-199. 2005.

PACHECO, J.F. As aves da Caatinga: uma análise histórica do conhecimento. In: Silva, J.M.C.; Tabarelli, M.; Fonseca, M.T. & Lins, L.V. (Eds), **Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para conservação**. MMA, Brasília. p.189-250. 2004.

PEREIRA, G. A.; MEDCRAFT, J.; SANTOS, S. S. DOS; FONSECA NETO, F. P. da. Riqueza e conservação de aves em cinco áreas de caatinga no nordeste do Brasil. **Cotinga**, v36: p 16–26, 2014.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 911-923, 2014.

Pijl, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants**. Springer Verlag, New York.1982.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, p. 85-92. 2003.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D.R.; TRENTIN, B.E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.

SANTOS, M. M. G.; PILLAR, V. D. Influência de Poleiros Naturais e Artificiais na Expansão da Floresta com Araucária sobre os Campos, em São Francisco de Paula, RS. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 594-596. 2007.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**, Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira. 1997.

SILVA, A.C.DA C., PRATA, A.P. DO N., MELLO, A. A. DE., SANTOS, A.C. A. DA S. Síndromes de dispersão de Angiospermas em uma Unidade de Conservação na Caatinga, SE, Brasil. **Hoehnea** 40(4): 601- 609, 2013.

SILVA, F.A.S, AZEVEDO, C.A.V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. *Afr. J. Agric. Res.* Vol. 11(39), pp. 3733-3740, 2016.

SILVA, et al. Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade, p. 237-273. In: I.R. Leal, M. Tabarelli & J. M. C Silva. (Eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio**. Pernambuco, Recife: Editora Universitária da UFPE. 522p. 2003.

SILVA, M. C. N. A. DA; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta bot. bras.** 23(4): 1040-1047. 2009.

SILVEIRA, M. H. B., MACHADO, C. G. Estrutura da comunidade de aves em áreas

de caatinga arbórea na Bacia do Rio Salitre, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 20(3), 161-172 p. 2012.

SILVEIRA, L.P. et al. Poleiros artificiais e enleiramento de galhada na restauração de área degradada no semiárido da paraíba, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 03, n. 03, p. 165-170, jul./set. 2015.

SOUZA, D. **Todas as aves do Brasil: guia de campo para identificação**, 2ª edição, Feira de Santana: Editora Dall. 2004.

TOMAZI, A.L.; ZIMMERMANN, C.E.; LAPS, R.R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Biotemas**, 23 (3): 125-135, setembro de 2010.

VIELLIARD, J., SILVA, W.R. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados do interior do Estado de São Paulo, Brasil. In: **Anais do IV Encontro Nacional dos Anilhadores de Aves**, 117-151, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1990.

VOLPATO, G.H. et al. O papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: MG: Ed. UFV, 293 p. 2012.

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology** 13(3): 507-514. 2005.

WILLIS, E. O. The composition of avian communities in the remanescente woodlots in southern Brazil. **Papéis avulsos de zoologia** 33, 1-25. 1979.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Ecological Restoration**, 8 (4): 350-360. 2000.

ZELHUBER, A.Z.; SIQUEIRA, R. Rio São Francisco em descaminho: degradação e revitalização. Cadernos do CEAS, 227:7-32. 2007. Disponível em: http://www.saofranciscovivo.com.br/files/CEAS_227_especial%20RSF.pdf. Acesso em: 26 jan. 2014.

WEBB, C.O. & PEART, D.R. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. **Ecology letters** 4, pp. 491-499. 2001.

APÊNDICES

Apêndice 1. Teste de Qui-quadrado para a frequência de pouso de aves para os períodos de chuva e seca.

	Frequência observada						total
	p1	p2	p3	p4	p5	p6	
Chuva (1)	325	329	113	137	324	291	1519
Seco (2)	287	503	220	147	703	382	2242
Total geral	612	832	333	284	1027	673	3761
	Frequência esperada						total
	p1	p2	p3	p4	p5	p6	
Chuva (1)	247,1757511	336,03	134,493	114,7	414,787	271,813	
Seco (2)	364,8242489	495,97	198,507	169,3	612,213	401,187	
X2 calculado	89,99						
X2 tabelado (GL 1; 1%)	6,64						
p (<0,000000)	6,75019E-18						

Onde: p – probabilidade, p1 a p6 - parcelas

Apêndice 2. Teste de Qui-quadrado para a frequência de pouso da aves nos poleiros altos e baixos.

	Frequência observada						total
	p1	p2	p3	p4	p5	p6	
Alto (1)	456	527	221	216	905	573	2898
Baixo (2)	156	305	112	68	122	100	863
Total geral	612	832	333	284	1027	673	3761
	Frequência esperada						total
	p1	p2	p3	p4	p5	p6	
Alto (1)	471,570327	641,089	256,59	218,8	791,344	518,573	
Baixo (2)	140,429673	190,911	76,4103	65,17	235,656	154,427	
X2 calculado	208,430906						
X2 tabelado (GL 1; 1%)	6,64						
P	4,45966E-43						

Onde: p – probabilidade, p1 a p6 - parcelas

Apêndice 3. Teste de Qui-quadrado para a frequência de pouso da aves nas partes dos poleiros altos e baixos.

	Frequência observada						total
	p1	p2	p3	p4	p5	p6	
Alto (1)	504	655	267	248	887	593	3154
Baixo (2)	108	177	66	36	140	80	607
Total geral	612	832	333	284	1027	673	3761

	Frequência esperada					
	p1	p2	p3	p4	p5	p6
Alto (1)	513,2273332	697,721	279,256	238,2	861,249	564,382
Baixo (2)	98,77266684	134,279	53,744	45,84	165,751	108,618
X2 calculado	36,8464751					
X2 tabelado (GL 1; 1%)	6,64					
P	6,42925E-07					

Onde: p – probabilidade, p1 a p6 - parcelas

Apêndice 4. Análise de variância para a variável densidade de sementes/m² para a chuva de sementes coletada abaixo dos Poleiros. Dados transformados por raiz quadrada.

FV	GL	SQ	QM	F	p
Tratamentos	2	206,69264	103,34632	4,6815*	0,0263
Resíduo	15	331,13297	22,07553		
Total	17	537,82561			

Apêndice 5. Análise não paramétrica de KRUSKAL-WALLIS para variável número de espécies vegetais na chuva de sementes nos diferentes tipos de poleiros.

Tratamento	repetições	Soma dos Postos	Média	alfa-5%
Poleiros secos	6	93	15,5	A
Poleros vivos abaixo da Algaroba	6	57	9,5	B
Controle (coletor sem poleiros)	6	21	3,5	B
H=	15,3			
H-crit=	9,2104			
p=	<0,01			

Apêndice 6. Teste de qui-quadrado para o número de sementes para os períodos: seco e chuvoso, e para síndrome de dispersão.

Número de sementes por período seco e chuvoso por síndrome de dispersão				
Frequência observada				
Período	Ane	Zoo	Auto	Total
Seco	750	15344	65	16159
Chuvoso	9679	13284	1524	24487
Total	10429	28628	1589	40646
Frequência esperada				
Período	Ane	Zoo	Auto	
Seco	4146,1	11381,2	631,714	
Chuvoso	6282,9	17246,8	957,286	
x ² calculado	7751,7			
x ² tabelado (0,1%)	20,52			
P	<0,000			

Número de sementes por período seco e chuvoso			
Frequência observada			
Coletores	seco	chuva	soma
coletores com poleiros secos	6560	13611	20171
Coletores sem poleiros	1276	3717	4993
coletores Algaroba	8346	7172	15518
soma	16182	24500	40682
Frequência observada			
	seco	chuva	
coletores com poleiros secos	8023,38	12147,6	
Coletores sem poleiros	1986,06	3006,94	
coletores Algaroba	6172,56	9345,44	
x ² calculado	2135,49		
x ² tabelado (0,1%)	10,83		
p	<0,0000		

Apêndice 7. Teste de qui-quadrado para o número de regenerantes abaixo dos poleiros com e sem galharia e controle (sem poleiro).

Frequência observada				
Parcelas	c/ galharia	s/ galharia	sem poleiro	Total geral
1	36	26	24	86
2	3	8	15	26
3	116	50	29	195
4	60	14	4	78
5	4	5	1	10
6	9	3	9	21
Total geral	228	106	82	416

Frequência observada			
Parcelas	c/ galharia	s/ galharia	sem poleiro
1	47,135	21,913	16,952
2	14,250	6,625	5,125
3	106,875	49,688	38,438
4	42,750	19,875	15,375
5	5,481	2,548	1,971
6	11,510	5,351	4,139

Comparando poleiros com galharia e sem galharia

X² calculado 26,37716435

X² tabelado (5gl;1%) 15,09

p <0,00000

Comparando poleiros com galharia/controle (sem poleiro)

X² calculado 59,07527848

X² tabelado (5gl;1%) 15,09

p <0,00000

Comparando sem galharia/controle (sem poleiro)

X² calculado 45,05482864

X² tabelado (5gl;1%) 15,09

p <0,00000

Onde: c/ - com e s/ - sem, p – probabilidade

CAPÍTULO 2

CHUVA E BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS CILIARES INVADIDAS POR ALGAROBA (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) NO SERTÃO DO SÃO FRANCISCO: IMPLICAÇÕES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

GOMES, JUVENAL MARTINS. CHUVA E BANCO DE SEMENTES EM ÁREAS CILIARES INVADIDAS POR ALGAROBA (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) NO SERTÃO DO SÃO FRANCISCO: IMPLICAÇÕES PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA. Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Resumo

Esta pesquisa objetivou avaliar como a invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Algaroba) afeta a riqueza e densidade de espécies na chuva e banco de sementes do solo em áreas de mata ciliar alterada e suas implicações para a restauração ecológica. Três áreas foram avaliadas, sendo as áreas I e II com e sem invasão de Algaroba, respectivamente, em que foram avaliados a chuva e o banco de sementes. Já na área III em processo de restauração foram avaliados o banco de sementes do solo, a capacidade de rebrota e regeneração da Algaroba. Para avaliar a chuva de sementes um total de 50 coletores (25 por área), com área de 0,25 m² cada, foram instalados e coletados mensalmente no período de novembro/2014 a outubro/2015. Para o banco de sementes do solo foram coletadas 25 amostras de cada camada (serrapilheira e solo de 0-5cm) por área, em dois momentos de coleta (período seco e com chuvas) totalizando 150 amostras. A riqueza e densidade do banco de sementes foram determinadas pelo método de emergência de plântulas. A capacidade de rebrota das cepas e a regeneração de indivíduos de Algaroba foram avaliadas nas parcelas de intervenção da restauração da área. Na chuva de sementes foram aportadas um total de 459 sementes, com maior densidade de 55 sementes/m² na área I e 19 sementes/m² na área II. Do total de sementes aportadas nos coletores, 61% foram sementes de Algaroba, que apresentaram maior densidade na área I com 42 sementes/m², enquanto na área II com 3 sementes/m². A composição florística da chuva de sementes foi de 24 espécies, distribuídas em 18 gêneros e 13 famílias botânicas, com 12 espécies na área I e 13 espécies na área II. A área II em que não ocorre a invasão por Algaroba apresentou maior riqueza de espécies arbóreas nativas com nove espécies nativas da caatinga. No banco de sementes emergiu um total de 5.753 mil plântulas, densidade de 1841 sementes/m² considerando as duas áreas (I e II), distribuídas em 27 famílias e 94 espécies. Na área em processo de restauração ecológica (III) o banco de sementes teve 2032 emergência de plântulas representando uma densidade de 650 sementes/m². O gradiente de umidade (alagamento temporário) e a variação de textura do solo influenciou a densidade e riqueza de espécies no banco de sementes do solo. Na área III, o trecho mais próximo da margem do rio com textura do solo média argilosa registrou-se maior densidade (789 sementes/m²) e riqueza de espécies (44 espécies). A riqueza e a densidade de sementes foram maiores na camada do solo do que na serrapilheira em ambas áreas. Ocorreu variação sazonal para o banco e chuva de sementes dentro do período avaliado, com maior aporte da chuva de sementes no período de chuvas e do banco de sementes no período seco. A invasão biológica de Algaroba afetou a composição e diversidade de sementes de espécies arbustivo-arbóreas de forma negativa. A alta capacidade de rebrota e germinação da Algaroba do banco de sementes do solo, após os primeiros anos da supressão em áreas de restauração dificultará a restauração das matas ciliares degradadas do semiárido.

GOMES, JUVENAL MARTINS. SEED RAIN AND BANK A IN RIPARIAN AREAS INVADED BY ALGAROBA (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) IN BACKWOODS OF SAN FRANCISCO: IMPLICATIONS FOR ECOLOGICAL RESTORATION. Adviser: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Comittee: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

ABSTRACT

This research aimed to evaluate how the biological invasion by *Prosopis juliflora* (Algaroba) affects the richness and density of species in rain and soil seed bank in altered riparian areas and its implications for ecological restoration. Three areas were evaluated, being the areas I and II with and without invasion of Algaroba, respectively, in which rain and seed bank were evaluated. In area III in the process of restoration, the soil seed bank and the regrowth and regeneration capacity of the Algaroba were evaluated. To evaluate the seed rain a total of 50 collectors (25 per area), with an area of 0.25 m² each, were installed and collected monthly from November/2014 to October/2015. For the soil seed bank, 25 samples of each compartment (litter and soil of 0-5cm) were collected per area, in two sampling moments (dry period and rainfall) totaling 150 samples. The richness and density of the seed bank were determined by the seedling emergence method. The capacity of regrowth of the strains and the regeneration of individuals of Algaroba was evaluated in the plots of restoration intervention of the area. In the seed rain, a total of 459 seeds were added, with a higher density of 55 seeds/m² in area I and 19 seeds/m² in area II. Of the total of seeds contributed in the collectors, 61% were seeds of Algaroba, that presented greater density in the area I with 42 seeds/m², while in the area II with 3 seeds/m². The floristic composition of the seed rain was 24 species, distributed in 18 genres and 13 botanical families with 12 species in area I and 13 species in area II. The area II in which the invasion by Algaroba does not occur presented greater richness of native tree species with nine native species of the caatinga. In the seed bank emerged a total of 5,753 thousand seedlings, density of 1841 seeds/m² considering the two areas (I and II), distributed in 27 families and 94 species. In the area undergoing ecological restoration (III) the seed bank had 2032 emergence of seedlings representing a density of 650 seeds/m². The moisture gradient (temporary flooding) and soil texture variation influenced the density and species richness in the soil seed bank. In area III, the area closest to the margin of the river with texture of the most clayey soil showed higher density (789 seeds/m²) and species richness (44 species). Seed richness and density were higher in the compartment than in the litter in both areas. Seasonal variation for the bank and seed rain occurred during the evaluated period, with the highest contribution of seed rain in the rainy season and seed bank in the dry period. The biological invasion of Algaroba affected the composition and diversity of seeds of shrub-tree species in a negative way. The high capacity of regrowth and regeneration of the Algaroba of the seed bank of the soil, after the first years of the suppression in restoration areas will make difficult the restoration of degraded riparian forests of the semi-arid.

1. INTRODUÇÃO

Os processos ecológicos de chuva e banco de sementes do solo tem fundamental importância na dinâmica regenerativa da comunidade vegetal, após a destruição ou distúrbio da vegetação natural (BRAGA et al., 2015; MEDEIROS et al., 2015; CERÓN, 2015). As ações antrópicas afetam negativamente a composição, riqueza de espécies e densidade de sementes destes processos em floresta tropicais secas (SANTOS et al., 2010; BRAGA et al., 2015; SANTOS et al., 2016).

A chuva de sementes, por meio da dispersão de propágulos de áreas fontes (fragmentos florestais) e o banco de sementes, entendido como o estoque de sementes viáveis no solo, poderá levar ao estabelecimento de uma comunidade inicial e acelerar a sucessão ecológica (MARTINS, 2012). Na caatinga, o entendimento destes processos ecológicos tem sido investigado, mas ainda há muitas lacunas sobre sua dinâmica e fatores que o influenciam (SANTOS et al., 2013; FERREIRA et al., 2014; SANTOS et al., 2016). Estes conhecimentos, sobre o banco e chuva de sementes, poderão ser usados para catalisar a restauração ecológica de áreas ciliares com diferentes níveis de degradação (MARTINS, 2012).

As matas ciliares dentro do domínio da caatinga foram submetidas ao intenso uso agrícola e pecuária (SÁ, 2004; ARAUJO, 2009), a exemplo, no rio São Francisco estima-se que 90% estejam antropizadas em diferentes condições de degradação (ZELLHUBER; SIQUEIRA, 2007). Muitas áreas anteriormente ocupadas por vegetação nativa foram desmatadas e posteriormente abandonadas, quando perderam a capacidade produtiva. Em parte dessas áreas degradadas às margens de rios e riachos, na região semiárida, a Algaroba (*Prosopis juliflora* (sw.) DC.) ocupou desordenadamente extensas áreas no bioma Caatinga (PEGADO et al., 2006; PEREIRA et al., 2013; SANTOS; DIODATO, 2016).

O comportamento invasor de Algaroba nesta região, com capacidade de invadir áreas degradadas, de forma preferencial as manchas de Neossolos Flúvicos às margens de rios e córregos foi evidenciado por diversos autores nos últimos anos (PEGADO et al., 2006; OLIVEIRA, 2012; PEREIRA et al., 2013; SANTOS; DIODATO, 2016). Nascimento (2008), estima que cerca de 500 mil hectares foram invadidos por Algaroba no bioma Caatinga.

As condições para restauração dessas áreas degradadas após abandono e colonização por espécies exóticas dependem da resiliência de processos ecológicos

como banco de sementes do solo e da chuva de sementes (GONÇALVES et al., 2011; SANTOS et al., 2016). Bem como, de ações que favorecem a regeneração natural, como o isolamento de fatores de distúrbios e degradação e a erradicação das espécies exóticas (MARTINS, 2012).

A composição, densidade e diversidade do banco de sementes do solo e da chuva de sementes que estará atuante na sucessão, para formação de vegetação secundária são influenciadas por vários fatores. Podem-se destacar: o tipo, tempo e intensidade do distúrbio provocado principalmente pelas práticas agrícolas e pastoreio por animais nessas áreas (SANTOS et al., 2010; GONÇALVES et al., 2011); a idade e estágio de sucessão das manchas de vegetação ao entorno (SANTOS et al., 2016); a presença de fragmentos florestais remanescentes próximos a área alvo de restauração que poderá incrementar a chegada de propágulos alóctones pela chuva de sementes (MARTINS, 2012; JESUS, 2013) e a capacidade de armazenamento de sementes no banco de sementes do solo frente a sazonalidade climática e variações espaciais de habitats (SANTOS et al., 2016).

Quando ocorre o estabelecimento de espécies exóticas invasoras, a exemplo das espécies de Algaroba (*Prosopis* sp), como estas afetam a composição, riqueza de espécies, densidade e dinâmica do banco de sementes e da chuva de sementes das áreas ciliares invadidas da caatinga. Estudo fitossociológicos tem demonstrado os impactos negativos da invasão de Algaroba na estrutura e diversidade de espécies nativas destes ambientes (PEGADO et al., 2006; OLIVEIRA, 2012; PEREIRA et al., 2013; SANTOS e DIODATO, 2016). Todavia, são escassos os trabalhos que abordam os efeitos dessa invasão nos processos ecológicos do banco de sementes do solo e da chuva de sementes, e as implicações nas estratégias de restauração destas áreas.

Dessa forma, esta pesquisa buscou avaliar como a invasão biológica por *Prosopis juliflora* afeta a riqueza e densidade de espécies na chuva e banco de sementes em áreas de mata ciliar alterada e colonizada pela espécie, comparando com área sem a presença de Algaroba. Como também, nas condições de áreas em restauração ecológica, como se comporta o banco de sementes após erradicação da espécie exótica e as variações de riqueza e densidade de espécies frente às heterogeneidades de um gradiente de umidade e textura do solo nesta área.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DE ESTUDO

A pesquisa foi desenvolvida no município de Belém de São Francisco – PE (Figura 1), localizado a 455,8 km a sudoeste da cidade de Recife, região de desenvolvimento denominada de Sertão do São Francisco (CPRM, 2005).

Figura 1- Mapa do Brasil e do estado Pernambuco, com localização no município onde foi desenvolvida a pesquisa.



O clima local, de acordo com Köppen pode ser descrito como do tipo BSh' com precipitação média de 426,4 mm e temperatura média de 24 °C, considerando a série histórica mensal entre os anos de 1960 a 1990 (MENEZES et al., 2007). Menezes et al. (2007), relataram que os valores máximos de precipitação média para o município de Belém de São Francisco ocorrem entre os meses de janeiro a abril, com valor médio máximo no mês de março de 99 mm. O valor mínimo de precipitação média mensal ocorreu no mês de agosto com 6 mm. A temperatura média permanece durante todo o ano acima de 23°C, sendo a mínima verificada nos meses de julho (23,7°C) e a máxima verificada no mês de novembro (27,9°C).

Nesta região tem extensa área coberta por vegetação do tipo Caatinga hiperxerófila, que ocorre em regiões com maiores limitações nos índices pluviométricos (EMBRAPA, 2006). No município é registrado uma formação mais seca e aberta rica em *Aspidosperma pyrifolium* Mart. (Pereiro), *Pilocereus gounellei* Webber (Xiquexique), *Cnidoscolus phyllacanthus* (Muell. Arg.) Pax. e K. Hoffm. (Favela) e *Calliandra depauperata* Benth. Em pequenos riachos com Neossolos e Planossolos, ocorre à caatinga com Carnaúba (*Copernicea prunifera* (Mill.) H. E. Moore),

(EMBRAPA, 2006). A vegetação nativa de caatinga do município tem sofrido diversas alterações em função do uso agrícola, corte de lenha e criação extensiva de animais, com redução da área conservada (ASSIS et al., 2014).

Quanto aos solos no município de Belém de São Francisco, nos patamares compridos e baixas vertentes do relevo suave ondulado, ocorrem Planossolos mal drenados de fertilidade natural média e com problemas de sais. Nos topos e altas vertentes, com solos do tipo Luvisolos, rasos e fertilidade natural alta. Em topos e altas vertentes de relevo ondulado ocorrem os Argissolos, drenados e fertilidade natural média e nas elevações residuais, os solos Neossolos Litólicos, rasos, pedregosos e fertilidade natural média (CPRM, 2005; EMBRAPA, 2006).

2.2 SELEÇÃO DAS ÁREAS PARA INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO

Duas áreas de floresta de galeria da caatinga (*sensu* ANDRADE-LIMA, 1981) foram selecionadas pelo critério visual da presença e ausência da espécie invasora Algaroba (*Prosopis juliflora*) para estudo do banco e chuva de sementes. A área I com dominância de Algaroba formando povoamentos adensados desta espécie. A área II selecionada num trecho que não ocorria invasão de Algaroba, porém visualizavam-se poucos indivíduos isolados desta espécie no meio da vegetação nativa ao longo da área (Figura 2).

Figura 2 – Áreas (I e II) selecionadas para a pesquisa em Belém de São Francisco – PE. a) Área I – Mata ciliar às margens do rio São Francisco invadida por Algaroba na ilha do Jatinã. b) Área II – Mata ciliar às margens do riacho Venezuela, sem a invasão de Algaroba



Fonte: Gomes (2017)

A área com invasão de Algaroba (área I) encontra-se na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), em uma ilha fluvial do Rio São Francisco, denominada de Ilha do Jatinã. Está localizada nas coordenadas geográficas de latitude 08°45'00" S e longitude de 38°59'00" W, com altitude de 305m e área de 9,78 ha. O principal tipo de solo na área I de estudo é Neossolo Flúvico que apresenta elevada saturação por bases, boa fertilidade natural, moderadamente ácido a neutro e textura arenosa, constituída em sua maioria por areia muito fina (FILHO et al., 2015).

O processo de colonização de Algaroba nesta área começou na década de 1980, sendo que no início somente algumas árvores isoladas foram plantadas próximo a estradas vicinais. Nos últimos 20 anos a área dentro da ilha do Jatinã ocupada pela Algaroba se intensificou, colonizando todo o perímetro da mata ciliar e adentrando o interior da ilha. A área I, por algumas vezes, foi utilizada para cultivo de arroz por inundação e outras culturas agrícolas, momento em que os indivíduos de Algaroba eram suprimidos, mas, após abandono, era novamente colonizada pela espécie. Esta área sofreu corte dos maiores indivíduos de Algaroba nos últimos cinco anos para carvoejamento. Porém, tem muitos indivíduos regenerantes e rebrotas das cepas de algaroba, que mantém um povoamento adensado e sem a presença expressiva de espécies nativas da flora local.

Já a área sem a dominância de Algaroba (Área II) encontra-se localizada cerca de 10 km em linha reta da área I, às margens do riacho temporário de nome Venezuela, nas coordenadas geográficas de latitude 8°45'0.303" S e longitude 38°53'48.112" W com altitude de 337m e área de 30 ha. Os solos nesta área são rasos e pedregosos, classificados como Neossolo Litólico (EMBRAPA, 2006).

Nesta área (II), de caatinga hiperxerófila tem-se uma fisionomia de caatinga arbustiva-arbórea aberta com composição florística das espécies nativas Pereiro (*Aspidosperma pyriforme* Mart.), Catingueira (*Caesalpinia pyramidalis* Tul.), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius* Pohl), Angico-de-carçoço (*Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan), Carcarazeiro (*Pithecelobium diversifolium* BENTH), Pau-ferro (*Libidibia ferrea* (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz), Craibera (*Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore) e Juazeiro (*Ziziphus joazeiro* Mart.). Nesta área há maior restrição hídrica, pois o riacho temporário não teve registro de escoamento de água superficial nos anos desta pesquisa e historicamente a área, foi somente usada para pastejo de caprinos/ovinos, soltos na caatinga.

Uma terceira área, com 1,27 ha (área III), localizada na Ilha do Jatinã, em que ações de restauração foram iniciadas em novembro de 2014, com a erradicação dos indivíduos adultos e arranquio da regeneração de Algaroba, sendo após feito plantio e semeadura de espécies nativas da caatinga. Está também foi avaliada quanto ao banco de semente nas camadas serrapilheira e solo (Figura 3).

Figura 3 – Área III com a supressão dos indivíduos de Algaroba e implantação de ações de restauração, na Estação Experimental em Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

Nesta área (III), além de se avaliar o efeito da supressão dos indivíduos de Algaroba, buscou-se avaliar os efeitos do gradiente de umidade e textura do solo sobre a composição e densidade do banco de sementes do solo. Considerou-se o trecho 1 com influência de alagamentos temporários (parte baixa da margem, próxima ao leito do rio com textura do solo média argilosa) e a parte mais alta, considerado trecho 2, sem influência de alagamento, com textura mais arenosa (Tabela 1). Nas condições de campo, a área III, à margem do rio na Ilha do Jatinã, tem baixo desnível (quatro metros de altura) em uma encosta com extensão de 60 metros de comprimento. O solo desta área é classificado como Neossolo Flúvico, e na parte baixa do declive, próximo à margem do rio nos primeiros 30 metros há predominância de manchas com textura: franco argilo-arenosa, e na parte de cima da encosta Neossolo Flúvico de textura areia franca (Tabela 1).

Tabela 1 - Caracterização física do solo na área III, com o trecho 1 (influência de alagamento temporário) e trecho 2 (sem alagamento). Belém de São Francisco – PE.

Área trecho	Profundidade (cm)	Densidade (g/cm ³)		Composição granulométrica (%)				GF	Classe textural	Umidade (%)		AD (%)
		Ds	Dr	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila			0.33 Atm.		
1	0-30	1,30	2,59	4	50	24	22	100	FGA	22,92	13,09	
	30-60	1,35	2,59	3	48	27	22	100	FGA	21,51	13,10	
2	0-30	1,55	2,58	3	83	6	8	100	AF	9,70	7,25	
	30-60	1,58	2,59	3	81	6	10	80	AF	10,68	8,31	

Em que: AD – Água disponível; Ds – densidade aparente, Dr- densidade real; GF – grau de foculação; FGA – franco argilo – arenosa, AF – areia franca. Fonte: Laboratório de análise de fertilidade do solo – IPA.

Na área III em processo de restauração, como parte da manutenção dos experimentos, realizou-se o corte das rebrotas das cepas e arranquio de todos os indivíduos de *P. juliflora* que regeneraram nas parcelas nos anos de 2015 e 2016 (Figura 4). No momento de execução desta operação em campo todos os indivíduos arrancados por parcela foram contabilizados. Esse dado contribuiu para avaliar a pressão da regeneração da espécie exótica Algaroba na área em restauração como um todo, para além das 50 amostras de solo e serrapilheira do banco de sementes.

Figura 4 – Corte das rebrotas das cepas e arranquio de indivíduos regenerantes de Algaroba (ano de 2015 e 2016), após a erradicação inicial para implantação de ações de restauração em novembro de 2014. Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

2.3 COLETA E ANÁLISE DOS DADOS

2.3.1 Chuva de sementes

Para a coleta da chuva de sementes nas áreas I e II foram instalados 50 coletores, sendo 25 coletores em cada área. Foi feito o acompanhamento mensal por um ano, entre os meses de novembro de 2014 e outubro de 2015. Os coletores foram construídos com tecido de filó, no formato circular, com área de 0,25 m². Estes foram distribuídos de forma sistemática ao longo da margem do rio, distantes entre si 50 metros (Figura 5).

Figura 5 - Coletor da chuva de sementes instalado nas áreas da pesquisa (I e II) em Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

O material recolhido pelos coletores mensalmente foi triado para a separação das frações folhas, galhos, material reprodutivo (frutos e sementes) e outros, com o auxílio de lupa estereomicroscópica. O número de frutos e sementes foi registrado e quantificado. Os frutos amostrados foram abertos para a retirada e contagem de sementes.

As sementes foram identificadas ou descritas em morfotipos pelas características morfológicas. A identificação deu-se através de comparação com

sementes e exsicatas férteis de plantas depositadas no herbário do IPA – Dárdano de Andrade-Lima e, também, por apoio de especialistas e uso de bibliografias especializadas. As sementes não identificadas pelos procedimentos acima descritos, foram plantadas em vasos na casa de vegetação da Estação (IPA), e acompanhada a sua germinação até o momento possível de identificação. Para todas as espécies identificadas na chuva de sementes foi elaborada uma lista com base no sistema APG III (APG, 2009). Os frutos e sementes foram avaliados quanto à morfologia externa e classificados quanto à síndrome de dispersão, de acordo com classificação de Pijl (1982).

Com base na abundância de sementes (número de sementes) coletadas e área total amostral dos coletores, foi calculada a densidade de sementes mensal e total (sementes/m²). Determinou-se a riqueza de espécies de sementes (número de espécies e morfoespécies de sementes) procedendo-se a análise da diversidade da chuva de sementes com o cálculo do número de espécies (S) e indivíduos (N), equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') para as diferentes áreas. Para esta análise foi utilizada a variável de densidade de sementes obtida na chuva de sementes ao longo dos meses de observação. A similaridade entre a diversidade e densidade de sementes entre as estações do ano foi testada através do índice de Sorensen (KREBS, 1980).

A normalidade dos dados para as variáveis número e densidade de sementes foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk (ZAR, 1999). Como os resultados para o conjunto de dados não teve distribuição normal, mesmo com os dados transformados, realizou-se a comparação dos efeitos da área (I e II) e do período (seco e chuvoso) na chuva de sementes pelo teste não paramétrico de χ^2 (qui-quadrado).

A correlação entre a densidade de sementes e as variações climáticas (precipitação, temperatura do ar, umidade relativa do ar e velocidade dos ventos) foi analisada pelo teste de correlação de Spearman, realizado com apoio do programa XLSTAT, versão 2016 – Free (ADDINSOFT, 2009).

2.3.2 Banco de sementes

O estudo do banco de sementes foi realizado nas mesmas áreas em que avaliou-se a chuva de sementes (áreas I e II), amostrando-se os mesmos 25 pontos

onde se instalaram os coletores da chuva de sementes a um metro de distância do coletor.

O banco de sementes do solo foi avaliado por meio da coleta de 50 amostras em cada período de coleta, totalizando 100 amostras, sendo 25 amostras em cada área (I e II) por período. As coletas foram realizadas no mês de outubro de 2014 (período seco) e em março de 2015 (período de chuvas). Coletou-se a serrapilheira acima do solo e logo abaixo desta camada, foi feita a coleta do solo à profundidade de 0 a 5 cm, com o auxílio de um gabarito de 0,25 m x 0,25 m (0,0625 m²) e de um enxadão e pá de jardinagem (Figura 6). Em seguida as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos identificados e levados para a casa de vegetação da Estação Experimental do IPA em Belém de São Francisco.

Figura 6 - Coleta do banco de sementes na área I, próximo ao coletor da chuva de sementes: (a) camada de serrapilheira e camada de solo (0-5 cm), (b) amostras acondicionadas em sacos plásticos ao lado dos instrumentos de coleta. Belém de São Francisco – PE.



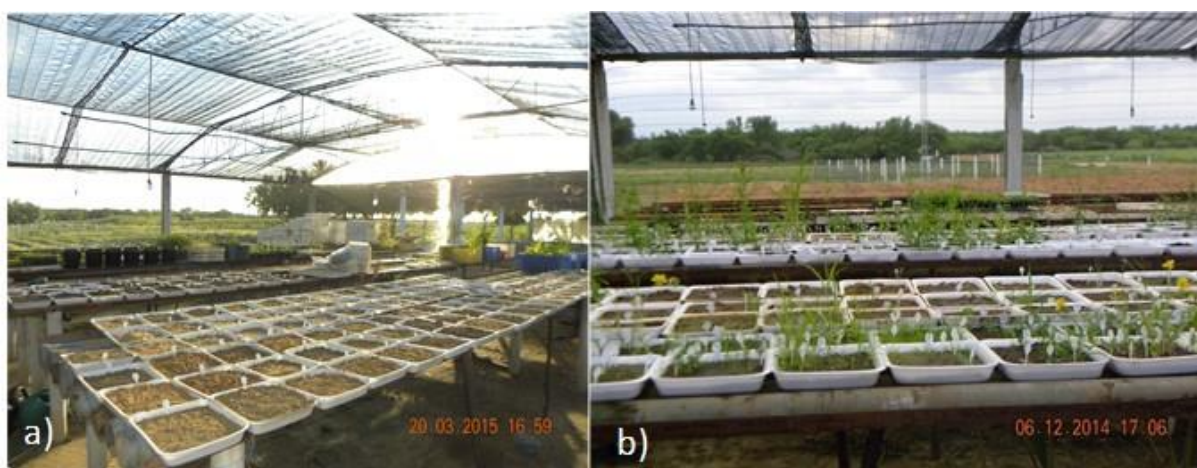
Fonte: Gomes (2017)

A coleta das amostras do banco de sementes na área (III), em processo de restauração ecológica, foi realizada para os dois trechos, considerando o trecho 1- parte da área com influência de alagamento temporário com textura do solo média argilosa e o trecho 2 – parte da área sem influência de alagamento com textura mais arenosa. Em cada trecho foram coletadas 25 amostras em parcelas sorteadas aleatoriamente. A coleta das amostras nas camadas de serrapilheira e solo (0 a 5 cm

de profundidade) foi realizado no mês de março de 2015, durante o período de chuvas na região.

Cada amostra de serrapilheira e solo foi distribuída individualmente em bandeja de isopor (36 x 25 x 5 cm), previamente preenchidas com uma fina camada de areia lavada e esterilizada como recomendado por Dalling et al. (1999). As bandejas foram dispostas aleatoriamente em bancadas, acondicionadas em casa de vegetação coberta com sombrite (50%) sob temperatura ambiente e regadas diariamente, de acordo com a necessidade (Figura 7). As amostras foram monitoradas diariamente no período de seis meses. De forma a verificar se ocorreria contaminação com sementes externas, outras bandejas com areia lavada e esterilizada foram distribuídas entre as amostras.

Figura 7 - Disposição das bandejas com a colocação da camada de solo e serrapilheira para estudo do banco de sementes em casa de vegetação. (a) coleta do período de chuva e (b) plântulas emergidas nas bandejas da coleta do período seco. Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

A análise e determinação da densidade do Banco de Sementes do solo foi realizada pelo método da emergência de plântulas (SWAINE, 2001), que consiste na identificação das plântulas que germinaram das sementes presentes nas amostras de serrapilheira e solo. A identificação florística das espécies estabelecidas nas amostras coletadas foi realizada por meio de consulta a bibliografias e comparações com exsiccatas depositadas no herbário do IPA Dárdano de Andrade-Lima. As plântulas as quais não foi possível a identificação foram transplantadas para sacos de polietileno e mantidas até o momento em que fosse possível sua identificação. Para todas as espécies identificadas no banco de sementes, foi elaborada uma lista com base no

sistema APG III (APG, 2009). A nomenclatura das espécies foi verificada na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FLORA DO BRASIL, 2017)

De posse dos dados de número de plantas emergidas e o esforço amostral calculou-se a densidade de sementes, expressa em sementes por metro quadrado para cada espécie ou morfotipo. Com base na densidade, calcularam-se os índices de diversidade de Shannon (H') e de equabilidade (J), conforme Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Diferenças no número de sementes entre o período de chuva e seco, para cada tipo de amostra (serrapilheira e solo a 0-5 cm), áreas I e II (com e sem dominância de Algaroba) foram testadas quanto à normalidade, para posterior realização de análise de variância (ANOVA). Para os dados que não atendiam ao pressuposto da normalidade, mesmo após transformados, foi utilizado o teste de χ^2 (qui-quadrado) a 1 e 5% de probabilidade.

2.3.3. Avaliação das rebrotas dos tocos e regeneração de Algaroba na área em restauração

No momento de intervenção com ações de restauração na área III foram suprimidos 59 indivíduos com circunferência a altura da base (CAB) maior que 10 cm. Todas as cepas (tocos) dos indivíduos suprimidos foram avaliadas visualmente nos anos de 2015 e 2016 quanto à emissão de rebrotas. Para cada toco foi quantificado o número, circunferência e altura das rebrotas. As regenerações de novos indivíduos de Algaroba foram arrancadas e contabilizadas em todas as parcelas da área.

Com estes dados, avaliou-se a capacidade de rebrota e regeneração de *P. juliflora* na área em restauração. A comparação da sobrevivência e do número de rebrotas e regenerantes entre os anos foi avaliada pelo teste de χ^2 (qui-quadrado) a 1 e 5% de probabilidade.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. BANCO DE SEMENTES

3.1.1. Banco de sementes: área I e II

3.1.1.1. Composição Florística, hábitos e diversidade de espécies do banco de sementes

No banco de sementes das duas áreas foi quantificado um total de 5753 mil plântulas emergidas nas amostras de solos e serrapilheira, distribuídas em 27 famílias, 67 gêneros e 94 espécies. Dentre as famílias botânicas, uma ficou indeterminada, 19 espécies foram determinadas somente ao nível de gênero e três espécies permaneceram indeterminadas (Tabela 2). A riqueza de espécies registrada neste estudo foi superior a valores encontrados em outros trabalhos para a região da caatinga no Estado de Pernambuco, que estão entre 23 a 79 espécies (PESSOA, 2007; SILVA, 2009; SANTOS et al., 2010). Entretanto, foi igual à riqueza de espécies (94 espécies) que Ferreira et al. (2014), registrou na florística do banco de sementes em áreas de caatinga em diferentes estágios de regeneração natural.

As famílias com maior riqueza de espécies foram Poaceae (20 espécies), Euphorbiaceae e Cyperaceae com oito espécies respectivamente, Fabaceae com sete espécies e Rubiaceae com cinco espécies. Normalmente, estas famílias são apontadas entre as mais ricas de espécies em trabalhos de banco de sementes para a caatinga (SILVA, 2009; FERREIRA et al., 2014; MEDEIROS et al., 20015). Pessoa (2007), estudando o banco de sementes em área de caatinga no município de Serra Talhada (PE), Sertão de Pernambuco, próximo a região deste estudo, observou como famílias de maior riqueza Poaceae (sete espécies) e Euphorbiaceae (quatro espécies).

Tabela 2 - Relação de espécies do banco de sementes nas áreas (I e II) em ordem por família, com o número de plântulas emergidas por período de coleta. Belém de São Francisco – PE.

Família/Espécie	FV	2014 (P. seco)		2015 (P. chuva)		N
		Solo	Serrap.	Solo	Serrap.	
Aizoaceae						
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	Her	84	5	5		94
<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	Her	17	8	3	6	34
Amaranthaceae						
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Her	351	385	13	2	751
<i>Amaranthus aff. viridis</i> L.	Her	3				
<i>Amaranthus viridis</i> L.	Her	147	5	29	6	187
Asteraceae						
<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	Her	3				
<i>Pectis brevipedunculata</i> (Gardn.) Schz. Bip	Her		1			
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Her			23		
<i>Tridax procumbens</i> (L.) L.	Her	2				2
Boraginaceae						
<i>Euploca paradoxa</i> (Mart.) J.I.M.Melo & Semir	Her			3		3
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Her	23	143	18		184
<i>Heliotropium angiospermum</i> Murray	Her	100		49	202	351
Cleomaceae						
<i>Physostemon guianense</i> (Aubl.) Malme	Sub	5				5
<i>Tarenaya spinosa</i> (Jacq.) Raf.	Arb	1				1
Convolvulaceae						
<i>Evolvulus filipes</i> Mart.	Her	4				4
Cucurbitaceae						
<i>Cayaponia podantha</i> Cong.	Li		2			2
Cyperaceae						
<i>Cyperus cf. surinamensis</i> Rottb.	Her	87	5			92
<i>Cyperus</i> sp1	Her	18		167		185
<i>Cyperus</i> sp2	Her	317		41	1	359
<i>Cyperus</i> sp3	Her	12		2		14
<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Her	9		18	9	36
<i>Eleocharis</i> sp	Her	1		3		4
<i>Fimbristylis</i> sp	Her			56		56
Morfotipo 119	Her			1		1
<i>Kyllinga</i> sp.	Her	76				76
Eriocaulaceae						
<i>Paepalanthus aff. tortilis</i> (Bong.) Mart.	Her			4		4
Euphorbiaceae						
<i>Acalypha multicaulis</i> Müll.Arg.	Sub	1				1
<i>Croton aff. blanchetianus</i> Baill.	Sub	5				5
<i>Euphorbia cf. hirta</i> L.	Her			10		10
<i>Euphorbia chamaeclada</i> Ule	Her			2		2

(Continuação)

Família/Espécie	FV	2014 (P. seco)		2015 (P. chuva)		N
		Solo	Serrap.	Solo	Serrap.	
<i>Euphorbia hirta</i> L.	Her			166		166
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	Her	8	3			11
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	Her	18	9	1	55	83
<i>Phyllanthus heteradenius</i> Müll.Arg.	Her	31	13	18		62
Fabaceae						
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. ex Collad.) Greene	Sub			24	1	25
<i>Morfotipo 37</i>	Her		2			2
<i>Indigofera</i> sp.	Arb	1				1
<i>Prosopis juliflora</i> (SW) DC	Ar	18	14	39	16	87
<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	Li	1				1
<i>Tephrosia</i> sp.	Her	1				1
<i>Vigna</i> sp	Li	1				1
Gentianaceae						
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl.) Malme	Her	4				4
<i>Morfotipo 96</i>	Her			1		1
Lamiaceae						
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	Her		2			2
<i>Mesosphaerum suaveolens</i> (L.) Kuntze	Sub	24	28	1		53
Malvaceae						
<i>Malachra radiata</i> L.	Arb			14		14
<i>Sida galheirensis</i> Ulbr.	Her			1		1
<i>Sida linifolia</i> Cav.	Her			1		1
<i>Waltheria macropoda</i> Turcz.	Sub	1	1		1	3
Molluginaceae						
<i>Glinus radiatus</i> (Ruiz & Pav.) Rohrb.	Her	50		2		52
<i>Mollugo verticillata</i> L.	Her	492	115	116	12	735
Nyctaginaceae						
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Her	27	51		11	89
Onagraceae						
<i>Ludwigia erecta</i> (L.) H.Hara	Her	88	2	3	5	98
<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G.Don) Exell	Arb	26		2	4	32
Oxalidaceae						
<i>Oxalis glaucescens</i> Norlind	Her	2				2
Plantaginaceae						
<i>Bacopa</i> sp	Her			8		8
<i>Bacopa depressa</i> (Benth.) Loefgr. & Edwall	Her	15				15
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Her	360	2	175	7	544
<i>Stemodia maritima</i> L.	Her	145	7	34		186
Poaceae						
<i>Aristida</i> sp.	Her	2				2
<i>Bouteloua aristidoides</i> (Kunth) Griseb.	Her	11		9		20
<i>Cenchrus brownii</i> Roem. & Schult.	Her			7		7
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Her			48	15	63

(Continuação)

Família/Espécie	FV	2014 (P. seco)		2015 (P. chuva)		N
		Solo	Serrap.	Solo	Serrap.	
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	Her	1				1
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Her	8	19	71		98
<i>Digitaria</i> sp	Her	1				1
<i>Eleocharis</i> sp.	Her		2			2
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Her	3	31			34
<i>Eragrostis amabilis</i> (L.) Wght & Arn.	Her	16				16
<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) Vignolo ex Janch.	Her	10	6			16
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	Her	13			8	21
<i>Eragrostis hypnoides</i> (Lam.) Britton, Sterns & Poggenb.	Her	23	1	71		95
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	Her	3				3
<i>Eragrostis</i> sp1	Her	20				20
<i>Eragrostis</i> sp2	Her	1				1
<i>Eragrostis</i> sp3	Her	3				3
<i>Gymnopogon</i> sp	Her	2				2
<i>Panicum</i> sp	Her			1		1
<i>Tragus berteronianus</i> Schult.	Her	2		1		3
Polygalaceae						
<i>Asemeia violacea</i> (Aubl.) J.F.B.Pastore & J.R.Abbott	Her	5				5
Portulacaceae						
<i>Portulaca elatior</i> Mart.	Her	42	7			49
<i>Portulaca halimoides</i> L.	Her			52	21	73
<i>Portulaca umbraticola</i> Kunth	Her	1				1
Rubiaceae						
<i>Borreria scabiosoides</i> Cham. & Schltld.	Her	41				41
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	Her	8		2		10
<i>Mitracarpus longicalyx</i> E.B.Souza & M.F.Sales	Her	3				3
<i>Mitracarpus scabrellus</i> Benth.	Her				10	10
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltld.) Steud.	Her			16		16
Solanaceae						
<i>Physalis</i> sp.	Her		30			30
<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L.	Arb	7		7	4	18
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Sub	10	115	7	45	177
<i>Solanum</i> sp	Sub	26				26
Turneraceae						
<i>Piriqueta cistoides</i> subsp. <i>caroliniana</i> (Walter) Arbo	Sub	4	1		31	36
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Sub	2				2
Zygophyllaceae						
<i>Kallstroemia tribuloides</i> (Mart.) Steud.	Her	74				74
Total geral		2921	1015	1345	472	5753

Em que: FV – forma de vida: HER – Herbácea, Li – Liana, Sub – Subarbusto, Arb – Arbusto e Ar – Árvore. P. – Período. Solo na profundidade de 0-5 cm. Fonte: Gomes (2017)

Silva (2009), ao estudar o banco de sementes na caatinga, registrou como famílias mais ricas em espécies: Euphorbiaceae, Poaceae, Fabaceae e Malvaceae, sendo a maioria das espécies destas famílias herbáceas. Das 79 espécies identificadas por este autor, 80% foram de herbáceas, 6% árvores e 10% arbustos.

Ocorreu baixa similaridade florística do banco de sementes entre as duas áreas (índice de Sørensen = 0,496), com predominância de espécies herbáceas nas duas áreas. Dentre as espécies identificadas na área deste estudo, 77,66% são de hábito herbáceo, o que representa 73 espécies do total de 94 levantadas. Na caatinga há uma maior riqueza de espécies herbáceas quando comparada às espécies arbustivo-arbóreas (ARAUJO et al., 2007; SILVA et al., 2009). Parte das espécies herbáceas, registradas na área I, são consideradas plantas espontâneas que colonizam áreas de cultivo agrícolas como “plantas daninhas” (LORENZI, 2008), o que evidencia o nível de alteração da flora local destes trechos de matas ciliares. Há uma tendência de maior riqueza e densidade de sementes de espécies herbáceas para o banco de sementes de áreas alteradas na região da caatinga (TROVÃO; CARVALHO 2006; MEDEIROS et al., 2015), o que também foi observado neste estudo.

Entre as herbáceas espontâneas com maiores densidades de sementes registradas para a área I destacam-se: *Alternanthera tenella* (480,64 sementes/m²), *Mollugo verticillata* (462,72 sementes/m²), *Scoparia dulcis* (345,60 sementes/m²), *Heliotropium angiospermum* (224 sementes/m²) e *Amaranthus viridis* (119,68 sementes/m²). Essas cinco espécies, juntas, representam 52,01% do total de sementes do banco da área I. Já na área II, as espécies herbáceas de maiores densidades foram: *Cyperus* sp2 (191,36 sementes/m²), *Cyperus* sp1 (96,64 sementes/m²), *Portulaca halimoides* (44,16 sementes/m²), *Fimbristylis* sp (35,84 sementes/m²) e *Phyllanthus heteradenius* (29,44 sementes/m²). Somadas, estas espécies representam 73,14% do total de sementes contabilizadas na área II.

Para as áreas com vegetação preservada da caatinga, as espécies herbáceas também representam parte considerável da riqueza do banco de sementes do solo (SILVA, 2009; SOUZA et al., 2010). Entretanto, é frequente a observação da presença de espécies de hábitos arbustivo-arbóreas nativas nestas áreas. No presente estudo, a ausência de espécies nativas de hábito arbóreo poderia ser explicada, entre outros fatores, pela invasão de *P. juliflora* na área I, não sendo este um dos prováveis motivos na área II.

A única espécie arbórea presente no banco de sementes para as duas áreas foi a Algaroba com 1,51% do total de plantas emergidas, sendo na área I a densidade de 47 sementes/m² e na área II de 10 sementes/m². Na área I, invadida por Algaroba, a ausência de sementes de espécies arbóreas nativas e a abundância de sementes de Algaroba no banco de sementes eram esperadas. Andrade et al. (2010), ao comparar ambientes com e sem presença de Algaroba, demonstraram que a riqueza de famílias e gêneros de espécies arbustivo-arbóreo foi reduzida a 79% e o número de espécies em torno de 80% nas áreas invadidas. Pegado et al. (2006), concluíram que a espécie *P. juliflora* forma agrupamentos densos, com dominância relativa de até 90%, afetando a composição florística e a estrutura do componente arbóreo-arbustivo e da regeneração natural de forma drástica. As sementes de Algaroba permanecem dormentes no solo germinando quando as condições são favoráveis ao longo do ano (GONÇALVES et al., 2011).

Na área II, em que a composição florística da vegetação no ambiente ciliar tem espécies nativas arbóreas, esperava-se que no banco de sementes tivesse maior contribuição dessa forma de vida entre as espécies listadas. Um dos prováveis fatores para essa baixa riqueza de sementes de espécies arbóreas pode ser os baixos valores de precipitação registrados na região nos últimos cinco anos de seca prolongada. Santos et al. (2016), ao estudar o banco de sementes do solo em áreas de caatinga, evidenciaram que 48% da variação de riqueza de espécies pode ser explicada pela variação inter-anual da precipitação. Medeiros et al. (2015), concluíram que os valores baixos de precipitação e a má distribuição ao longo do ano afetam a produção de sementes de algumas espécies, acarretando baixa abundância e riqueza florística do banco de sementes na área. Esta condição climática de déficit hídrico acentuado na região deste estudo, nos últimos cinco anos, com secas prolongadas para a região do submédio São Francisco (APAC, 2016), pode ter contribuído para uma menor frutificação das espécies arbóreas e perda de viabilidade das sementes do banco.

Os fatores que influenciam a densidade e riqueza de espécies no banco de sementes e, conseqüentemente, a representatividade dos hábitos entre as espécies, são diversos, podendo ser: a sazonalidade climática; herbivoria e predação das sementes; degradação e erosão dos solos e pastejo de animais (SANTOS et al., 2016). Na área II, ao longo do ano deste estudo, foi observada a presença de animais (caprinos e muares) soltos para pastejo, o que pode ter contribuído para degradação do solo e saída de sementes do banco de sementes do solo. Bezerra (2008), estudou

a influência do pastejo de caprinos sobre o banco de sementes do solo em área de caatinga, comparando as áreas sem a presença destes animais. Este autor concluiu que houve efeitos negativos para a diversidade florística nas áreas pastejadas, com redução do índice de diversidade.

Considerando os períodos de coletas das amostras do banco de sementes (período seco - 2014 e com chuvas - 2015), a diversidade (H') e riqueza de espécies (R) foram maiores para a coleta feita no período seco do ano. Entre as áreas, a área I que apresenta-se colonizada por indivíduos de Algaroba teve a maior diversidade e riqueza de espécies para os dois períodos de coleta (Tabela 3). Nos dois períodos de coleta, considerando o total de espécies identificadas em cada tempo, foi baixa a similaridade florística do banco de sementes com 48,28% das espécies presentes nos dois tempos de coleta.

Tabela 3 - Índice de diversidade (H'), equabilidade de Pielou (J'), riqueza de espécies (R), para os períodos de coleta (2014 – período seco, 2015 – período de chuvas) nas áreas I e II, na camada de serrapilheira e solo (0-5 cm de profundidade).

Área	2014 (Período seco)					
	H'		J'		R	
	Serrapilheira	solo (a-5 cm)	Serrapilheira	solo (a-5 cm)	Serrapilheira	solo (a-5 cm)
I	2,94	4,09	0,62	0,71	27	55
II	1,94	2,36	0,75	0,48	6	30
Área	2015 (Período chuvoso)					
	H'		J'		R	
	Serrapilheira	solo (a-5 cm)	Serrapilheira	solo (a-5 cm)	Serrapilheira	solo (a-5 cm)
I	2,91	4,10	0,69	0,77	19	41
II	0,85	2,66	0,53	0,60	3	22
Área	Indicadores gerais por Área					
	H'		J'		R	
	Serrapilheira	solo (a-5 cm)	Serrapilheira	solo (a-5 cm)	Serrapilheira	solo (a-5 cm)
I	4,57		0,72		79	
II	3,49		0,63		46	

Fonte: Gomes (2017)

Medeiros et al. (2015), avaliando o banco de sementes do solo em área com vegetação da caatinga na Paraíba, encontraram índices de diversidade inferiores ($H' = 1,27$) para as amostras em mesma condição deste estudo da área II, sem invasão de Algaroba. Estes autores atribuem como causa do menor valor de diversidade o fato de terem baixa riqueza de espécies (26 espécies) e baixa equitatividade na distribuição dos 232 indivíduos emergidos entre as espécies.

Comparando a camada de solo e de serrapilheira, os valores de diversidade e equabilidade foram maiores para a camada de solo em todas as áreas e períodos de coletas. Ferreira et al. (2014), avaliaram áreas de caatinga em diferentes estágios

sucessionais e também registraram maiores valores de diversidade (H' -valores entre 2,92 e 3,34) e equabilidade (J' - valores entre 0,74 e 0,81) para a camada de solo (0-5 cm) quando comparados com a serrapilheira. Todavia, esses valores registrados pelos autores acima, foram inferiores aos encontrados neste estudo na área I (H' = 4,57), mesmo comparados a área de estágio avançado de regeneração que teve maior H' (3,34).

O menor índice de diversidade (H') e equabilidade (J') para o banco de sementes do solo foi registrado na área II no período seco de coleta, em 2014, onde observaram-se os menores valores de diversidade influenciados pelo desbalanceamento da distribuição dos indivíduos das populações entre as espécies. Esses resultados de H' e J' baixo para o solo nesta área e período foi influenciado pela grande abundância de sementes emergidas de *Cyperus* sp2, que sozinho respondeu por 65,16% do total de indivíduos do banco de sementes. A família Cyperaceae em outros estudos em ambientes de maior disponibilidade hídrica ou com alagamento temporário também teve maior riqueza de espécies e abundancia de indivíduos (MOURA JUNIOR et al., 2009; FRANÇA et al., 2010).

Na serrapilheira, os menores valores de diversidade e equabilidade foram observados no período de chuvas (2015) na área II, em função da baixa riqueza, com três espécies observadas para esta camada no período. Diversos estudos do banco de sementes em área de caatinga que avaliam a contribuição da serrapilheira tem demonstrado menor densidade e riqueza de espécies para esta camada (SOUZA et al., 2010; FERREIRA et al., 2014). Todavia, em alguns trabalhos na caatinga, a serrapilheira teve maiores contribuições na riqueza total de espécies que o solo (COSTA; ARAÚJO, 2003; MAMEDE, 2003).

A maior diversidade e densidade de indivíduos germinados no banco de sementes do solo para a área I pode ser explicada, pelo fato de que, historicamente, esta área foi cultivada, favorecendo o estabelecimento de um grande número de espécies herbáceas espontâneas de áreas agrícolas cultivadas.

A disponibilidade hídrica na área I (Ilha do Jatinã), quando comparada com a área II (Riacho Venezuela, intermitente), também pode ser uma condição que influenciou a maior riqueza e abundância de espécies nesta área. Na área da ilha fluvial, na calha do rio São Francisco, com lençol freático próximo a superfície, há maior disponibilidade hídrica ao longo do ano (NUNES FILHO et al., 2015). Já na área II, o riacho Venezuela i, com escoamento superficial intermitente, a menor

disponibilidade hídrica, poder ter refletido na menor densidade e riqueza do banco de sementes desta área.

Na área II, a ausência da invasão de Algaroba não refletiu em maior riqueza e densidade de espécies nativas arbustivo-arbóreas no banco de sementes do solo. O uso da área II para pastoreio de caprinos/ovinos em determinados momentos, também, contribuem para as alterações da flora local. De acordo com Sena (2015), ao estudar o efeito dos caprinos na dispersão de sementes na caatinga, estes animais podem potencialmente dispersar sementes nestes ambientes. Porém, alertam para o fato da maioria das espécies dispersas por estes animais serem exóticas, sendo as sementes de Algaroba as mais abundantes e com maior taxa de germinação encontrada nas fezes desses animais após dispersão.

3.1.1.2 Variação sazonal do banco de sementes na camada solo e serrapilheira

A riqueza de espécies e a abundância de indivíduos entre a serrapilheira e o solo (0 a 5 cm de profundidade) e entre as áreas foi estatisticamente diferente (Apêndices 1 e 2). Observou-se maior número de sementes no solo, com 74,15% do total de indivíduos emergidos, que na serrapilheira, com 25,85% dos indivíduos ($X^2=144,23$; $p<0,01$). Em relação à riqueza de espécies, o solo teve o maior número de espécies registradas em ambas as áreas ($X^2=6,85$; $p<0,01$), com destaque para a área I com 55 espécies (Tabela 4). Silva (2009), ao estudar o banco de sementes em área de caatinga de Pernambuco, registrou maior riqueza e densidade de sementes no solo que na serrapilheira. Do total de espécies identificadas por este autor, 30 foram observadas apenas na camada de solo e 8 na camada de serrapilheira.

Tabela 4. Número de indivíduos e de espécies (valores entre parêntese) emergidos do banco de sementes por período de coleta (2014, 2015) e por camada (solo e serrapilheira) nas áreas de estudo. Belém de São Francisco – PE.

Área	2014		2015		Total/área
	Solo	Serrapilheira	Solo	Serrapilheira	
I (com Algaroba)	2479 (55)	963 (27)	1016 (41)	446 (19)	4904 (79)
II (sem Algaroba)	442 (30)	52 (6)	329 (22)	26 (3)	849 (46)
Total	2921 (85)	1015 (33)	1345 (63)	472 (22)	5753 (94)

Fonte: Gomes (2017)

Neste estudo, no solo foram registradas 26 famílias, com 88 espécies do total levantado (93,62% do total de espécies), sendo que 54 espécies exclusivas (57,45%) foram observadas somente nesta camada. Na serrapilheira observou-se um total de 19 famílias e 40 espécies (42,55%) tendo seis espécies exclusivas (6,38%). Santos et al. (2010), estudando a variação do banco de sementes do solo na caatinga em Pernambuco também observaram maior riqueza de espécies e densidade de sementes no solo (0-5 cm) com 33 espécies, no período das chuvas.

As espécies compartilhadas em todos os períodos de coletas e camadas avaliadas foram nove espécies herbáceas que, juntas, representam 9,57% do total de espécies levantadas e 46,86% dos indivíduos emergidos. Essas espécies tiveram grande número de indivíduos, com destaque para *Alternanthera tenella*, *Mollugo verticillata*, *Scoparia dulcis*, *Amaranthus viridis* e *Solanum americanum*, em ordem decrescente de maior número de sementes no banco.

Outros trabalhos desenvolvidos para a caatinga também registraram esse comportamento com maior densidade e riqueza de sementes de espécies no solo (SILVA, 2009; SANTOS et al., 2010; FERREIRA et al., 2014). De acordo com Ferreira et al. (2014), são vários fatores bióticos e abióticos que podem justificar esta tendência de maior acúmulo de sementes no solo, como: predação/herbivoria de sementes, à movimentação e acúmulo de serrapilheira sobre o solo em função das condições climáticas (vento e precipitação). Observou-se pouco material disponível sobre o solo ao coletar a camada de serrapilheira nas áreas deste estudo, principalmente na área II, que refletiu na menor densidade e diversidade do banco na serrapilheira desta área.

Os períodos de coletas das amostras nas áreas de estudo tiveram reflexos na abundância e riqueza das espécies levantadas. No ano de 2014, a coleta realizada no período seco (outubro/2014) teve maior abundância de indivíduos e riqueza de espécies, que na coleta do ano de 2015 no final do período de chuvas (março/2015).

A diferença observada de abundância de indivíduos do banco de sementes para as áreas estudadas nos dois tempos de coleta pode ter sido influenciada, principalmente, pela sazonalidade climática dos valores de precipitação na região. Silva (2009), ao estudar a dinâmica do banco de sementes para a caatinga no município de Caruaru (PE), concluiu que as variações sazonais e anuais nos totais pluviométricos afetaram a riqueza e composição do banco de sementes do solo, sendo maior a riqueza de espécies no período de chuvas.

Neste estudo, a coleta das amostras do banco de sementes foi feita no final do mês de março 2015, após precipitação acumulada mensal de 11,2 mm em janeiro/2015, 104,8 mm em fevereiro de 2015 e 84,2 mm no mês de março de 2015 (total acumulado de 200,2 mm). A disponibilidade de umidade no solo ativou a germinação de parte das sementes viáveis do banco de sementes do solo nestas áreas, levando à coleta de amostras com menores abundâncias de sementes para este período, como demonstrado nos resultados.

Na área I, que por anos foi usada para agricultura e após abandono teve a formação de um povoamento de Algaroba, registrou-se um estrato herbáceo regenerante adensado. Estas herbáceas permanecem pouco tempo visível nos meses de chuva, desaparecendo completamente no período seco do ano (Figura 8). Esta data, em março de 2015, foi antes da coleta das amostras do banco de sementes para o período chuvoso. Este recrutamento das sementes do banco, justifica a menor densidade e riqueza de indivíduos comparada com a coleta de outubro de 2014, no período seco, em que as sementes ainda estavam dormentes no solo.

Figura 8 - Estrato herbáceo regenerante no mês de coleta das amostras do banco de semente (março de 2015), na área I colonizada por Algaroba. Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

3.1.2 Banco de sementes: área III

No período avaliado, foram contabilizadas 2032 plantas emergidas distribuídas em 24 famílias botânicas, 49 gêneros e 61 espécies. Entre as espécies, dez permaneceram identificadas em nível de gênero e duas indeterminadas. O número de famílias e espécies registradas nesta área de estudo foi próximo ao encontrado em outros levantamentos de herbáceas para a região da caatinga, com variação entre 14 a 34 famílias e 21 a 73 espécies (SILVA et al., 2009).

As diferenças para abundância de sementes emergidas na camada do solo e serapilheira ($X^2= 634,9$; $p<0,001$), e a riqueza de espécies ($X^2= 23,72$; $p<0,001$) entre os trechos da área com e sem influência de alagamento temporário foram significativas (Apêndices 3 e 4). A presença de variações topográficas, tipos de solos, pulsos de inundação ao longo das margens dos rios, geram gradientes ambientais em escala local, tornando a comunidade vegetal diferenciada (PRADO, 2003; RODAL et al., 2005; SOUZA; RODAL, 2010). No trecho da área III próximo à margem do rio que teve influência de alagamento temporário e possui solo com textura média argilosa foram contabilizadas 1233 sementes emergidas, distribuídas em 21 famílias e 44 espécies. Já para o trecho sem influência de alagamento temporário com textura mais arenosa contabilizaram-se 799 plantas emergidas distribuídas em 17 famílias e 35 espécies (Tabela 5).

Tabela 5 - Número de famílias, de espécies e de indivíduos para os trechos com e sem influência de alagamento na área III de estudo em Belém de São Francisco – PE.

Trecho da área/condição	Família	N de espécies	N de indivíduos
1 - (com alagamento temporário - solo de textura franco-argilo-arenosa - FGA)	21	44	1233
2 - (sem alagamento temporário - solo com textura areia franca - AF)	17	35	799
Total	24	61	2032

Onde: N – número. Fonte: Gomes (2017)

Estudos florísticos e fitossociológicos do banco de sementes do solo e do estrato herbáceo da caatinga tem se intensificado nos últimos anos (PESSOA, 2007; ARAUJO, 2009; SILVA, 2009; FERREIRA et al., 2014; MEDEIROS et al., 2015). Entretanto, ainda se tem dúvidas da influência de diferentes fatores que modulam a distribuição das espécies herbáceas da caatinga, como as variações de microhabitat

e a precipitação interanual (SILVA et al., 2009; SANTOS et al., 2013; SANTOS et al., 2016). De acordo com Silva et al. (2009), o tipo de solo pode interferir na ocorrência e abundância de algumas espécies em áreas próximas. Essa tendência também foi observada nesta pesquisa, em que 27,87% das espécies tiveram ocorrência exclusiva no trecho com textura mais arenosa. Os outros 72,13% das espécies ocorreram em ambos os trechos.

A maior riqueza de espécies e densidade de indivíduos encontrados no trecho 1 deste estudo pode ser explicada, em parte, pela maior disponibilidade hídrica desta parte da área. Silva (2009), ao estudar a dinâmica de populações herbáceas para a caatinga em Pernambuco, enfatiza que o microhabitat pode atenuar os efeitos da seca, minimizando o estresse hídrico, o que diminuiria a mortalidade das populações de espécies herbáceas nestes ambientes ciliares. De acordo com Santos et al. (2013), a precipitação inter-anual explicou 48% e 5% da variação de riqueza e densidade de sementes do banco, respectivamente. Já, a variação espacial entre diferentes microhabitats (ripários, não-ripários e rochosos), explicou 7% da riqueza de espécies e 31% da densidade.

As famílias com maior riqueza de espécie foram Fabaceae e Cyperaceae (oito espécies cada), Euphorbiaceae (cinco espécies) seguidas por Malvaceae, Poaceae e Rubiaceae com quatro espécies cada (Tabela 6). Silva et al. (2009), no município de Petrolândia (PE), também registraram entre as famílias botânicas com maior riqueza de espécies herbáceas, para área de solos sedimentar as famílias: Poaceae com dez espécies, Euphorbiaceae com oito, Cyperaceae, Fabaceae e Malvaceae com quatro espécies respectivamente.

Tabela 6 - Relação de espécies ordenadas por família, no banco de sementes da área III na Ilha do Jatinã no rio São Francisco, em Belém de São Francisco, PE.

Família/Espécies	FV	Solo (0-5 cm)		Serrapilheira		N
		T. ag	T. ar	T. ag	T. ar	
Aizoaceae						
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	Her		10			10
<i>Trianthema portulacastrum</i> L.	Her	3	4		2	9
Amaranthaceae						
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Her	2				2
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Her				1	1
<i>Amaranthus viridis</i> L.	Her	14	1		2	17

(continuação)

Família/Espécies	FV	Solo (0-5 cm)		Serrapilheira		N
		T. ag	T. ar	T. ag	T. ar	
Apocynaceae						
<i>Morfotipo 1</i>	Li			1		1
Asteraceae						
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Her	6				6
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	Sub		1			1
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Her		1			1
Boraginaceae						
<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Her	5	6	3	1	15
<i>Heliotropium angiospermum</i> Murray	Her	3				3
<i>Heliotropium elongatum</i> (Lehm.) I.M.Johnst.	Her	7	6			13
Cyperaceae						
<i>Cyperus odoratus</i> L.	Her	78				78
<i>Cyperus</i> sp1	Her	1				1
<i>Cyperus</i> sp2	Her	64	54		4	122
<i>Cyperus</i> sp3	Her	5				5
<i>Cyperus</i> sp4	Her	1				1
<i>Eleocharis</i> sp.	Her		7			7
<i>Fimbristylis</i> sp	Her	28	5			33
<i>Morfotipo 119</i>	Her		1			1
Eriocaulaceae						
<i>Paepalanthus aff. tortilis</i> (Bong.) Mart.	Her	30				30
Euphorbiaceae						
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	Her	1				1
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Her	11	10			21
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	Her	1	12			13
<i>Phyllanthus heteradenius</i> Müll.Arg.	Her	11	13			24
<i>Ricinus communis</i> L.	Arb		1			1
Fabaceae						
<i>Aeschynomene brevipes</i> Benth.	Sub	3				3
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. ex Collad.) Greene	Sub		8		1	9
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Sub		6			6
<i>Crotalaria juncea</i> L.	arb		1			1
<i>Indigofera</i> sp.	Arb	2				2
<i>Neptunia plena</i> (L.) Benth.	Arb		3			3
<i>Prosopis juliflora</i> (SW) DC	Ar	10	27	1	1	39
<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	Li	2				2
Lythraceae						
<i>Rotala ramosior</i> (L.) Koehne	Her		20			20
Malvaceae						
<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky	Sub	2	3			5
<i>Malachra radiata</i> L.	Arb	109				109
<i>Sida linifolia</i> Cav.	Her		1			1
<i>Waltheria rotundifolia</i> Schrank	Her		1			1

(continuação)

Família/Espécies	FV	Solo (0-5 cm)	Serrapilheira	N		
Molluginaceae						
<i>Mollugo verticillata</i> L.	Her	7	1	2	10	
Nyctaginaceae						
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Her	1			1	
Onagraceae						
<i>Ludwigia erecta</i> (L.) H.Hara	Her	159			159	
<i>Ludwigia hyssopifolia</i> (G.Don) Exell	Her	344	3		347	
Plantaginaceae						
<i>Bacopa</i> sp.	Her	1	5		6	
<i>Scoparia dulcis</i> L.	Her	12	15		27	
<i>Stemodia maritima</i> L.	Her	25			25	
Poaceae						
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Her		347	14	361	
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Her	15			15	
<i>Echinochloa</i> sp.	Her	2			2	
Morfotipo 113	Her	37			37	
Portulacaceae						
<i>Portulaca halimoides</i> L.	Her		13		13	
Pteridophyta						
<i>Ceratopteris pteridoides</i> (Hook.) Hieron.	Her	52			52	
Rubiaceae						
<i>Borreria scabiosoides</i> Cham. & Schltdl.	Her	6			6	
<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	Her	14	3		17	
<i>Mitracarpus</i> sp.	Her	8			8	
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	Her	14	21		35	
Solanaceae						
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Sub	1	2		3	
Turneraceae						
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Her	3	10		13	
Urticaceae						
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Her	121			121	
Verbenaceae						
<i>Phyla betulifolia</i> (Kunth) Greene	Her	4			4	
Zygophyllaceae						
<i>Kallstroemia tribuloides</i> (Mart.) Steud.	Her		123	29	152	
Total geral		1225	742	8	57	2032

Em que: FV – forma de vida: Her – herbácea, Li – liana, Sub – subarbusto, Arb – arbusto, Ar – Arvore. N – número de plantas emergidas nas amostradas do banco de sementes. T. ag – área com solo de textura média argilosa, T. ar – área com solo de textura arenosa. N – número de plântulas emergidas.

No trecho da área III com influência de alagamento temporário às margens do rio São Francisco, em que o solo Neossolo Flúvico tem maior teor de argila, as espécies com maiores densidades foram *Ludwigia hyssopifolia* (222,08 sementes/m²),

Ludwigia erecta (101,76 sementes/m²), *Pilea microphylla* (77,44 sementes/m²), *Malachra radiata* (69,7 sementes/m²) e *Cyperus odoratus* (49,92 sementes/m²).

No trecho mais alto da margem, em que não ocorre influência de alagamento e o solo Neossolo Flúvico tem textura mais arenosa, as espécies com maiores densidades foram: *Cenchrus ciliaris* (231,04 sementes/m²), *Kallstroemia tribuloides* (97,28 sementes/m²), *Cyperus sp2* (37,12 sementes/m²), *Prosopis juliflora* (17,92 sementes/m²) e *Richardia grandiflora* (13,44 sementes/m²).

A composição florística do banco de sementes da área de estudo teve predominância de espécies de hábito herbáceo, que corespondem a 73,77% do total de espécies levantadas (45 espécies). É um padrão observado para o estudo do banco de sementes em áreas de caatinga a predominância de espécies herbáceas (FERREIRA et al., 2014; MEDEIROS et al., 2015). Em termos de abundância, o número de sementes emergidas de espécies herbáceas representou 65,99% do total observado (Tabela 6). A única espécie de hábito arbóreo registrada no banco de sementes foi da exótica invasora *P. juliflora*, que ocorreu no trecho sem influência de alagamento temporário. As planícies aluviais e baixadas sedimentares ao longo dos cursos de rios e riachos na caatinga, com solos do tipo Neossolo Flúvico são áreas preferenciais para a colonização da Algaroba (PEGADO et al., 2006; ANDRADE et al., 2009; GONÇALVES et al., 2015), condições similares encontradas na área deste estudo.

Os maiores valores de diversidade, riqueza e equabilidade de espécies ocorreram no trecho da área influenciado por alagamento temporário, com textura média argilosa (Tabela 7). A explicação para essa condição é a melhor disponibilidade hídrica para as plantas herbáceas nesta área, visto que nos últimos anos não se tem registro de alagamento neste trecho. Entretanto, a proximidade com o lençol freático e a textura mais argilosa do solo possibilitou maior teor de umidade do solo.

Dentro da variação topográfica do terreno, também esperava-se que a parte mais baixa da encosta tivesse maior densidade e riqueza de espécies, visto ser essa área de deposição do material erodido da parte superior da encosta. Essa tendência nem sempre se confirma, visto os resultados de Pessoa (2007), estudando o efeito de áreas erodidas sobre o banco de sementes do solo em área de caatinga. O autor registrou para a parte superior da encosta maior densidade e riqueza de espécies, sendo na sua grande maioria herbáceas de ciclo de vida curto.

O índice de diversidade para o solo foi superior ao da serrapilheira nos dois trechos avaliados da área III (Tabela 7). Do total de espécies levantadas neste estudo, 72,13% ocorreram no solo, com predominância na área de influência de alagamento temporário.

Tabela 7 - Índice de diversidade (H'), equabilidade (J'), riqueza de espécies (R) e número de indivíduos (N), para os trechos com e sem alagamento, nas camadas de solo e serrapilheira, e para todas as espécies levantadas na área III de estudo. Belém de São Francisco – PE.

Condição	Solo (0-5 cm)			
	H'	J'	R	N
Gradiente de alagamento x camadas				
1 (trecho com alagamento temporário - textura argiloso)	3,79	0,70	43	1225
2 (sem alagamento - textura arenoso)	3,02	0,59	34	742
Camadas - solo e serrapilheira*	4,19	0,71	59	1967
	Serrapilheira			
	H'	J'	R	N
1 (alagamento temporário - textura argiloso)	1,81	0,91	4	8
2 (sem alagamento - textura arenoso)	2,18	0,66	10	57
Camadas - solo e serrapilheira*	2,59	0,72	12	65

Gradiente de alagamento	Gradiente de Alagamento			
	H'	J'	R	N
1 (trecho com alagamento temporário)	3,80	0,70	44	1233
2 (trecho sem alagamento temporário)	3,03	0,59	35	799
	Geral			
	H'	J'	R	N
Para o total de espécies e indivíduos da área	4,19	0,71	61	2032

Em que: * para este cálculo considerou o total de espécies e indivíduos da camada sem a influência do alagamento.

No trecho sem influência de alagamento, com textura arenosa, na serrapilheira e no solo registrou-se menor diversidade (Tabela 7), com má distribuição das populações dos indivíduos entre as espécies. Isso se deve a este trecho ter o registro de maior abundância de sementes de Capim-bufell (*Cenchrus ciliaris*) com a densidade de 231,04 sementes/m². Na variação espacial da riqueza e densidade de sementes no banco de sementes em áreas de caatinga, tem se observado como tendência, maiores valores para o solo (SILVA, 2009; SANTOS et al, 2010; FERREIRA et al., 2014).

O estrato herbáceo recrutado do banco de sementes do solo na área III teve papel fundamental na restauração da área no momento inicial, pela cobertura do solo

exposto, evitando o carreamento contínuo de solo para o leito do rio. A regeneração natural do banco de sementes do solo é um processo fundamental na restauração. A importância do entendimento sobre a composição, riqueza e densidade do banco de sementes do solo em áreas alteradas é crucial para manejar este processo ecológico na restauração de áreas degradadas (CORREIA; MARTINS, 2015).

Após alguns meses de isolamento da área III com a retirada das fontes de degradação, como o pisoteio de animais, teve-se uma rápida cobertura do solo pelas espécies herbáceas presentes no banco de sementes do solo (Figura 9).

Figura 9 - Área III em que: a) trecho 1 da área próximo à margem do rio com influência de alagamento temporário, com solo descoberto; b) trecho 2 da área, mais afastado da margem sem influência de alagamento, com solo de textura arenosa; c) o trecho descrito em (a) após período de chuvas com regeneração do estrato herbáceo; d) o mesmo trecho descrito em (b) com regeneração abundante de Capim-bufell (*Cenchrus ciliaris*) no período de chuvas.



Fonte: Gomes (2017)

Visualmente, ao longo do ano observou-se no trecho 1, a manutenção da cobertura do solo formada pelo estrato herbáceo, que manteve-se verde mesmo no período seco do ano (Figura 9). Entretanto, o banco de sementes da área III está

comprometido quanto à diversidade de espécies arbustivo-arbóreas autóctones, o que diminui sua capacidade de auxiliar, a regeneração natural da área para formação de uma cobertura florestal. Essa condição justificou a necessidade de intervenção com fonte de propágulos alóctones por meio de semeadura direta e plantio de mudas de espécies florestais nativas em campo.

3.2 CHUVA DE SEMENTES

3.2.1 DENSIDADE E COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DA CHUVA DE SEMENTES

Ao longo de 12 meses de observação registrou-se um total de 459 sementes nas duas áreas, com 74,29% contabilizado para a área I com densidade de 55 sementes/m², e 25,71% na área II com densidade de 19 sementes/m². Para as duas áreas foram identificadas 16 espécies, duas determinadas no nível de gênero, e seis indeterminadas caracterizadas em morfoespécies, totalizando 24 espécies, distribuídas em 18 gêneros e 13 famílias botânicas (Tabela 8).

Lima et al. (2008), estudando a caatinga na região do submédio São Francisco no município de Floresta (PE), próximo à área deste estudo, registraram uma densidade e riqueza de espécies maior para a chuva de sementes (75,6 sementes/m²) distribuídas em 26 espécies e 14 famílias. Entre as famílias de maior riqueza de espécies, estes autores registraram em ordem: Euphorbiaceae (seis espécies), Poaceae (três) e Cucurbitaceae (duas). Neste trabalho as famílias com maior riqueza, considerando as duas áreas foram Fabaceae (oito espécies), Euphorbiaceae (quatro) e Poaceae (duas).

Tabela 8 – Nome comum, Nome científico, família, forma de vida (FV), número de sementes coletadas nas áreas I e II, densidade de sementes por m² (D) na chuva de sementes em Belém de São Francisco, Pernambuco.

Nome científico	Família	FV	Dp	Área		N	D
				I	II		
<i>Prosopis juliflora</i> (SW) DC	Fabaceae	Ar	Aut	260	20	280	22
<i>Morfotipo 14</i>	Poaceae	Her	Ane	38	...	38	3
<i>Poinceanela pyramidalis</i> Tul. Var	Fabaceae	Ar	Aut	...	24	24	1,9
<i>Libidibia ferrea</i> Mart. Ex Tul. L. P. Queiroz	Fabaceae	Ar	Aut	...	20	20	1,6
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	Ar	Aut	...	18	18	1,4
<i>Portulaca halimoides</i> L.	Portulacaceae	Her	Zoo	16	...	16	1,3
<i>Pithecellobium diversifolium</i> Benth	Fabaceae	Ar	Aut	...	10	10	0,8

(continuação)

Nome científico	Familia	FV	Dp	Área		N	D
				I	II		
<i>Morfotipo 18</i>	indeterminada	Id	Id	7	...	7	0,6
<i>Cynophalla Flexuosa</i> (L.) J. Presl	Brassicaceae	Arb	Zoo	7	...	7	0,6
<i>Mimosa tenuiflora</i> Benth	Fabaceae	Ar	Aut	...	6	6	0,5
<i>Cnidoscolus phyllacanthus</i> (Muel. Arg.) Pax. Et K.	Euphorbiaceae	Ar	Aut	...	5	5	0,4
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.	Bignoniaceae	Ar	Ane	...	5	5	0,4
<i>Maytenus rigida</i> Mart.	Celastraceae	Ar	Zoo	...	4	4	0,3
<i>Morfotipo 17</i>	Fabaceae	ID	ID	3	...	3	0,2
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i> (Mart.) Cornejo & Iltis	Capparaceae	Arb	Aut	3	...	3	0,2
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	Apocynaceae	Ar	Ane	...	2	2	0,2
<i>Morfotipo 9</i>	Viscaceae	Hm	Zoo	...	2	2	0,2
<i>Cnidoscolus sp</i>	Euphorbiaceae	Arb	Aut	2	...	2	0,2
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Rhamnaceae	Ar	Zoo	2	...	2	0,2
<i>Cayaponia sp</i>	Cucurbitaceae	Li	Zoo	...	1	1	0,1
<i>Morfotipo 3</i>	Fabaceae	Id	Id	...	1	1	0,1
<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit	Lamiaceae	Sub	Aut	1	...	1	0,1
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae	Li	Zoo	1	...	1	0,1
<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Poaceae	Her	Ane	1	...	1	0,1

Em que: FV – forma de vida: Her – Herbácea, Li – Liana, Sub – Subarbusto, Arb – Arbusto e Ar – Árvore. DP – síndrome de dispersão: Aut – autocoria, Ane – anemocoria, Zoo – zoocoria e Id – indeterminada. Fonte: Gomes (2017)

A chuva de sementes nas duas áreas apresentou diferenças significativas no número de sementes aportadas nos coletores ao longo do tempo de observação ($\chi^2 = 172,82$; $p < 0,01$; Apêndice 5), com o maior aporte de sementes para a área I. Já, a riqueza de espécies entre as áreas foram diferentes significativamente ($\chi^2 = 15,90$; $p < 0,01$, Apêndice 6), com o maior número de espécies registrado para área II no período chuvoso (12 espécies). Observou baixa similaridade florística entre as duas áreas (índice de Sørensen = 0,08). A maior riqueza de espécies nativas arbustiva-arbóreas na área II, onde não se tem a dominância da espécie exótica Algaroba era esperada. Estudos florísticos para matas ciliares degradadas invadidas por *P. juliflora* na região da caatinga tem demonstrado o efeito desta espécie na diminuição da riqueza e simplificação da estrutura da comunidade arbustivo-arbórea destas áreas (PEGADO et al., 2006; NASCIMENTO, 2008; ANDRADE et al., 2010).

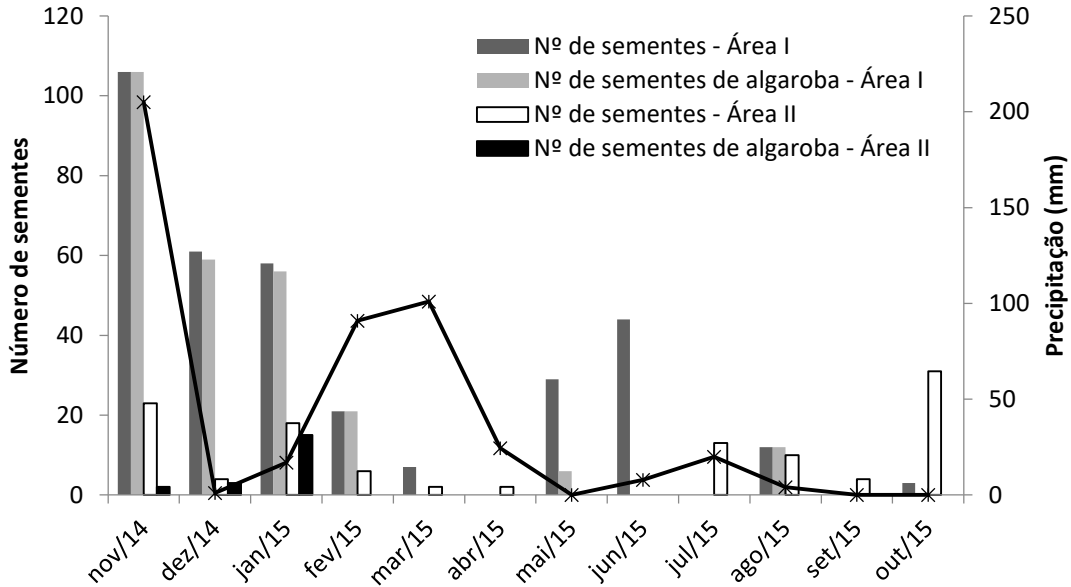
Na área I foi contabilizado 341 sementes, com densidade média de 28,42 ($\pm 9,55$) sementes/m²/mês, onde destas, 76,25% (260 sementes) pertence a *Prosopis juliflora* (Algaroba). A pressão de propágulos da Algaroba na área evidencia o potencial de continuidade deste processo de invasão ao longo do tempo. A riqueza

florística de espécies nesta área totalizou 12 espécies distribuídas em nove famílias botânicas, sendo que duas espécies permaneceram indeterminadas. As famílias botânicas com o maior número de espécies foram Fabaceae, Poaceae e Euphorbiaceae com duas espécies cada. As demais famílias apresentaram apenas uma espécie. A chuva de sementes observada na área I tem baixa diversidade florística e densidade de sementes de espécies nativas, não promovendo a renovação do banco de sementes com espécies nativas e alóctones da região.

Na área II foram registradas 118 sementes, com densidade média de 9,83 (\pm 2,42) sementes/m²/mês. A relação florística foi composta por 13 espécies registradas na chuva de sementes, distribuídas em sete famílias botânicas, sendo Fabaceae a família com maior riqueza de espécies (sete espécies). As demais famílias apresentaram uma única espécie cada. Nesta área 76,92% (10 espécies) das espécies registradas na chuva de sementes tem a forma de vida arbórea, com 16,95% (20 sementes) pertencente à Algaroba.

A participação da espécie Algaroba na chuva de sementes das áreas I e II refletiu o nível de invasão biológica nas áreas, sendo proporcionalmente maior na área I invadida por esta espécie (Figura 10). A única espécie arbórea comum às duas áreas foi Algaroba, que somada às sementes coletadas nas duas áreas, representa 61% do total, com maior produção de frutos e sementes entre os meses de novembro a fevereiro. A florística da área II apresentou espécies frequentemente registradas em outros estudos de matas ciliares para a caatinga (ARAUJO, 2007; ARAUJO, 2009; SOUZA; RODAL, 2010), e algumas que ocorrem com frequência em áreas antropizadas, como o pereiro (*Aspidosperma pyrifolium*).

Figura 10 – Número total de sementes coletadas na chuva de sementes por área e o número das sementes da espécie Algaroba por área. Precipitação ao longo dos meses de coleta na área de estudo em Belém de São Francisco – PE.



Fonte: Gomes (2017)

3.2.2. INFLUÊNCIA DA SAZONALIDADE CLIMÁTICA NA DENSIDADE, RIQUEZA, FORMA DE VIDA E SINDROMES DE DISPERSÃO DA CHUVA DE SEMENTES.

A riqueza de espécies ($x^2 = 5,94$; $p < 0,05$) e a abundância de sementes ($x^2 = 25,34$; $p < 0,01$) foi influenciada em função do período da coleta das amostras (Apêndice 7). Registrou-se baixa similaridade florística da chuva de sementes entre os dois tempos de coleta, com 21,43% de semelhança. O maior número de sementes coletadas foi registrado para a área I durante o período de chuvas, já a maior riqueza de espécies foi registrado na área II no período de chuvas (Tabela 9).

A chuva de sementes no período seco teve uma riqueza total de 11 espécies com densidade de 23,36 sementes/m², sendo maior o número de espécies e indivíduos na área I neste período. Já no período de chuvas observou 17 espécies com uma densidade de 50,08 sementes/m², sendo maior a riqueza na área II e abundância de indivíduos na área I.

Tabela 9 – Número e porcentagem de sementes coletadas por período (seco e chuva) nas áreas I e II em Belém de São Francisco, Pernambuco.

Período	Área I	Área II	Total	%
Seco	88 (7)	58 (4)	146 (11)	31,81
Chuva	253 (5)	60 (12)	313 (17)	68,19
Total	341 (12)	118 (14)	459	
%	74,29	25,71		

Em que: () – valor entre parêntese refere se a riqueza de espécies; % do número de indivíduos nas áreas e períodos. Fonte: Gomes (2017).

Esta variação na densidade de sementes entre a área I e II era esperada, pois a área I com invasão biológica de Algaroba teve o maior aporte de sementes da espécie exótica invasora e poucas sementes de espécies nativas na chuva de sementes. A variação no número de sementes entre o período de seca e chuva pode ser explicada pelo período de frutificação e dispersão dos frutos de Algaroba, que coincide com o final da estação seca e início da estação chuvosa, tendo a maior contribuição de sementes na chuva registrado para os meses de novembro e dezembro de 2014 e janeiro de 2015.

A sazonalidade climática com um período seco acentuado e com chuvas erráticas, mau distribuídas e concentradas em poucos meses do ano é um fator que influencia o aporte da chuva de sementes em áreas de caatinga. Souza (2014), estudando a chuva de sementes para uma área de caatinga no agreste de Pernambuco no município de Caruaru que possui totais pluviométricos anuais (682,1 mm) maiores que os da região deste estudo (426,4 mm), encontrou tendência contrária a com maiores densidades e riqueza de espécies no período de seca.

As correlações da chuva de sementes com as variáveis climáticas foram fracas e não significativas (Tabela 10). O quantitativo da chuva de sementes na área I apresentou fraca correlação com a precipitação, já para a área II foi fracamente correlacionado de forma inversa, o maior aporte de sementes com a menor porcentagem de umidade relativa do ar. Lima et al. (2008), estudando a chuva de sementes em vegetação da caatinga, não observou correlação da deposição de sementes com a precipitação. Estes autores caracterizaram a chuva de sementes como evento sazonal, com mecanismos de dispersão principalmente não bióticos.

Tabela 10 - Correlação entre o número de sementes coletadas nas áreas I e II com as variáveis climáticas registradas nos meses de observação. Belem de São Francisco, Pernambuco. Obs: valores de correlação não significativos entre as variáveis climáticas e número de sementes nas áreas I e II (Valor $p > 0,05$).

Variáveis climáticas	Número de sementes - Área I	Número de sementes - Área II
Precipitação mensal (mm)	0,54	0,27
Temperatura (°C)	0,23	0,11
Temperatura máxima (°C)	0,16	0,20
Temperatura mínima (°C)	0,30	0,12
Umidade relativa do ar (%)	-0,19	-0,53
Velocidade do Vento (m/s)	0,17	0,43

Fonte: Gomes (2017)

Considerando o número total de espécies identificadas para as duas áreas agrupadas nas síndromes de dispersão tem-se que 19,05% das espécies são anemocóricas, 33,33% são zoocóricas e 47,62% são autocóricas (incluindo barocóricas e balísticas). Somando as espécies autocóricas e anemocóricas respondem por 66,67% do total de espécies identificadas. Esta tendência na caatinga, de regiões mais secas terem a predominância de vetores abióticos na dispersão de sementes foi descrita por Silva; Rodal (2009). Estas autoras, estudando as síndromes de dispersão para o município de Floresta (PE), localizado próximo a área deste estudo, também registraram maior número de espécies autocóricas (54% do total de 24 espécies descritas).

Observa-se uma oferta de sementes de espécies zoocóricas ao longo da maior parte do ano (8 meses). Já entre os meses de julho a outubro de 2015, em que registram-se maiores velocidades dos ventos, as espécies da chuva de sementes tiveram como principal síndrome de dispersão a anemocoria (Figura 11).

Entre os hábitos das espécies identificadas, sete espécies arbóreas apresentaram dispersão autocórica, duas anemocóricas e duas zoocóricas (Tabela 11). Ocorreu a presença de espécies zoocóricas entre quase todas as formas de vida, fato já evidenciado em outros trabalhos (GIEHL et al., 2007). No total das espécies identificadas prevaleceu a dispersão autocórica, com 41,62% das espécies agrupadas nesta síndrome de dispersão. Souza (2014), também registrou a predominância de espécies autocóricas e anemocóricas na chuva de sementes em área de caatinga.

Figura 11 - Total de espécies registradas por mês, agrupadas por síndrome de dispersão (anemocóricas, zoocóricas e autocóricas) considerando a chuva de sementes nas áreas (I e II); Temperatura do ar média mensal; Umidade relativa do ar média mensal e velocidade do vento média mensal. Belém de São Francisco, Pernambuco.

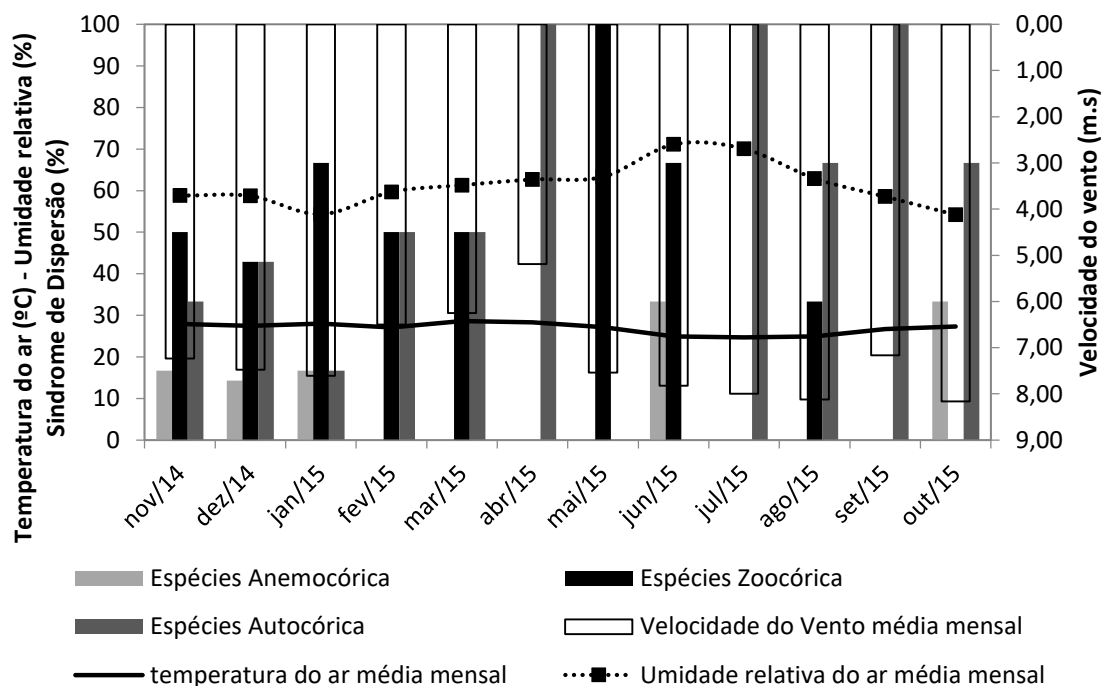


Tabela 11 - Número de espécies identificadas, agrupadas por forma de vida e síndromes de dispersão, para a área de estudo em Belém de São Francisco – PE.

FV	Geral		Area I		Area II		Síndromes de dispersão		
	NT.	N esp.	NT.	N esp.	NT.	N esp.	Anemo	Auto	Zoo
Ar	376	11	262	2	114	10	2	7	2
Arb	12	3	12	3	2	1
Hem	2	1	2	1	1
Her	55	3	55	3	2	..	1
Li	2	2	1	1	1	1	2
Sub	1	1	1	1	1	..
Id	11	3	10	2	1	1
Total geral	459	24	341	12	118	13	4	10	7

Em que: FV- forma de vida: Ar – arbórea, Arb – arbusto, Hem – epífita hemiparasita, Her – herbácea, Li – liana, Sub – subarbusto, Id – indeterminada. NT – número total de indivíduos; N esp. – número total de espécies; Anemo – anemocórica, Auto – Autocórica e Zoo – Zoocórica. Fonte: Gomes (2017)

Ao contrário da maioria dos estudos que tem a anemocoria como síndrome de dispersão predominante para florestas tropicais secas (MARTÍNEZ-GARZA et al., 2011), no semiárido brasileiro a autocoria tem sido registrada como principal tendência

de dispersão nos estudos de chuva de sementes (LIMA et al., 2008; SOUZA et al., 2013, SOUZA, 2014). Neste estudo, teve-se em segunda posição, atrás da autocoria, a predominância de espécies zoocóricas (Tabela 11). Griz; Machdo (2001), em área de caatinga, registrou maior frutificação das espécies no período de chuvas e com síndrome de dispersão predominante zoocórica.

Do total de espécies identificadas na chuva de sementes da área II, 76,92% destas são árvores e 7,69% de lianas e epífita hemiparasita, ao contrário da área I que tem uma maior percentagem de arbustos e herbáceas. Na área I o hábito de vida predominante entre as espécies, 25,0% foram arbustos, 25,0% de herbáceas e 16,67% de árvores. Entre as espécies arbóreas a única espécie nativa registrado na chuva de sementes foi Juazeiro, que ocorre indivíduos remanescentes na área.

Considerando a abundância de indivíduos por hábito, na área I teve se um total de 76,83% das sementes coletadas de espécies de hábito arbóreo, 16,13% herbáceas e 3,52% arbustivas. Na área II, 96,61% das sementes foram de espécies arbóreas, com apenas uma espécie de liana e um hemiparasita (erva-de-passarinho). Em áreas de vegetação alteradas por ações antropogênicas tem se a redução de espécies arbóreas e maior participação de outras formas de vidas, como as herbáceas (ARAUJO et al., 2009; MEDEIROS et al., 2015). Condição observada para a área I deste estudo, ao se retirar da análise as sementes da espécie arbórea exótica de *P. juliflora*, passando a ter maior número de sementes de herbáceas.

3.3 BANCO, CHUVA DE SEMENTES E A CAPACIDADE DE REBROTA E REGENERAÇÃO DE ALGAROBA NA ÁREA EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Na área em processo de restauração, o banco de sementes terá pouca contribuição para retorno da vegetação arbustivo-arbórea nativa da mata ciliar, visto a ausência de sementes de espécies desses hábitos. A chuva de sementes dentro da ilha do Jatinã, na área invadida por Algaroba, mostrou-se que este processo não catalisou a chegada de sementes alóctones de novas espécies nativas da flora local. A ausência de processos ecológicos de auto-regeneração em área degradada, como banco e chuva de sementes dificultam que, a mesma recupere, sem maiores intervenções humanas (MARTINS, 2012; CORREIA; MARTINS, 2015).

A baixa diversidade de espécies nativas, na chuva de sementes e no banco de sementes do solo nas áreas investigadas, neste estudo, no município de Belém de

São Francisco, justifica-se pelos níveis de degradação e redução da vegetação nativa da caatinga nesta região. De acordo com Assis et al. (2014), o uso do solo na área do município foi alterado devido a expansão das atividades agrícolas e de criação extensiva de animais (caprinos e ovinos), soltos na caatinga. Estes autores observaram uma redução de 5,3% da cobertura da caatinga nativa conservada do município e aumento das áreas de vegetação rasteira e solo exposto.

A abundância de sementes de espécies herbáceas invasoras e de sementes de Algaroba alterou a composição e diversidade de espécies nativas do banco e chuva de sementes nas áreas ciliares degradadas da caatinga. Este fato mostra a capacidade de manutenção da invasão biológica desta espécie nestas condições. Esse quadro, também, justifica a necessidade de intervenção de restauração ecológica com a erradicação destas espécies e uso de regeneração artificial por meio de introdução de banco de propágulos ou por mudas das espécies nativas da região.

Na matriz ambiental no entorno da ilha do Jatinã e do seu trecho em processo de restauração ocorrem áreas de mata ciliar alteradas, mas ainda com presença de espécies nativas que, poderá dar suporte a chegada de sementes de espécies alóctones pela chuva de sementes. A exemplo, a área II investigada neste estudo, que teve maior riqueza de espécies nativas da região. Entretanto, existem barreiras de dispersão dos propágulos dessas espécies nativas, não investigadas nesta pesquisa, que impediu que a florística da chuva de sementes nas áreas invadidas por *P. juliflora* apresentassem estas espécies.

A regeneração de novos indivíduos de Algaroba, na área em restauração, variou significativamente nos dois primeiros anos de manutenção ($\chi^2= 807,43$; $p<0,01$). Foram quantificados um total de 4218 indivíduos regenerantes de Algaroba na área III em restauração (Tabela 12), sendo que no primeiro ano após a erradicação da espécie (2015) foram observados os maiores valores (71,91% do total de indivíduos) e no ano de 2016 (28,09%).

Tabela 12 - Números de cepas de indivíduos de Algaroba suprimidos na implantação do experimento de restauração (novembro/2014), avaliados quanto a capacidade de rebrota das cepas nos anos de (2015 e 2016). Número de indivíduos regenerantes de Algaroba nas parcelas do experimento. Belém de São Francisco – PE.

Descrição	Variáveis	2015	2016
Número total de árvores cortadas – tocos/avaliados		59	59
TOCOS MORTOS	N mortos	6	44
	CT médio (cm)	58,58 ($\pm 30,79$)	34,53 ($\pm 27,86$)
	V mim. (cm)	6	13
	V max. (cm)	26	127
	CV (%)	52,74	80,68
TOCOS VIVOS	N toco com Rebrotas.	53	15
	CT médio (cm)	46,8 ($\pm 28,42$)	56,46 ($\pm 26,39$)
	V mim. (cm)	13	24
	V max. (cm)	127	110
	CV (%)	60,72	46,74
Rebrotras	N médio Rebrotas. / toco	6 (± 5)	4 (± 3)
	V mim.	0	0
	V max.	22	14
	CV (%)	79,07	71,95
Altura Rebrotas (cm)	Altura média Rebrotas (cm)	152,2 ($\pm 53,71$)	90,9 ($\pm 39,38$)
	V mim. (cm)	36	20
	V max. (cm)	285	190
	CV (%)	35,28	43,54
Circunferência Rebrotas (cm)	CR médio Rebrotas. (cm)	9,43	8,71
	V mim. (cm)	2,8	2,1
	V max. (cm)	42	31
	CV (%)	81,12	75,78
Indivíduos regenerantes arrancados das parcelas	Média	44,75 (33,90)	17,45 (27,98)
	CV (%)	115,12	160,06
	Total	3177	1241

Em que: N – número; CT – circunferência do toco; V mim. – valor mínimo; Vmax. – valor máximo; CV – coeficiente de variação em %. () - valor entre parêntese desvio padrão.

As cepas (tocos) dos indivíduos de Algaroba que foram cortados, com circunferência variando de 13 a 127 cm, apresentaram altas percentagens de sobrevivência e rebrotas. No primeiro ano após o corte, a sobrevivência ($X^2=50,11$; $p<0,01$) e o número de rebrotas ($X^2=201,46$; $p<0,01$) nos tocos, foram maior que no segundo ano. As rebrotas das cepas tem um crescimento rápido em circunferência e altura, podendo chegar, em apenas um ano, até 190 cm de altura e circunferência de 14 cm (Tabela 12). Com o corte sucessivo das rebrotas ano após ano, os indivíduos perdem a capacidade de rebrota e o desempenho silvicultura de crescimento em altura e circunferência. Isto mostra, a necessidade de manutenção das áreas em processo

de restauração, com o corte sucessivo das rebrotas. Essa capacidade de rebrota demonstrada pela Algaroba já foi confirmada em outros estudos (NASCIMENTO, 2008; GONÇALVES et al., 2015). De acordo com Gonçalves et al. (2015), ao estudar o controle de populações de algaroba observou-se que, os métodos de controle mais eficientes foram o corte raso, seguido de queima das cepas e aplicação de 2,4-D + picloram em plantas cortadas e aneladas.

Nas áreas alteradas, invadidas pela Algaroba, tem se uma alta produção de sementes viáveis que retroalimenta o processo de invasão. Torna-se necessário, realmente, fazer a supressão desses indivíduos e controle da regeneração para que a restauração da vegetação nativa da área ciliar possa avançar. Foram observados indivíduos regenerantes e rebrotas de tocos em fenosafe reprodutiva com frutos, no intervalo de um ano, confirmando a precocidade reprodutiva desta espécie.

Com base nos dados da rebrota dos tocos e dos indivíduos de Algaroba arrancados no ano de 2015 e 2016, após a intervenção inicial de supressão e erradicação dos regenerantes de Algaroba na área III, demonstra a alta capacidade de regeneração desta espécie. Este fato dificulta e onera os custos para a restauração das matas ciliares degradadas às margens do rio São Francisco na região de caatinga.

Como estratégias a serem adotadas para controle da invasão desta espécie em área de restauração devem buscar: i) o isolamento da área para evitar a entrada de animais domésticos como muares, caprinos/ovinos e bovinos, considerados principais dispersores desta espécie no semiárido brasileiro; ii) Cortar os indivíduos maiores e fazer pincelamento de herbicida nas cepas, para evitar a rebrota das mesmas; iii) fazer o arranquio da regeneração de indivíduos jovens na área; e iv) Promover o uso racional da espécie, por meio de manejo, fora da área em restauração, com catação dos frutos para uso na alimentação de animais e corte da madeira de Algaroba para carvoejamento.

4. CONCLUSÕES

A invasão biológica de *P. juliflora* afetou negativamente a densidade e composição florística de espécies arbustivo-arbóreas do banco e da chuva de sementes, com baixa similaridade florística entre as áreas com e sem invasão.

Observou maior riqueza e densidade de espécies herbáceas para banco de sementes em todas as áreas, corroborando a tendência de predominância desta forma de vida em áreas alteradas de caatinga.

Houve variações na riqueza e densidade de sementes do banco de sementes do solo entre o período seco e com chuvas, com maiores valores observados para o período seco.

A densidade e riqueza de espécies no banco de sementes foi maior para a camada de solo que na serapilheira.

A riqueza e densidade de espécies arbustivo-arbóreas nativas da caatinga na chuva de sementes na área com invasão biológica de *P. juliflora* foi inferior a área sem a presença desta espécie.

Na chuva de sementes registrou-se maior aporte de sementes no período com chuvas, ocasionado pela maior contribuição de sementes de Algaroba.

Os indivíduos de Algaroba tem alta capacidade e desenvolvimento de rebrotas após o primeiro corte, perdendo este vigor e desenvolvimento das rebrotas com o desbaste continuado das cepas na manutenção da área em restauração.

A pressão de propágulos (frutos e sementes) de Algaroba no banco e na chuva de sementes nas áreas avaliadas corrobora a capacidade adaptativa e invasiva desta espécie para as áreas ciliares alteradas da caatinga.

A alta capacidade de rebrota e regeneração da Algaroba do banco de sementes do solo, após os primeiros anos da supressão em áreas de restauração dificultará a restauração das matas ciliares degradadas do semiárido.

5. REFERÊNCIAS

ADDINSOFT. XLStat. Addinsoft SARL, França. 2009.

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

ANDRADE, L. A. DE, FABRICANTE, J.R., OLIVEIRA, F. X. DE. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta bot. bras.** 23(4): 935-943. 2009.

ANDRADE, L. A. DE, FABRICANTE, J.R., OLIVEIRA, F. X. DE. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, v. 32, n. 3, p. 249-255, 2010.

ARANHA, B. A. et al. Análise da estrutura e da diversidade de uma vegetação ciliar do rio São Francisco, Petrolina – PE. **Revista do Instituto Florestal**, v. 22, n. 1, p. 1-14, 2010.

ARAÚJO, E.L.; CASTRO, C.C.; ALBUQUERQUE, U.P. Dynamics of Brazilian Caatinga - A Review Concerning the Plants, Environment and People. **Functional Ecosystems and Communities** 1: 15-28. 2007.

ARAUJO, G. M. de. **Matas ciliares da caatinga: florística, processo de germinação e sua importância na restauração de áreas degradadas**. 2009. 68 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Pernambuco. 2009. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_arquivos/7/TDE-2009-10-14T113831Z-304/Publico/Giseli%20Maria%20de%20Araujo.pdf. Acesso em: 11 dez. 2015.

ARAÚJO, E.L.; FERRAZ, E.M.N. Processos ecológicos mantenedores da diversidade vegetal na caatinga: estado atual do conhecimento. In: SALES, V. (Org.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica, p.115-128. 2003.

APG 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** 161: 105-121, 2009.

ASSIS, J.M.O. et al. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco – PE, nos anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol.07, n.05, 858-869. 2014.

BEZERRA, D.M. **Efeito do pisoteio caprino sobre a cobertura vegetal e atributos do solo no semi-árido paraibano**. 2008, 66f. Patos, PB. Dissertação – Mestrado em Zootecnia-Sistemas Agrosilvipastoris no Semi-Árido. Universidade Federal de Campina Grande, 2008. Disponível em: http://www.cstr.ufcg.edu.br/zootecnia/dissertacoes/ednaldo_barbosa_dissert.pdf. Acesso em: 08 jan. 2015.

BRAGA, A.J.T.; BORGES, E.E.de L.; MARTINS, S.V. Chuva de sementes em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.3, p.475-485, 2015.

CERÓN, D.E. V. **Chuva e banco de sementes do solo em diferentes sistemas de restauração ecológica da floresta estacional semidecidual**. 2015, 130 f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. 2015. Disponível em: <http://repositorio.unesp.br/handle/11449/135978> Acesso em: 02 fev. 2016.

CORREIA, G.G. DE S.; MARTINS, S.V. Banco de Sementes do Solo de Floresta Restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**. 22(1):79-87, 2015.

COSTA, R. C. DA; ARAÚJO, F. S. DE. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de Caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botânica Brasilica**.17 (2): 259-264. 2003.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do município de Belém de São Francisco, estado de Pernambuco. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. 11 p. Disponível em: <http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/16284>. Acesso em: 21 jun. 2014.

DALLING, J. W.; LOVELOCK, C. E.; HUBBELL, S. P. Growth responses of seedling of two neotropical Pioneer species to simulated forest gap environments. **Journal of Tropical Ecology**, v. 15, p. 827-839, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs/classificacao-de-solos> Acesso em: 01 jul. 2014.

FRANÇA, F. et al. Plantas vasculares das áreas alagadas dos Marimbus, Chapada Diamantina, BA, Brasil. **Hoehnea**, 37(4): 719-730, 2010.

FERREIRA, C. D. et al. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural de Caatinga. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, vol. 9, núm. 4, pp. 562-569, 2014.

NUNES FILHO, J. et al. Utilização do Capim corrente irrigado para recuperação de áreas degradadas por sais no Estado de Pernambuco. INOVAGRI – International Meeting. Fortaleza. 2015. **Anais...** INOVAGRI, Fortaleza. 2015. Disponível em: <http://www.bibliotekevirtual.org/index.php/2013-02-07-03-02-35/simposios/1190-iii-inovagri-2015/dia-01-09-2015/12362-utilizacao-do-Capim-corrente-irrigado-para-recuperacao-de-areas-degradadas-por-sais-no-estado-de-pernambuco.html> Acesso em: 16 set. 2016.

FLORA DO BRASIL. **Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 5 Jan. 2017.

GONÇALVES, J.S. et al. Métodos de controle de *Prosopis juliflora* (sw.) dc. (fabaceae) em áreas invadidas no semiárido do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 645-653, jul.-set., 2015.

GONÇALVES, J.S. et al. Estudo do banco de sementes do solo em uma área de caatinga invadida por *Parkinsonia aculeata* L. **R. bras. Bioci.**, Porto Alegre, v. 9, n. 4, p. 428-436, out./dez. 2011.

GIEHL, E.L.H. et al. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, 21(1): 137-145. 2007.

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

JESUS, E. N. **Avaliação dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim (Sergipe- Brasil) para fins de restauração ecológica**. 2013, 94f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) São Cristóvão: UFS, 2013. Disponível em: <https://bdtd.ufs.br/handle/tede/321>. Acesso em: 25 ago. 2016.

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**, 59 (4): 649-658. 2008.

LOPES, C. G.; Reis, R. M. de M. P.; ARAÚJO, E.L. Variação espaço-temporal do banco de sementes em uma área de floresta tropical seca (caatinga) – Pernambuco. **Revista de Geografia**. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 27, n. 1, jan/Abr. 2010.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & Row Publishers, 1989.

MARTINS, S. V. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Ed. UFV, 293 p. il., 2012.

MARTÍNEZ-GARZA, C. et al. Intra and inter-annual variation in seed rain in a secondary dry tropical forest excluded from chronic disturbance. **For. Ecol. Manage.** 262, 2207–2218. 2011.

MAMEDE, M. A. **Efeito do manejo agrícola tradicional sobre o banco de sementes do solo em uma área de caatinga, município de Sobral, CE**. 2003, 68f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Ceará, Ceará. 2003. Disponível em: http://www.cstr.ufcg.edu.br/zootecnia/dissertacoes/dissert_dario_parte02.pdf Acesso em: 14 jan. 2015.

MEDEIROS, J. X. et al. Composição e diversidade florística de banco de sementes em solo de área de caatinga. **HOLOS**, Ano 31, Vol. 8. 2015.

MENEZES, J. B. et al. Índice de vulnerabilidade à erosão para uma bacia na mesorregião do São Francisco Pernambucano, a partir das relações entre morfogênese e pedogênese. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 8, n. 2, p. 45-56, 2007.

MOURA JÚNIOR, E.G. et al. Diversidade de Plantas aquáticas vasculares em açudes do Parque Estadual de Dois Irmãos (PEDI), Recife - PE. **Revista de Geografia**, 26: 278-293, 2009.

MÜLLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey & Sons, 547 p. 1974.

NASCIMENTO, C. E. S. **Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (sw) dc. nas planícies aluviais da caatinga.** 2008, 115f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2008. Disponível em: <http://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/517>. Acesso em: 25 ago. 2014.

OLIVEIRA, B. F. D.de. **Padrões distintos de congruência climática em duas espécies invasoras de prosopis em Zonas Semi-Áridas da América do Sul.** 2012, 55f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/14022> Acesso em: 23 mai. 2015.

PRADO, D. As caatingas da América do Sul. In: R.I. **Ecologia e Conservação da caatinga.** Recife, Editora Universitária. Leal; M. Tabarelli & J.M.C. Silva (eds.). p. 3-73. 2003.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de Algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 20, p. 887-898, 2006.

PEREIRA, R. A. et al. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal e do avanço de *Prosopis juliflora* (SW) DC numa área de caatinga. **RA´E GA**, Curitiba, v. 28, p. 154-180, 2013.

PESSOA, L.M. **Variação espacial e sazonal do banco de sementes do solo em uma área de caatinga, Serra Talhada, PE.** 2007, 46f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal Rural de Pernambuco – PPGB/UFRPE. 2007. Disponível: <http://pgb.ufrpe.br/br/content/varia%C3%A7%C3%A3o-espacial-e-sazonal-do-banco-de-sementes-do-solo-em-uma-%C3%A1rea-de-caatinga-serra> Acesso em: 05 fev. 2016.

PIJL, L.V.D. **Principles of dispersal in higher plants.** Springer Verlag, New York.1982.

RODAL, M. J. N. et al. Vegetação e flora fanerogâmica da área de Betânia, Pernambuco. In: Araújo, F. S. et al. **Análises das variações da biodiversidade do bioma caatinga** - suporte a estratégias regionais de conservação. Biodiversidade 12. MMA. Brasília, cap. 3, p. 139-166. 2005.

RODRIGUES, P.M.S. et al. Riqueza e estrutura do componente arbóreo e características edáficas de um gradiente de floresta ciliar em Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.6, p.1011-1023, 2013.

SÁ, I.B., RICH., G.R., FOTIUS, G.A. As paisagens e o processo de degradação do semiárido nordestino. In: SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M; FONSECA, M.T.; LINS, L.V. (orgs.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília, DF. Ministério do Meio Ambiente/ Universidade Federal de Pernambuco, p.17- 36. 2004.

SAMPAIO, E.V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. In Bullock, S. H., Mooney, H.A. & Medina, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**. University Press, Cambridge. Pp. 35-63. 1995.

SANTOS, V J. et al. Composition, species richness, and density of the germinable seed bank over 4 years in young and mature forests in Brazilian semiárid regions. **Journal of Arid Environments**, 129. 93-101 p. 2016. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2016.02.012

SANTOS, J. M. F. F. dos. **Diversidade e abundância inter-anual no componente herbáceo da caatinga: paralelos entre uma área preservada e uma área antropizada em regeneração natural**. 2010, 77f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2010. Disponível em: http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/URPE_04392f0931ca99395aa0f55022f0fcd2. Acesso em: 26 jul. 2015.

SANTOS, D.M. et al. Can spatial variation and inter-annual variation in precipitation explain the seed density and species richness of the germinable soil seed bank in a tropical dry forest in north-eastern Brazil? **Flora**, 208, 445-452. 2013.

SANTOS, J.P.; DIODATO, M.A. Análise da invasão de *Prosopis juliflora* (SW). D.C. na caatinga, município de Fernando Pedroza, Rio Grande do Norte. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.12, n.1, p.01-09, 2016.

SENA, F. H.de. **Dispersão de sementes por caprinos em áreas de caatinga**. 2015, 81f.: il. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife - PE. 2015. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_arquivos/21/TDE-2015-09-22T093904Z-2146/Publico/Fernando%20Henrique%20de%20Sena.pdf Acesso em: 10 mar. 2016.

SILVA, K.A.da et al. Estudo florístico do componente herbáceo e relação com solos em áreas de caatinga do embasamento cristalino e bacia sedimentar, Petrolândia, PE, Brasil. **Acta bot. bras.** 23(1): 100-110. 2009.

SILVA, K.A.da. Banco de sementes (lenhosa e herbáceas) e dinâmica de quatro populações herbáceas em uma área da caatinga em Pernambuco. 2009, 132f. : il.

Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2009. Disponível em: http://200.17.137.108/tde_arquivos/7/TDE-2009-10-19T125239Z-314/Publico/Kleber%20Andrade%20da%20Silva.pdf Acesso em: 05 ago. 2015.

SILVA, M. C. N. A. DA; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta bot. bras.** 23(4): 1040-1047. 2009.

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

SOUZA, J.T., FERRAZ, E.M.N., ALBUQUERQUE, U.P., ARAÚJO, E.L. Does proximity to a mature forest contribute to the seed rain and recovery of an abandoned agriculture area in a semiarid climate? **Plant Biol.** n/a–n/a. 2013.

SOUZA, J.T. **Predação pré-dispersão, chuva de sementes e dinâmica de saída do banco de sementes em florestas jovens e maduras da caatinga.** 2014, 125 f.: il. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Biologia, Recife. 2014. Disponível em: http://bdt.d.ibict.br/vufind/Record/URPE_45107e5f1c43673984bbc925ee1a85b8. Acesso em: 05 ago. 2015.

SWAINE, M. Protocol for assay of soil seed banks. In: **PROCEEDINGS OF THE EUROWORKSHOP ON FUNCTIONAL GROUPS IN TROPICAL FOREST TREES**, 2001. Disponível em: <http://www.nbu.ac.uk/tropical/SSBprotocol_Swaine.doc>. Acesso em: 05 mar. 2014.

TROVÃO, D. M. B. M.; CARVALHO, E. C. D. Avaliação do banco de sementes em fragmentos de caatinga em diferentes estágios de sucessão. In: 58ª REUNIÃO ANUAL DA SBPC, Julho/2006, Florianópolis. **Anais...** Santa Catarina, 2006.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** 4th. ed. New Jersey: Prentice Hall, 663p. 1999.

ZELHUBER, A.Z.; SIQUEIRA, R. 2007. **Rio São Francisco em descaminho: degradação e revitalização.** Cadernos do CEAS, 227:7-32. Disponível em: http://www.saofranciscovivo.com.br/files/CEAS_227_especial%20RSF.pdf. Acesso em: 14 jun. 2014.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Teste de Qui-quadrado para a variável número de sementes por área (I e II) e compartimento (serapilheira e solo).

Frequência esperada			
	Solo	Serrapilheira	total
Área I	3495	1409	4904
Área II	771	78	849
Total	4266	1487	5753

Frequência esperada		
	Solo	Serrapilheira
Área I	3636,44429	1267,55571
área II	629,55571	219,4442899
X ² calculado	144,232785	
X ² tabelado (1%,1gl)	6,64	
p<0,01	3,1601E-33	

Apêndice 2 – Teste de Qui-quadrado para a variável número de espécies por área (I e II) e camada (serapilheira e solo).

Frequência observada					
	2014		2015		total
	Solo	Serrapilheira	Solo	Serrapilheira	
Area I	55	27	41	19	142
Area II	30	6	22	3	61
total	85	33	63	22	203

Frequência esperada				
	2014		2015	
	Solo	Serrapilheira	Solo	Serrapilheira
Area I	59,46	23,08	44,07	15,39
Area II	25,54	9,92	18,93	6,61
X ² calculado	6,854175			
X ² tabelado (1%,1gl)	6,64			

Apêndice 3 – Teste de Qui-quadrado para a variável número de sementes para o trecho com alagamento e o trecho sem alagamento da área III.

Frequência observada		Parcelas																				To tal						
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2		2	2	2	2	2	
com alagamento	2 6	3 1			2 9	2 7		4 7	0 3	7 8	3 6	2 9	2 9	3 9	2 8	3 8	21 4	3 8	8 4		1 8	9 4	3 1	4 4	6 7	2 0	2 0	12 33
sem alagamento	6 7	2 6	1 5	8 1	1 5	1 9	1 2	3 3	1 4	2 4	7 8			1 7			9 32	1 5	1 3	1 0	2 0		2 3	8 8	8 8	6 6	4 2	79 9
total	9 3	5 7	2 3	9 0	4 4	4 6	1 9	7 6	2 6	0 2	0 0	1 7	3 6	3 6	5 4	25 0	2 9	0 1	1 4	1 8	3 4	9 4	6 2	4 8	5 5	6 6	20 32	
Frequência esperada		Parcelas																				Tot al						
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2		2	2	2	2	2	2
com alagamento	6,4	4,4	4,4	4,6	7,1	6,6	7,1	6,4	0,1	1,1	1,1	1,1	2,1	3,1	4,1	15,7	6,8	7,1	8,1	3,3	7,7	8,9	5,5	7,7	7,7	7,7	20,8	
sem alagamento	6,2	9,3	5,1	7,8	7,7	9,8	7,9	8,9	6,4	4,1	1,98	0,9	1,4	1,7	3,8	9,9	0,7	7,5	9,9	0,7	2,2	7,7	5,6	9,9	8,8	4,4	35,0	
total	18,4	1,1	8,0	5,2	2,3	9,1	0,5	4,9	1,0	5,4	25,0	0,0	0,0	0,6	3,7	6,9	0,0	0,6	9,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	2,2	35,8	
Frequência esperada		Parcelas																				Tot al						
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2		2	2	2	2	2	2
com alagamento	10,8	7,5	7,5	4,3	4,6	8,7	7,7	7,7	7,7	6,1	4,8	7,1	5,8	8,8	14,5	5,1	8,2	6,3	6,9	3,1	8,9	7,9	9,9	1,5	1,8	2,2	20,8	
sem alagamento	42,9	6,4	2,3	5,5	4,8	6,5	5,4	8,6	2,3	9,5	10,4	8,4	6,5	10,10	4,8	6,6	5,7	6,6	4,8	2,4	7,4	1,7	8,8	2,2	2,4	2,4	35,0	
X ² calculado	634,9																											
X ² tabelado (1gl,0,01%)	10,8																											
p	1,17E-118																											

Apêndice 4 – Teste de Qui-quadrado para a variável número de espécies para o trecho com alagamento e o trecho sem alagamento da área III.

Frequência observada		Parcelas																				Tot al				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2		2	2	2	2
com alagamento	8	7	4	4	4	8	6	7	7	3	5	6	2	9	18	4	4	4	9	1	0	9	4	4	1	8
sem alagamento	10	7	7	4	6	7	6	5	6	6	6	4	3	5	7	6	6	6	7	2	7	7	5	6	9	0
total	18	4	1	8	0	5	2	2	3	9	1	0	5	4	25	0	0	0	6	3	7	6	9	0	0	8
Frequência esperada		Parcelas																				Tot al				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2		2	2	2	2
com alagamento	10,8	8,6	4,5	8,7	7,7	7,7	6,1	4,8	7,1	5,8	8,8	14,5	5,1	8,2	6,3	6,9	3,1	8,9	7,9	9,9	1,5	1,8	2,2	2,4	2,4	20,8
sem alagamento	42,9	6,4	2,3	5,5	4,8	6,5	5,4	8,6	2,3	9,5	10,4	8,4	6,5	10,10	4,8	6,6	5,7	6,6	4,8	2,4	7,4	1,7	8,8	2,2	2,4	35,0
X ² calculado	23,72																									
X ² tabelado (1gl,0,01%)	10,83																									

Apêndice 5 – Teste de Qui-quadrado para a o número de sementes da chuva de sementes na aérea I e II.

Frequência observada	meses												Tot al
	nov/14	dez/14	jan/15	fev/15	mar/15	abr/15	mai/15	jun/15	jul/15	ago/15	set/15	out/15	
area I	106	61	58	21	7	0	29	44	0	12	0	3	341
area II	25	7	18	6	2	2	0	0	13	10	4	31	118
Total	131	68	76	27	9	2	29	44	13	22	4	34	459
Frequência esperada	meses												
	nov/14	dez/14	jan/15	fev/15	mar/15	abr/15	mai/15	jun/15	jul/15	ago/15	set/15	out/15	
area I	97,3	50,5	56,5	20,1	6,7	1,5	21,5	32,7	9,7	16,3	3,0	25,3	
area II	33,7	17,5	19,5	6,9	2,3	0,5	7,5	11,3	3,3	5,7	1,0	8,7	
X2 calculado	172,8												
X2 tabelado (1%,1gl)	6,64												

Apêndice 6 – Teste de Qui-quadrado para a o número de espécies da chuva de sementes na aérea I e II.

Frequência observada	meses												Tot al
	nov/14	dez/14	jan/15	fev/15	mar/15	abr/15	mai/15	jun/15	jul/15	ago/15	set/15	out/15	
area I	1	3	3	1	1	0	3	4	0	1	0	1	18
area II	5	4	4	1	1	1	0	0	3	2	2	2	25
Total	6	7	7	2	2	1	3	4	3	3	2	3	43
Frequência esperada	meses												
	nov/14	dez/14	jan/15	fev/15	mar/15	abr/15	mai/15	jun/15	jul/15	ago/15	set/15	out/15	
area I	2,51	2,93	0,83	0,83	0,41	1,25	1,67	1,2	1,25	0,83	1,25		
area II	3,48	4,06	1,16	1,16	0,58	1,74	2,32	1,7	1,74	1,16	1,74		
X2 calculado	15,9												
X2 tabelado (1%,1gl)	6,64												

Apêndice 7 – Teste de Qui-quadrado para a o número de espécies e número de sementes da chuva de sementes na aérea I e II, no período seco e de chuva.

Número de espécies				Número de sementes			
Frequência observada				Frequência observada			
	seco	chuvas	total		seco	chuvas	total
area I	7	5	12	area I	88	253	341
area II	2	12	14	area II	58	55	113
total	9	17	26	total	146	308	454
Frequência esperada				Frequência esperada			
	seco	chuvas			seco	chuvas	
area I	4,15385	7,84615		area I	109,661	231,339	
area II	4,84615	9,15385		area II	36,3392	76,6608	
X2 calculado	5,53906			X2 calculado	25,3384		
X2 tabelado (5%,1gl)	5,41			X2 tabelado (5%,1gl)	5,41		

CAPÍTULO 3

**APTIDÃO BIOTÉCNICA DE ESPÉCIES VEGETAIS DA CAATINGA PARA USO
EM TÉCNICAS DE BIOENGENHARIA NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES
DEGRADADAS, NO SEMIARIDO PERNAMBUCANO**

GOMES, JUVENAL MARTINS. APTIDÃO BIOTÉCNICA DE ESPÉCIES VEGETAIS DA CAATINGA PARA USO EM TÉCNICAS DE BIOENGENHARIA NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS, NO SEMIARIDO PERNAMBUCANO. Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Resumo

Nesta pesquisa objetivou-se avaliar o potencial biotécnico de estacas de quatro espécies nativas da caatinga para uso em obras de bioengenharia, assim como o efeito de diferentes concentrações dos fitohormônios o ácido indolacético (AIA) e ácido indolbutírico (AIB) na capacidade de estimular o enraizamento das estacas destas espécies. O efeito destes dois indutores de enraizamento, AIA e AIB em solução aquosa, foram testadas em seis concentrações (0, 1000, 2000, 3000, 5000 e 7000 mg.L⁻¹). Estacas semilenhosas de 30 cm de comprimento foram coletadas de indivíduos adultos das espécies: *Albizia inundata*, *Bauhinia pentandra*, *Manihot carthagenensis* e *Senna splendida*. Para os ramos, em que foram retiradas as estacas de cada espécie avaliaram-se a densidade da madeira, espessura da casca e teor de umidade. O plantio das estacas foi realizado em canteiros a pleno sol, com solo local, cobertos com palhada e irrigados diariamente. As estacas das quatro espécies foram avaliadas quanto: a percentagem de sobrevivência, produção de brotos e raízes após 60 dias do plantio. A densidade da madeira das estacas variou de 0,38 a 0,67 g/cm³, sendo as maiores densidades observadas para *Albizia inundata* e *Senna splendida*, que apresentaram o menores teores de umidade da madeira, que variou entre 16,21 a 34,11%. Os fitohormônios AIA e AIB e sua interação com as espécies não influenciaram a sobrevivência e percentagem de enraizamento das estacas. Observou efeito significativo do fator espécie, com as espécies *Senna splendida* e *Bauhinia pentandra* com maiores valores de sobrevivência e enraizamento das estacas. O melhor desempenho de crescimento da parte aérea e do sistema radicular foi observado para *Bauhinia pentandra*, com brotações e sistema radicular mais vigorosas. As estacas das espécies *Senna splendida* e *Bauhinia pentandra* apresentaram características biotécnicas desejáveis para uso em técnicas de bioengenharia na mata ciliar do rio São Francisco em região da caatinga.

GOMES, JUVENAL MARTINS. BIOTECHNICAL APTITUDE OF VEGETABLE SPECIES OF CAATINGA FOR USE IN BIOENGINEERING TECHNIQUES IN THE RESTORATION OF DEGRADED CILIAR AREAS IN THE SEMIARID OF PERNAMBUCO. Adviser: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Comittee: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Abstract

The objective of this research was to evaluate the biotechnical potential of cuttings of four native species of caatinga for use in bioengineering works. As well, to evaluate the effect of different concentrations of the phytohormones or indolacetic acid (IAA) and indolebutyric acid (IBA) on the ability to stimulate the rooting of the cuttings of these species. The effect of these two rooting inducers, IAA and IBA in aqueous solution, were tested at six concentrations (0, 1000, 2000, 3000, 5000 and 7000 mg.L⁻¹). Semi-hardwood cuttings 30 cm long were collected from adult individuals of the species: *Albizia inundata*, *Bauhinia pentandra*, *Mahiot carthagenensis* and *Senna splendida*. For the branches that were removed the cuttings of each species, they were evaluated wood density, thickness of the bark and moisture content. The planting of the cuttings was done in beds in full sun, with local soil, covered with straw and irrigated daily. The cuttings of the four species were evaluated based on: percentage of survival, shoot and root production after 60 days of planting. The wood density of the cuttings ranged from 0.38 to 0.67 g/cm³, with the highest densities observed for *A. inundata* and *S. splendida*, which had the lowest moisture, ranging from 16.21 a 34.11%. Phytohormones IAA and IBA and their interaction with the species did not influence the survival and percentage of rooting of the cuttings. It observed a significant effect of the species factor, with *S. splendida* and *B. pentandra* species with higher values of survival and rooting of the cuttings. The best growth performance of the aerial part and the radicle system was observed for *B. pentandra*, with more vigorous shoots and root system. The cuttings of *S. splendida* and *B. pentandra* species presented desirable biotechnical characteristics for use in bioengineering techniques in the riparian forest of the São Francisco river in the caatinga region.

1. INTRODUÇÃO

A seleção de espécies vegetais, para uso em técnicas de bioengenharia, passa pelo conhecimento das características biotécnicas desejáveis em cada espécie (DURLO; SUTILI, 2012). A bioengenharia lança mão de técnicas biológicas (biotécnicas) com o uso da vegetação como material vivo de construção sozinho ou combinado com materiais inertes, na busca de estabilizar e recuperar às margens de cursos d'água (DURLO; SUTILI, 2012; PEREIRA, 2016).

De acordo com Fernandes; Freitas (2011), os critérios de seleção das espécies são múltiplos podendo destacar entre eles: o caráter pioneiro; a forma de uso/propagação das espécies na biotécnica (sementes, raízes, estacas ou mudas); facilidade e disponibilidade de obtenção de material; a velocidade de estabelecimento e desenvolvimento da espécie; a função que deseja alcançar com o uso da espécie e sua facilidade de manutenção nas obras.

Características desejáveis da vegetação a ser usada nas biotécnicas devem, levar em consideração, os efeitos positivos e negativos deste componente sobre a estabilidade do solo (SUTILI et al., 2004; FERNANDES; FREITAS, 2011). Espécies vegetais usada nas obras, por meio de estacas, sementes ou mudas, que apresentem a capacidade de um rápido, denso e profundo enraizamento contribuem para o ancoramento do solo, com aumento da coesão entre as partículas (DURLO; SUTILI, 2005; ANTÃO, 2012). O crescimento da parte aérea da vegetação contribui para um menor escoamento superficial de água em função da interceptação vertical da copa, melhora a infiltração de água no solo, diminuindo a erosão laminar nestas áreas (PEREIRA, 2016).

Segundo Sutili et al. (2004), entre as características biotécnicas adequadas em espécies vegetais para uso na bioengenharia, podem se destacar: a possibilidade de reprodução vegetativa, capacidade de suportar condições adversas do meio ambiente, enraizamento denso, forte e profundo.

Estudos sobre propagação vegetativa para espécies florestais no Brasil ainda são escassos para a maioria das espécies, visto a alta diversidade de espécies, sendo mais empregadas para espécies de interesse comercial (DIAS et al., 2012). No bioma caatinga, com grande riqueza de espécies vegetais arbustivo-arbóreas, são escassos o número de espécies avaliadas. A propagação vegetativa por estacas é uma forma rápida de se obter uma nova planta com características iguais a que a originou

(FERREIRA et al., 2009). Entretanto, para muitas espécies este processo pode ser mais lento ou inviável pelas dificuldades de enraizamento das estacas, o que pode ser contornado em algumas vezes, com uso de auxinas, reguladores vegetais que estimulam o enraizamento. Os reguladores mais comumente utilizados na área florestal são o ácido 3-indolacético – AIA e ácido indol-3-butírico - AIB (DIAS et al., 2012).

Estudar espécies aptas para o emprego nas técnicas de bioengenharia tem sido um foco nas pesquisas em diversas regiões do mundo, inclusive no Brasil, mas de forma concentrada em algumas regiões e biomas (DURLO; SUTILI, 2012). Ribeiro et al. (2013), ao pesquisar a revegetação das margens do rio Paramopama em Sergipe, utilizando técnica de bioengenharia de solos relatou a eficiência da técnica em recompor a cobertura vegetal e no controle da erosão às margens do rio. Todavia, para além dos conhecimentos das técnicas de bioengenharia já consolidados, devem-se dar ênfase na avaliação e seleção de espécies vegetais potenciais em cada região (SUTILI et al., 2004; RIBEIRO et al., 2013) .

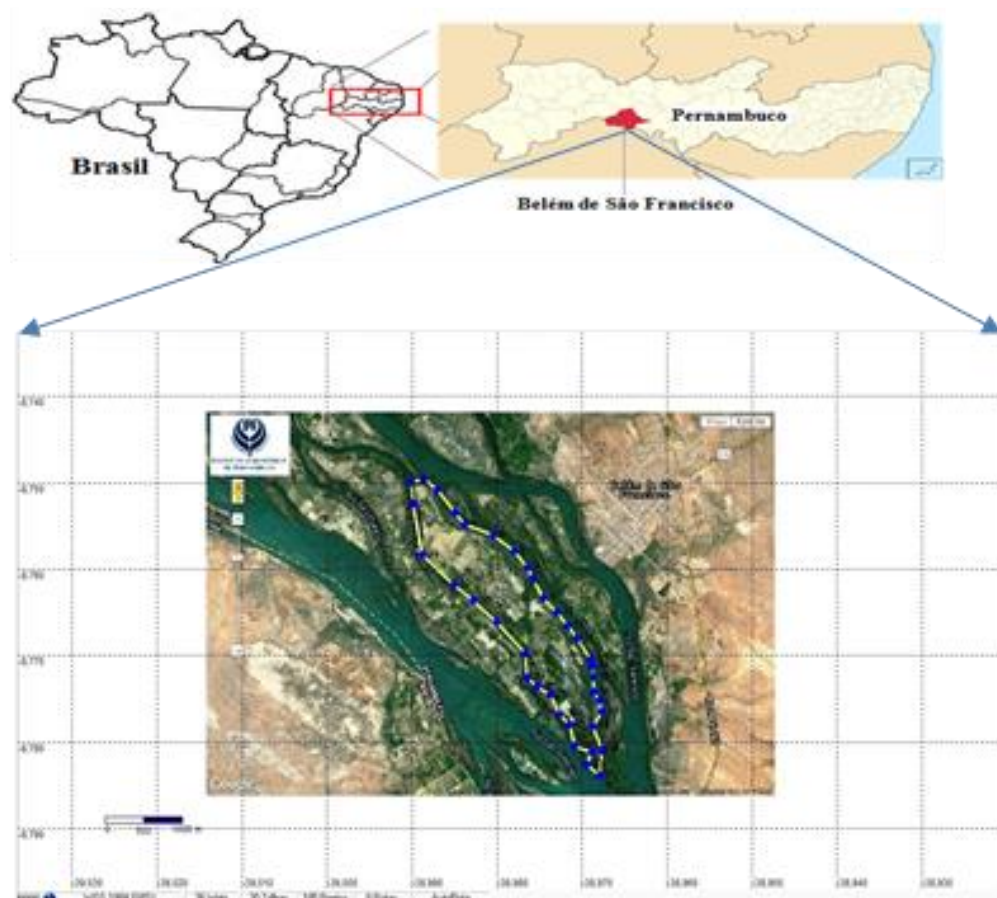
Para a região semiárida do nordeste do Brasil, no bioma caatinga, há grande lacuna de estudos de uso de técnicas de bioengenharia e prospecção de espécies vegetais arbustivo-arbóreas com aptidão para recuperação de matas ciliares. Dessa forma esta pesquisa teve como objetivo avaliar o potencial biotécnico de espécies nativas da caatinga para uso em obras de bioengenharia, assim como o efeito de diferentes concentrações dos fitohormônios AIA e AIB na capacidade de estimular o enraizamento destas espécies.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e caracterização do experimento

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agrônomo de Pernambuco (IPA) localizada no município de Belém de São Francisco - PE. A Estação encontra-se situada em uma ilha fluvial do Rio São Francisco, denominada de Ilha do Jatinã, nas coordenadas geográficas de latitude $08^{\circ}45'54''$ S e longitude de $38^{\circ}58'41''$ O, com altitude de 316, 16 m e área de 262,8678 ha (Figura 1). O clima de Belém de São Francisco segundo Köppen pode ser descrito como do tipo BSh' com precipitação média de 426,4 mm e temperatura média de 24 °C, considerando a série histórica mensal entre os anos de 1960 a 1990 (MENEZES et al., 2007).

Figura 1- Mapa do Brasil e do estado Pernambuco, com localização no município e área da Ilha do Jatinã onde foi desenvolvida a pesquisa. Belém de São Francisco – PE.



Fonte: IPA (2016).

A montagem do experimento baseou-se na metodologia proposta por Durlo; Sutili (2005). A aptidão biotécnica foi avaliada por meio de estacas produzidas a partir da base de ramos semilenhosos, para quatro espécies da caatinga, coletadas no mês de junho de 2016. As características biotécnicas avaliadas nas estacas foram: densidade (g.cm^3), umidade, espessura da casca (mm), sobrevivência, capacidade de enraizamento (número de raízes, comprimento, diâmetro de raízes e biomassa) e brotação (número de brotos, comprimento, diâmetro e biomassa dos brotos).

As espécies foram selecionadas por ocorrência e disponibilidade de material vegetativo na área de estudo e registro de ocorrência em levantamentos florísticos para a vegetação ciliar regional da caatinga (GOMES et al., 2014). As espécies avaliadas foram: *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & J.W.Grimes, *Bauhinia pentandra* (Bong.) D.Dietr., *Senna splendida* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby, Mem. (Fabaceae), e *Manihot carthagenensis* (Jacq.) Müll.Arg. (Euphorbiaceae). Características dendrológicas e ecológicas da espécies foram detalhadas no apêndice 1.

O delineamento do experimento foi inteiramente ao acaso, com arranjo fatorial de 4 (fator espécies) x 2 (fator hormônios), sendo quatro espécies e dois tipos de auxinas (ácido 3-indolacético – AIA e ácido indol-3-butírico - AIB) em seis concentrações (0, 1000, 2000, 3000, 5000 e 7000 mg.L^{-1}). Para testar o efeito destes reguladores de crescimento, as estacas tiveram a base imersa em solução por 60 segundos, antes do plantio. Para cada espécie em cada tratamento foram utilizadas três repetições com 10 estacas (30 estacas), totalizando 330 por espécie e 1320 estacas ao todo.

As estacas usadas no experimento foram cortadas com 30 cm de comprimento, sem folhas, adquiridas de ramos semilenhosos coletados de indivíduos adultos das espécies disponíveis na área de estudo, dentro da Ilha do Jatinã. Foi realizada a poda parcial de alguns ramos subapicais, internos a copa dos indivíduos, de forma que não comprometesse a sobrevivência da planta. As estacas foram preparadas um dia antes do plantio, sendo desinfetadas com o uso de solução de hipoclorito de sódio a 0,5%, permanecendo após em recipientes com um terço do comprimento imersas em água, até o momento do plantio (Figura 2).

Figura 2. Etapas da montagem do experimento de propagação vegetativa das estacas em campo, na Estação Experimental de Belém de São Francisco – PE.



Em que: a) Trator construindo os canteiros, b) árvore matriz de coleta de estacas da espécie *Bauhinia pentandra*, c) estacas imersas em água até o momento do plantio, d) imersão no tratamento com hormônio (AIA e AIB) antes do plantio e e) momento do plantio com uso de gabarito.

O plantio das estacas foi realizado em canteiros com 40 metros de comprimento e 60 cm de altura. As estacas foram enterradas a profundidade de 20 cm e colocadas a 30 cm de distância entre uma e outra, no canteiro. Os canteiros foram construídos em área protegida de acesso de animais, a pleno sol, com solo local da área de estudo (Neossolo Flúvico), orientados no sentido norte – sul. Após plantadas as estacas, os canteiros foram cobertos com palhada de sorgo, para manter a umidade e evitar o desenvolvimento de plantas espontâneas do banco de sementes do solo. Foram feitas irrigações diárias, com auxílio de um sistema de microaspersão, para manter a umidade do canteiro (Figura 3).

Figura 3. Organização dos canteiros a pleno sol, com cobertura de palhada de sorgo e sistema de irrigação por microaspersão. Belém de São Francisco – PE.

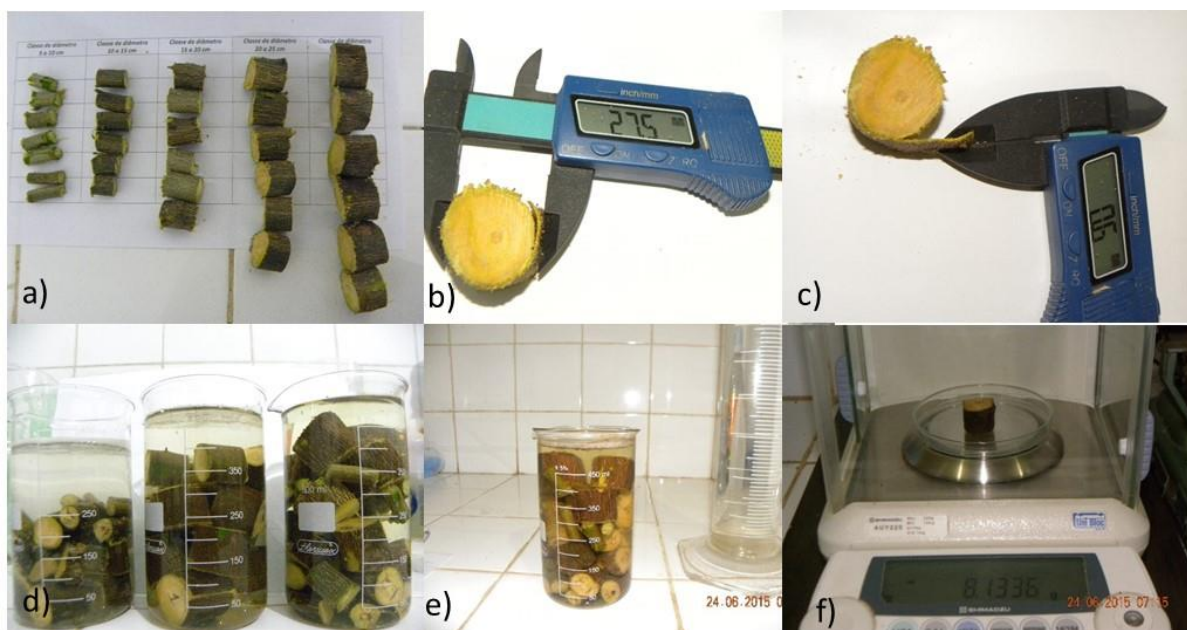


2.2 Coleta e análise de dados

Para as estacas utilizadas no experimento, antes do plantio, foram medidos o diâmetro das extremidades e do centro de cada estaca (mm). A espessura da casca (mm), das estacas foi determinada em 30 amostras por espécie. As medidas foram tomadas com auxílio de paquímetro digital.

A determinação da densidade da madeira (D) das estacas utilizadas no experimento foi adaptada da metodologia de Barbosa; Ferreira (2004). Para cada espécie foram coletados um total de 30 discos amostrais com casca, alburno e cerne de 2,0 cm de comprimento, dentro variação de diâmetro dos ramos das espécies utilizadas para a preparação das estacas. Após obtenção dos discos e medição do diâmetro e espessura da casca, as amostras de cada espécie foram imersas em um recipiente com água durante três dias, para reidratação e saturação em água (Figura 4). Após este período, os discos foram retirados e mantido em descanso por cinco minutos, para drenar o excesso de água, sendo em seguida pesados (massa saturada) e novamente mergulhado em uma proveta graduada com água, para aferição do volume deslocado do líquido (TRUGUILHO et al., 1990).

Figura 4. Amostras de discos de madeira para medição da espessura de casca, densidade e umidade da madeira. Belém de São Francisco – PE.



Em que: a) variação de diâmetro dentro dos ramos fornecedores de estacas, b) mensuração do diâmetro, c) mensuração da espessura da casca, d) imersão dos disco em água para saturação, e) medição do volume de deslocamento de água e f) pesagem do disco.

Posteriormente as amostras foram secas em estufa (103 °C), até peso constante (massa seca). Para a obtenção da densidade básica da madeira (g/cm^3) empregou se a formula descrita por Borchert (1994): $D = \text{MS}/\text{volume}$, onde MS – massa seca.

A determinação da umidade da madeira, das estacas no momento do plantio, para cada espécie foi avaliada por meio da coleta de amostras das estacas e secagem e em estufa em temperatura até peso constante, a temperaturas de 103 °C.

Após 60 dias avaliou a sobrevivência das estacas (número de estacas vivas e mortas) e para as vivas coletou variáveis sobre o desempenho da parte aérea e sistema radicular (Figura 5). As variáveis mensuradas da parte aérea de cada estaca foram: número de brotos, comprimento dos brotos (cm), diâmetro dos brotos (mm), número de brotos secundários, massa aérea fresca (g) e massa aérea seca (g). Para as estacas que desenvolveram sistema radicular avaliou-se: número de raízes, comprimento (cm) e diâmetro das raízes (mm), massa radicular fresca (g) e massa radicular seca (g).

Figura 5. Avaliação da parte aérea das estacas: número, comprimento e diâmetro dos brotos. Belém de São Francisco – PE.



Em que: a) Brotos da espécie *B. pentandra*; b) medição do diâmetro do broto, c) medição do comprimento do broto e d) coleta para obtenção da massa área fresca e seca em estufa.

Para avaliação do sistema radicular, após a medição e coleta dos brotos, realizou-se o arranquio de todas as estacas vivas de cada espécie. O arranquio foi feito de forma a preservar o sistema radicular da estaca inteiro, com a utilização de um jato de água sobre leve pressão, que ajudou a remover o substrato ao entorno da raiz (Figura 6).

Figura 6. Arranquio das estacas nos canteiros, para avaliação do sistema radicular. Belém de São Francisco – PE.



Em que: a) início da remoção do substrato; b) jato de água para arranquio da estaca; c) estaca de *B. pentandra* com parte aérea e sistema radicular; d) medição do diâmetro da raiz e e) contagem do número e medição do comprimento de todas as raízes.

Para avaliar se houve diferenças entre os tratamentos recorreu-se as análises paramétricas de análise de variância (ANOVA) e teste de contraste das médias para as diferenças significativas, pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade. Quando os dados não atenderam ao pressuposto da normalidade foram transformados, sendo os dados em percentagem transformados pela função $(\text{arc} - \text{seno} \cdot \sqrt{\% \text{ enraizamento} / 100})$ e dados de contagem numérica transformados com a aplicação da função (raiz quadrada). Para dados que não atenderam aos requisitos de homogeneidade de variância e distribuição normal (comprimento, diâmetro e massa fresca e seca de brotos e raiz) usou-se da estatística não paramétrica, com o Teste de Kruskal-Wallis. As análises foram realizadas com auxílio do programa ASSISTAT (SILVA & AZEVEDO, 2009) e o programa Minitab, versão-teste (MINITAB®, 1994).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Morfometria, densidade e umidade das estacas

Entre as espécies utilizadas existem uma variabilidade alta nas medidas dos ramos fornecedores das estacas, quanto ao diâmetro médio e espessura da casca, visto os altos valores de coeficientes de variação destas variáveis (Tabela 1). O diâmetro médio do material vegetal disponível para a confecção de estacas independente das espécies e tratamentos foi de 12,92 mm ($\pm 7,89$ mm). As estacas da espécie *M. carthagenensis* tiveram os maiores valores de diâmetro (15,80 mm, $\pm 7,20$ mm), com as demais espécies apresentando valores semelhantes (Tabela 1, Apêndice 2). Estudos sobre a capacidade de enraizamento para muitas espécies florestais tem evidenciado que estacas semilenhosas de maiores diâmetros na base tem melhor pegamento (FRASSETTO, 2007; DIAS et al., 2012). Frassetto (2007), ao estudar o enraizamento de estacas de *Sebastiania schottiana* Müll. Arg. para diferentes partes do ramo (base, meio e ápice) observou que 88% das estacas basais tiveram enraizamento, valor superior as medianas e apicais. De acordo com Sutili et al. (2004), estacas mais finas tem maiores mortalidades, brotações menos vigorosas e no momento de execução da obra de bioengenharia maior dificuldade de enfiar as estacas no solo, ocasionado maiores custos.

Quanto a espessura da casca das estacas observaram-se valores diferentes entre as espécies (Tabela 1, Apêndice 3), com maior variabilidade entre todas as variáveis medidas para as estacas ($CV > 57\%$). A casca mais espessa foi registrada para *A. inundata* significativamente diferente das demais, seguida por *B. pentandra* e *M. carthagenensis* que registraram valores semelhantes (Tabela 1). A espessura da casca da estaca de uma espécie é um fator pouco discutido quanto a influência na capacidade de enraizamento das estacas, não sendo observado na literatura essa referência. Usa-se da caracterização anatômica da casca mais para subsidiar na identificação das espécies (MARANHÃO et al., 2009). Para a espécie *A. inundata* que não teve nenhuma estaca enraizada após 60 dias, observou-se a maior espessura da casca. Este fato, não permite estabelecer inferências direta do efeito da casca, mas gera a informação inicial para aprofundamento em outras pesquisas, se há efeito dos tecidos e estruturas que compõem a camada de casca, sobre o enraizamento de estacas. O processo de formação de raízes adventícias ocorre em células próximas a

casca e um dos locais de emissão das raízes para o meio externo pode ser os entrenós da casca (FACHINELLO et al., 1995).

Entre os valores de densidade da madeira das estacas utilizadas observaram diferenças significativas entre as espécies (Tabela 1, Apêndice 4). Para as espécies *M. carthagenensis* e *B. pentandra* registraram se os menores valores. Já para *A. inundata* observou o maior valor de densidade. Para a umidade dos ramos observou variações significativas entre 16,21 a 34,11%, para *S. splendida* e *M. carthagenensis*, respectivamente (Tabela 1, Apêndice 5). As espécies *S. splendida* e *B. pentandra* observaram valores de densidade semelhantes, mas com teores de umidade distintos (Tabela 1). Espécies com maior densidade da madeira, desde que apresentem capacidade de enraizamento podem dar resistência a obras usadas nas técnicas de bioengenharia. A vegetação nas obras de bioengenharia é usada principalmente na forma de estacas, sendo as propriedades físicas da madeira e sua resistência a degradação, características fundamentais para aumentar a vida útil dessas obras e potencializar os seus resultados (ROMANO et al., 2016).

Entre as características biotécnicas desejáveis para as espécies vegetais usadas na bioengenharia à margem de rios está a flexibilidade dos galhos que, em condições de cheia ou alagamento, a velocidade da água não quebre os galhos (DURLO; SUTILI, 2012). Nesta condição espécies com baixas densidades e maiores teor de umidade da madeira podem apresentar maior flexibilidade dos seus ramos, como observado visualmente em condições de campo para *B. pentandra* e *S. splendida*, que apresentaram galhos compridos e flexíveis.

Tabela 1. Valores médios para as variáveis de diâmetro, espessura de casca, umidade e densidade das estacas por espécies, avaliadas no experimento. Belém de São Francisco – PE.

Espécies	Diâmetro (mm)			Casca (mm)			Umidade (%)			Densidade (g/cm ³)		
	DM	DP	CV	EM	DP	CV	UR	DP	CV	D	DP	CV
<i>Albizia inundata</i>	11,89 b	3,58	30,07	1,10 a	0,68	61,45	21,90 bc	2,93	13,38	0,67 a	0,26	39,02
<i>Bauhinia pentandra</i>	12,28 b	5,10	41,48	0,73 b	0,58	78,48	23,52 b	6,71	28,53	0,48 b	0,13	27,22
<i>Senna splendida</i>	11,72 b	4,38	37,34	0,55 b	0,32	57,88	16,21 c	5,45	33,63	0,53 b	0,10	18,51
<i>Manihot carthagenensis</i>	15,80 a	7,20	45,54	0,64 b	0,38	58,47	34,11 a	4,94	14,48	0,38 c	0,05	13,47

Em que: DM - Diâmetro médio da base das estacas, DP – Desvio padrão (\pm), CV – Coeficiente de Variação em %, EM – Espessura média da casca das estacas, UR – Umidade das estacas, e D – densidade médias das estacas.

3.2 Sobrevivência e enraizamento das estacas

A sobrevivência, quanto ao número total de estacas vivas entre as quatro espécies apresentaram diferenças significativas para o fator espécie (Apêndices 6 e 7), sendo observado para a espécie *S. splendida* a maior sobrevivência das estacas (47,3%). As estacas de *A. inundata* tiveram 100% de mortalidade, mesmo nas diferentes concentrações dos indutores de enraizamento (AIA e AIB), demonstrando se inviável para a propagação vegetativa. Para as espécies *B. pentandra* e *M. carthagenensis* registraram valores de sobrevivências das estacas semelhantes, próximas a 40% ao final do período de avaliação, porém a capacidade de enraizamento foi superior para *B. pentandra* (Tabela 2).

Entre as espécies, a percentagem total de estacas com raízes, foi superior para *B. pentandra* com 27,3% seguida por *S. splendida* com 9,7% (Tabela 2). Para a espécie *M. carthagenensis* dentro do período avaliado somente uma estaca emitiu raiz. O tempo de 60 dias pode ter sido pouco para avaliação da capacidade de enraizamento das espécies *M. carthagenensis* e *S. splendida*, visto a percentagem de estacas vivas neste período que ainda não apresentavam raiz, mas tinha presença de brotos.

Tabela 2. Diâmetro médio, número total e percentagem das estacas vivas e com raízes para as diferentes espécies. Belém de São Francisco – PE.

Espécies	Diâmetro (mm)			N. E. Viva	N. E. Viva Raiz	% Viva	% Viva Raiz
	DM	DP	CV				
<i>Albizia inundata</i> +	11,89	6,07	46,72	0	0	0 c	0,00 c
<i>Bauhinia pentandra</i>	17,58	7,58	43,13	134	90	40,61 b	27,27 a
<i>Senna splendida</i>	18,20	7,16	39,32	156	32	47,27 a	9,70 b
<i>Manihot carthagenensis</i>	24,78	10,77	43,47	132	1	40,00 b	0,30 c

Em que: DM - Diâmetro médio da base das estacas vivas, DP – Desvio padrão (\pm), CV – Coeficiente de Variação em %, N. E. – número de estacas. + para esta espécie o DM é de todas estacas, pois não teve estacas vivas, sendo apresentado o resultado para efeito de comparação entre as espécies. Valores seguidos pelas mesmas letras na coluna não diferiram estatisticamente, pelo teste Skotnot a 5% de probabilidade.

A capacidade de sobrevivência (pegamento das estacas) e enraizamento são uma das características biotécnicas mais importantes entre as espécies para uso na bioengenharia (DURLO; SUTILLI, 2012). De forma geral, as quatro espécies avaliadas tiveram percentagens baixas de sobrevivência e enraizamento dentro do período de

60 dias avaliados, mas com destaque para *S. splendida* e *B. pentandra* que apresentaram maiores valores.

O efeito das diferentes concentrações do fator hormônio (AIA e AIB) não apresentaram diferenças para os valores médios de percentagens de estacas vivas enraizadas (Apêndices 8 e 9), quando comparado ao tratamento controle, sem a aplicação de hormônios (Tabela 3). Entre as quatro espécies avaliadas somente duas apresentaram estacas vivas com raízes para o período de avaliação, sendo *S. splendida* e *B. pentandra*. A avaliação das variáveis coletadas sobre raízes (Percentagem de raízes, comprimento, diâmetro e massa fresca e seca) foram enfatizadas para as duas espécies com emissão de raízes nas estacas.

Tabela 3. Percentagem média de estacas vivas com raiz por espécies em cada concentração de hormônio (AIA e AIB) de enraizamento e controle. Belém de São Francisco – PE.

Espécies	Hormônio	Concentração (mg.L ⁻¹) ^{ns}					Controle ^{ns}
		1000	2000	3000	5000	7000	
<i>Albizia inundata</i> +	AIA	0	0	0	0	0	0
	AIB	0	0	0	0	0	
<i>Bauhinia pentandra</i>	AIA	12,22	11,11	5,56	5,56	11,11	11,11
	AIB	8,89	10,00	5,56	10,00	8,89	
<i>Senna splendida</i>	AIA	5,56	3,33	4,44	2,22	2,22	4,44
	AIB	0	3,33	3,33	5,56	5,56	
<i>Manihot carthagenensis</i>	AIA	0	0	0	1,11	0	0
	AIB	0	0	0	0	0	

Em que: AIA – ácido indolacético, AIB – ácido indolbutírico; + para esta espécie não teve nenhuma estaca viva no período de avaliação após 60 dias. ^{ns} – diferenças não significativas pelo teste Scott-Knott a 5%.

Neste estudo, o efeito do tipo e a concentração de hormônio não influenciou o enraizamento das estacas para todas as espécies avaliadas (Tabela 4). Resultado semelhante foi encontrado por Santos (2009), onde não foi observado efeito da influência das diferentes concentrações de AIB para as 20 espécies florestais de mata ciliar. Todavia, o uso de fitoreguladores para aumentar a capacidade de enraizamento das estacas de espécies florestais tem sido frequentemente empregado, com melhores resultados em diversos trabalhos para o AIB na concentração de 5000 mg.L⁻¹ (DIAS et al., 2012). De acordo com Frassetto (2007), ao estudar o enraizamento de estacas de *Sebastiania schottiana* Müll. Arg. para diferentes partes do ramo (base, meio e ápice) encontrou o melhores resultados para o AIB na concentração de 4 mg.L⁻¹ para as estacas feitas da base dos ramos.

Tabela 4. Valores médios para cada espécie por tipo de hormônio e controle, e média geral para espécie. Número médio de raízes por estaca (Nº Raiz/Est.), Comprimento médio da raiz (Comp. Raiz), Diâmetro médio da Raiz (D.Raiz), Massa de raiz fresca (MRF) e Massa de raiz seca (MRS). Belém de São Francisco – PE.

Espécies	Trat	Nº de Raiz/Est.	Comp. Raiz (cm)	D. Raiz (mm)	MRF (g)	MRS (g)
<i>Senna splendida</i>	Controle	2	6,25	0,51	5,79	5,59
	AIA	1	5,16	0,52	5,65	5,45
	AIB	2	5,82	0,84	5,62	5,42
	Média	1,63 B	5,74 B	0,62 B	5,69 B	5,49 B
<i>Bauhinia pentandra</i>	Controle	13	20,79	1,11	24,52	9,63
	AIA	12	15,04	0,91	16,30	7,98
	AIB	12	15,16	0,93	16,47	7,82
	Média	12,33 A	17,00 A	0,98 A	19,09 A	8,48 A

Médias das espécies seguidas pela mesma letra na coluna, não diferem estatisticamente.

O desempenho do sistema radicular das estacas entre as espécies foram significativamente diferentes quanto aos valores médios das variáveis analisadas (Apêndices 10,11, 12, 13 e 14). Para *B. pentandra* registrou os maiores valores de número de raízes, comprimento e diâmetro por estaca (Tabela 4), o que fez esta espécie ter a maior contribuição de biomassa radicular (Figura 7).

Figura 7. Sistema radicular para as estacas das espécies que apresentaram enraizamento. Belém de São Francisco – PE.



Em que: Sistema radicular para a espécie *B. pentandra* (a e b) e para *S. splendida* (c e d)

A capacidade de enraizamento, a densidade e comprimento das raízes formadas pelas estacas de espécies vegetais é uma das mais importantes características e desejadas para seleção de espécies aptas as técnicas de bioengenharia (DURLO; SUTILI, 2012). O desempenho mostrado pelo sistema radicular da espécie *B. pentandra*, com as raízes de maior comprimento atingindo até 41 cm de comprimento, foi bem superior ao maior comprimento registrado de 18 cm para as raízes de *S. splendida* (Figura 7). Santos (2009), observou entre as seis espécies florestais de mata ciliar que apresentaram capacidade de enraizamento, uma variação no comprimento da maior raiz das espécies entre 0,01 a 16,97 cm, para *Ficus adhatodigifolia* e *Cestrum laevigatum*, respectivamente.

3.3 Brotação das estacas

O efeito dos hormônios AIA e AIB nas diferentes concentrações, comparado com o tratamento controle, não foi significativo para o número médio das estacas com brotações por tratamento (Tabela 5). Já, entre as diferentes espécies observaram se diferenças significativas para o desempenho da parte aérea, com maior número de estacas com brotos para a espécie *S. splendida*. O efeito da interação dos fatores (espécies e tipo de hormônio) não foram significativas em todas as espécies e concentrações (Apêndices 15 e 16).

Tabela 5. Número médio de estacas com brotações por espécies, em cada concentração de hormônio e controle. Belém de São Francisco – PE.

Espécie	Hormônio ^{ns}	Concentração (mg.L)					Controle	Média Geral**
		1000	2000	3000	5000	7000		
<i>Albizia inundata</i> +	AIA	0	0	0	0	0	0	0,0
	AIB	0	0	0	0	0	0	
<i>Bauhinia pentandra</i>	AIA	4,3	5,0	4,3	2,7	3,7	3,7	3,8 b
	AIB	3,7	3,7	2,7	2,7	5,7		
<i>Senna splendida</i>	AIA	7,3	6,7	5,3	5,7	5,3	4,0	4,5 a
	AIB	2,7	3,0	3,3	3,3	2,3		
<i>Manihot carthagenensis</i>	AIA	2,7	2,7	4,7	5,0	5,7	3,7	3,8 b
	AIB	4,0	3,7	2,0	5,0	3,3		

Em que: AIA – ácido indolacético, AIB – ácido indolbutírico; + para esta espécie não teve nenhuma estaca viva no período de avaliação após 60 dias. ^{ns} – diferenças não significativas pelo teste Scot-knot a 5%. ** médias geral por espécie seguidas pelas mesmas letras na coluna não diferem estatisticamente pelo teste Scot-knot a 5%.

O desenvolvimento da parte aérea das estacas, quando ao número, diâmetro e comprimento de brotos foram diferentes para as espécies (Apêndices 17, 18, 19, 20 e 21). Apesar de *S. splendida* apresentar o maior número de estacas com brotos, estes foram inferiores em termos de diâmetro e biomassa da parte aérea, quando comparado as outras duas espécies (Tabela 6). Para a espécie *B. pentandra* observou-se brotações mais vigorosas, com maiores comprimentos e diâmetros dos brotos, sendo também a única espécie que apresentou brotos secundários no período avaliado (Figura 8).

Figura 8. Brotação das estacas das espécies avaliadas em Belém de São Francisco – PE.



Em que: brotações para: a) espécie *Bauhinia pentandra*, b) *Senna splendida*, c) *Manihot carthagenensis* e c) estaca morta de *Albizia inundata*.

Esse melhor desempenho no crescimento dos brotos refletiu na maior massa seca de brotos para a parte aérea destas estacas (Tabela 6). O desenvolvimento da parte aérea das estacas (brotações) tem entre suas funções, a de proteção do solo quanto a erosão pelas gotas da chuva (DURLO; SUTILI, 2012). Dessa forma, as estacas de *B. pentandra* demonstrou boa capacidade de recobrimento da área, com desenvolvimento rápido e vigoroso dos brotos.

Tabela 6. Valores médios para cada espécie e tratamento por hormônio e controle: diâmetro médio da base da estaca (DB), Número médio de brotos por estaca (Nº Broto/Est.), Comprimento médio do broto (Comp. Broto), Diâmetro médio do Broto (D.Broto), Massa área fresca (MAF) e Massa área seca (MAS) dos brotos. Belém de São Francisco – PE.

Espécies	Tratamento	DB (mm)	Nº. Broto/Est.	Comp. Broto (cm)	D.Broto (mm)	MAF (g)	MAS (g)
<i>Senna splendida</i>	Controle	11,70	2 a	1,95 a	1,07 a	1,34 a	1,12 a
	AIA	12,04	2 a	1,86 a	1,09 a	2,91 a	2,32 a
	AIB	11,40	1 a	2,01 a	1,62 a	1,70 a	1,56 a
	Média	11,71	0,91 B	2,10 B	1,29 B	2,27 C	2,06 C
<i>Bauhinia pentandra</i>	Controle	14,53	1 a	15,53 a	2,48 a	17,57 a	8,03 a
	AIA	12,05	2 a	11,98 a	2,89 a	11,16 a	6,48 a
	AIB	12,07	2 a	12,22 a	2,67 a	12,57 a	6,52 a
	Média	12,88	1,86 A	12,41 A	3,10 A	12,38 A	6,63 A
<i>Manihot carthagenensis</i>	Controle	15,93	1 a	2,33 a	3,33 a	6,61 a	4,11 a
	AIA	14,82	1 a	1,97 a	3,06 a	6,13 a	3,98 a
	AIB	16,76	1 a	1,58 a	3,03 a	6,02 a	3,97 a
	Média	15,83	1,10 B	1,82 B	3,14 A	6,12 B	3,98 B

Em que: médias seguidas pelas mesma letras na coluna (minúscula – dentro da espécie, maiúscula – entre espécies), não diferem estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade de erro.

3.4. Potencial de uso das espécies na bioengenharia

Para as espécies avaliadas, *B. pendantra* e *S. splendida* demonstraram capacidade de propagação vegetativa, com formação de brotos e desenvolvimento radicular, possibilitando o uso destas na bioengenharia. Estas espécies foram observadas na ilha do Jatinã, área de estudo, em diferentes condições de micro-habitat, em áreas de solo bem drenados no interior da ilha, mas também próximo a linha da água, em áreas sujeitas a alagamento temporário. A resistência ao estresse de alagamento temporário para espécies que serão usadas em obras de bioengenharia é uma característica importante, aumentando a sobrevivência das estacas (SUTILI et al., 2004).

A ocorrência destas espécies (*B. pendantra* e *S. splendida*) em ambientes alterados com diferentes níveis de degradação na área de estudo, também é um ponto favorável. Haja visto que, nas áreas de intervenção de obras de bioengenharia tem se inicialmente grande alterações do ambiente local, com condições adversas as espécies de ambientes mais conservados, dando preferência a espécies de ocorrência em ambientes alterados (HOLANDA et al., 2008; PEREIRA, 2016).

Estas duas espécies (*B. pendantra* e *S. splendida*), de porte pequeno a médio, com copas mais abertas e muitos ramos de menores diâmetros e grande comprimento, o que os deixam mais flexíveis, são características desejáveis na bioengenharia. Outra característica observada em campo, importante para estas espécies, é a capacidade de rebrota dos indivíduos cortados, condição que favorece o manejo das obras de bioengenharia (DURLO; SUTILI, 2012; RIBEIRO et al., 2013; PEREIRA, 2016).

O tipo de estaca (lenhosa, semilenhosa ou herbácea), a época de retirada da estaca (verão, outono, inverno e primavera) são fatores que influenciam a capacidade de enraizamento das estacas de espécies florestais (SANTOS, 2009; DURLO; SUTILI, 2012). Ferreira et al. (2001), para estacas semilenhosas da espécie arbórea *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax. registraram maior percentual de enraizamento de estacas coletadas da planta mãe no período de verão. O balanço de compostos estimuladores de enraizamento, auxinas, carboidratos, proteínas e aminoácidos tem flutuações ao longo do ano, de forma que a época de coleta das estacas poderá influenciar a sua capacidade de sobrevivência e enraizamento (FRASSETTO, 2007; FERREIRA et al., 2009). Neste estudo, para as espécies avaliadas, não testou a retirada de estacas de diferentes partes do ramo (base, meio e ápice) coletadas ao longo de várias épocas do ano, recomendando se estas avaliações em outro momento, para as mesmas espécies avaliadas nesta pesquisa.

As pesquisas com o levantamento de espécies com potencial para recuperação das margens do rio São Francisco, com uso de técnica de bioengenharia, na região nordeste tem se concentrado no baixo São Francisco, no Estado de Sergipe (HOLANDA et al., 2008; RIBEIRO et al., 2013). De forma que, para a região do médio São Francisco, na caatinga, esta é uma das primeiras pesquisa realizadas com espécies nativas do bioma. Há necessidade de aumentar o esforço de trabalhos científicos nesta área, tendo um maior número de espécies nativas avaliadas e para aprimorar técnicas adequadas ao bioma caatinga.

4. CONCLUSÕES

As espécies *Bauhinia petandra* e *Senna splendida* apresentaram os melhores resultados de sobrevivência, enraizamento e brotação foliar, sendo recomendadas para uso nas técnicas de bioengenharia em matas ciliares da caatinga em condições similares e com registro de suas ocorrências.

A espécie *B. petandra* teve o melhor desempenho entre as espécies avaliadas, com características biotécnicas como brotações e enraizamento satisfatórios.

A espécie *Manihot carthagenensis* apresentou emissão de rebrotas no tempo avaliado, porém para avaliação da capacidade de enraizamento das estacas sugere-se avaliações por maior período de tempo.

A espécie *Albizia inundata* não apresentou capacidade de pegamento por estacas, uma das características biotécnicas mais desejáveis para uso na bioengenharia, não sendo recomendado o seu uso.

Estacas de maior diâmetro na base, para as espécies avaliadas, com maiores percentagens de sobrevivência, demonstrou melhor pegamento, recomendando aprofundar essa avaliação para validar essa tendência.

5. REFERÊNCIAS

ANTÃO, C.F.N. **Seleção e dimensionamento de estruturas de proteção de margens de rios. Aplicações Práticas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal. 130p. 2012.

BARBOSA, R.I.; FERREIRA, C. A. C. Densidade básica da madeira de um ecossistema de “campina” em Roraima, Amazônia brasileira. **Acta Amazônia**, v34: 587-591. 2004.

BORCHERT, R. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. **Ecology** 75: 1437-1449. 1994.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água.** Porto Alegre: EST, 189p. 2005.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água.** 2º Ed. Porto Alegre: EST, 189p. 2012.

FACHINELLO, J.C. et al. Propagação de plantas frutíferas de clima temperado. Pelotas: UFPEL. 179p. 1995.

FERNANDES, J. P.; FREITAS, A.R.M. introdução a engenharia natural. Volume II. Universidade de Évora (ICAAM), APENA. 2011.

FERREIRA, B. G. A.; et al. Enraizamento de *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax. pela aplicação de ácido indol butírico e ácido bórico. **Leandra**, v. 16, p. 11-16, 2001.

FERREIRA, B.G.A. et al. Metodologias de aplicação de AIB no enraizamento de estacas semilenhosas de *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax. **Rev. Bras. Pl. Med.**, Botucatu, v.11, n.2, p.196-201, 2009.

FRASSETO, E.G. Enraizamento adventício de estacas de *Sebastiania schottiana* Müll. Arg. Tese (Doutorado em Silvicultura), Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Santa Maria, RS. 115p. 2007.

GOMES, J. M. et al. Florística de Mata Ciliar em Ilha Fluvial, como Suporte a Recuperação de Áreas Sob Invasão Biológica de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., no

Semiárido Pernambucano. In: **Anais.. VII Simpósio Brasileiro de Pós-Graduação em Ciências Florestais**, 2014.

HOLANDA, F.S.R.; ROCHA, I.P. DA.; OLIVEIRA, V.S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.12, n.6, p.570–575, 2008.

MARANHO, L.T.; PREUSSLER, K.H.; ROCHA, L.D. Organização estrutural da casca de *Persea major* Kopp (Lauraceae). **Acta bot. bras.** 23(2): 509-515. 2009.

MINITAB®. User Guide Release 13.3 for Windows, 1994.

PEREIRA, A. R. Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle da erosão. 88p. 2016. Disponível em: <<http://www.deflor.com.br>>. Acesso em: 08 jun. 2016.

ROMANO, N.; LIGNOLA, G.P.; BRIGANTE, M.; BOSSO, L.; CHIRICO, G.B. Residual life and degradation assessment of wood elements used in soil bioengineering structures for slope protection. **Ecological Engineering**, V. 90, p. 498–509, 2016.

SANTOS, J. de P.dos. **Potencial de enraizamento de estacas lenhosas de espécies florestais da mata ciliar**. 84p.:il. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal de Lavras – UFLA, MG. 2009.

SILVA, F. de A. S. e.; AZEVEDO, C. A. V. de. Principal Components Analysis in the Software Assistat-Statistical Attendance. In: WORLD CONGRESS ON COMPUTERS IN AGRICULTURE, 7, Reno-NV-USA: American Society of Agricultural and Biological Engineers, 2009.

SUTILI, F.J.; DURLO, M.A.; BRESSAN, D.A. POTENCIAL BIOTÉCNICO DO SARANDI-BRANCO (*Phyllanthus sellowianus* Müll. Arg.) E VIME (*Salix viminalis* L.) PARA REVEGETAÇÃO DE MARGENS DE CURSOS DE ÁGUA. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 1, p. 13-20. 2004.

RIBEIRO, L.F.; HOLANDA, F.S.R.; ARAÚJO FILHO, R.P.de. Revegetação das margens do rio Paramopama utilizando técnica de bioengenharia de solos. Revista **Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 2, p. 31-40, abr.-jun., 2013.

TRUGILHO, P.F. et al. Comparação de métodos de determinação da densidade básica em madeira. **Acta Amazônica** 20: 307-319. 1990.

APÊNDICES

Apêndice I – Caracterização dendrológica e ecológica das espécies estudadas

1. Canafístula-de-Besouro

Nome botânico: *Senna splendida* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby, Mem. New York Bot. Gard. 35: 190. 1982.

Família: Fabaceae

Sinônimo popular: cana-fístula-de-Besouro, cássia-do-nordeste, acássia, tula-de-Besouro e pau-de-Ovelha, Besouro.

Descrição da planta: Árvore com cerca de 6-9 m de altura. **Tronco** revestido por casca fina, lisa, verde e com ritidoma estriado, apresentando cerca 30-40 cm de diâmetro. **Casca** de cor cinza-escuro desprendendo-se em lâminas, em indivíduos desse porte; nos indivíduos jovens e de locais secos, a casca é lisa, de cor cinza-claro. **Folhas** verde-escuras, alternas espiraladas, estipuladas, compostas paripinada, com 8-18 pares de folíolos ovalados a oblongo-elípticos, de base arredondada e ápice agudo, glabros, de 2-4 cm de comprimento. **Flores** amarelas, vistosas, bissexuais, diclamídeas, inflorescência dispostas em longas panículas terminais. **Frutos** do tipo legume, linear alongado 25-32 cm de comprimento, cilíndrico, indeiscente, glabro quando imaturos e negros quando maduros, com sementes amareladas, podendo conter de 13 a 20 sementes. **Sementes** pequenas de 0,2-1 cm, achatadas, de cor castanho-claro, esverdeada, com mancha mais clara na área central.

Fenologia: floresce nos meses de Dezembro a Abril, frutificação nos meses de Agosto a Setembro.

Domínio fitogeográfico: Caatinga, Serrado e Mata Atlântica.

Informações ecológicas: Indicada para os plantios mistos destinados a recuperação do solo, para a primeira fase da restauração florestal de áreas degradadas, e para os enriquecimentos de capoeiras e matas devastadas. Pode ser utilizada na composição de faixas arbóreas entre plantações, para pastagens arbóreas. A árvore é extremamente ornamental durante o longo do ano, período que permanece em flor, podendo ser empregada com sucesso no paisagismo em geral.

Dispersão: Zoocórica.

Madeira: clara, moderadamente pesada, mole, pouco compacta (densidade 0,687 g/cm³), moderadamente durável quando protegida da umidade, ela é aproveitada apenas para confeccionar objetos leves, como por exemplo, caixotes e como lenha e carvão.

Referencias

Martins, M. V. Leguminosas arbustivas e arbóreas de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2009.

Reflora. Nova Flora do Brasil. Disponível em:
<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublica> Acesso em: 11 jan. 2017

Tozzi, A.M.G.A. Parte integrante da Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, vol. 8. ISBN 978-85-7523-059-6. Caesalpinioideae In: Wanderley, M.G.L. et al. (eds.) Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo, vol. 8, pp: 22-83. 2016.

Vitorio, L. A.P. **Densidade da madeira de Espécies da Caatinga**. Universidades Federal de Campina Grande – UFCG. 20f: il. Color. 2013.

2. Canafistula-de-boi

Nome botânico: *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & J.W.Grimes

Família: Fabaceaea

Sinônimo popular: canafistula-de-boi

Descrição da planta: Árvore inerme, com cerca de até 8 m de altura. **Copa** rala. **Tronco** apresentando cerca de 30 cm de DAP. **Casca** espessa, rugosa, de cor clara. **Folha** compostas, bipinadas 1-4 pares de pinas, de 9 - 18 cm de comprimento, provida de glândula peciolar séssil, arredondada, e múcron setiforme na extremidade da raque, folíolos opostos, glabros, linear-falcados 8-20 de comprimento, de 4-8 mm de largura, de base assimétrica, em 6-17 pares por pina. **Flores.** Flores branco-esverdeadas, em racemos de capítulos ou panículas axilares e apicais, com cerca de 30-40 flores. **Futos** do tipo vagem deiscente, linear com cerca de 20 cm de comprimento e 1,5 cm de largura, achatado, subcoriáceo, glabro, reticulado, marginado, bivalvo, com endocarpo que se desprende em articulações quadradas com cerca de 1,2 cm, monospérmicas. **Sementes.**

Fenologia: floração, em dezembro; frutos maduros de fevereiro a abril.

Domínio fitogeográfico: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa.

Informações ecológicas: *Albizia inundata* é uma planta pioneira, de rápido crescimento, indicada para plantios mistos destinados à recomposição de áreas degradadas, *Albizia inundata* é uma espécie reófila, motivo pelo qual assume importância em trabalhos de Bio- engenharia e merece estudo, com vistas à recomposição de matas ciliares. Além de sua importância na fixação do solo em matas

ciliares, *Albizia inundata* fornece madeira fácil de ser trabalhada e de boa qualidade, a madeira é indicada para decoração de interiores (chapas, compensados) entre outros.

Dispersão: Autocórica.

Madeira: com densidade de 0,5 a 0,6 g/cm³

Referências

MARCHIORI, J.N.C.; ALVES, F. da S. Nota sobre a ocorrência natural de *Albizia inundata* (Mart.) Barneby & Grimes no Rio Grande do Sul. **Balduinia**, Santa Maria, n. 33, p. 21-25, 2012.

Reflora. Nova Flora do Brasil. Disponível em:
<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublica> Acesso em: 11 jan. 2017.

LORENZI, H. Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil, 2 a ed. v.2, SP: Instituto Plantarum. 368 p. 2002.

3. Capa-bode

Nome botânico: *Bauhinia pentandra* (Bong.) D.Dietr.

Família: Fabaceae

Sinônimo popular: pata-de-vaca

Descrição da planta: Arbusto ou árvore de pequeno porte, com cerca de 2,0-3,5 m de altura. **Copa. Tronco** liso, lenhoso. **Casca. Folha** alterna, composta, unifolialada, lobada; pecíolo 1,5-2,8 cm de comprimento, 2 acúleos na base; folíolos 4-9 cm de comprimento 2,4-6,5 cm de largura, lobos arqueado livres até próximo à base, base cordada ou subtruncada, ápice subagudo, face adaxial glabra, face abaxial pubérula, nervuras primárias proeminentes. **Flores** grande, longo-pedicelada, monoica de cor branca, inflorescências axilares ou terminais; pediceladas 1,0-1,5 cm; germinadas, racemo terminal áfilo. **Frutos** do tipo legume deiscente, de 15-20 cm de comprimento, Poe 2 de largura, lenhoso. **Sementes** numerosas, oblongas, monocromadas, enegrecidas, testa lisa, dura, hilo central.

Fenologia: floração nos meses de janeiro a março, frutificação de abril e maio.

Domínio fitogeográfico: Caatinga, Cerrado, Amazonas e Pantanal.

Informações ecológicas: Na região nordeste ocorre na caatinga, transição caatinga/cerrado e floresta estacional. Na região centro-oeste ocorre em cerradão,

mata de galeria e floresta seca. Em Minas Gerais, há uma ocorrência no domínio de caatinga (rio Verde Grande) e outra no cerrado (Tupaciguara).

Dispersão: Autocórica.

Referências

Martins, M. V. Leguminosas arbustivas e arbóreas de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2009.

Reflora. Nova Flora do Brasil. Disponível em:
<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublica> Acesso em: 11 jan. 2017.

Tozzi, A.M.G.A. Parte integrante da Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, vol. 8. ISBN 978-85-7523-059-6. Caesalpinioideae In: Wanderley, M.G.L. et al. (eds.) Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo, vol. 8, pp: 22-83. 2016.

VAZ, A. M. S.F.; TOZZI, A. M.G.A. Sinopse de Bauhinia sect. Pauletia (Cav.) DC. (Leguminosae: Caesalpinioideae: Cercideae) no Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, V.28, n.3, p.477-491, jul.-set. 2005.

4. Maniçoba

Nome botânico: *Manihot carthagenensis* (Jacq.) Müll.Arg.

Família: Euphorbiaceae.

Sinônimo popular: maniçoba,

Descrição da planta: Árvore com cerca . **Copa** . **Tronco** liso, com exsudação de latex. **Casca** . **Folhas** . **Flores** . **Frutos** do tipo cápsula, ovoide, orbicular, com superfície lisa, glabra. **Sementes** oblongas, lisas com presença de carúnculas.

Fenologia: floresce em mais de uma época do ano, na primavera com mais intensidade, frutos no período do verão.

Domínio fitogeográfico: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica. ⁽¹²⁾

Informações ecológicas:

Dispersão: Balística.

Madeira: leve (densidade 0,378 g/cm³), macia ao corte, textura grosseira, grã direta, muito sustentável ao ataque de organismos xilófagos

Medicina caseira: o látex da planta tem um excelente efeito cicatrizante e hemostático. As raízes são diuréticas. O óleo das sementes é utilizado como purgativo na medicina caseira.

Referências

Reflora. Nova Flora do Brasil. Disponível em:
<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublica> Acesso em: 11 jan. 2017.

Vitorio, L. A.P. **Densidade da madeira de Espécies da Caatinga.** Universidades Federal de Campina Grande – UFCG. 20f: il. Color. 2013.

APÊNDICE 2. Resumo da Análise de Variância para o diâmetro da base das estacas entre as espécies.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Tratamentos	3	523,31025	174,43675	3,8523	2,6829	p<0,0113
Resíduo	116	5.252,59767	45,28101			
Total	119	5.775,90792				

APÊNDICE 3. Teste de Kruskal-Wallis para a espessura da casca da madeira das estaca entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	30			A
2	30			A
3	30			A
4	30			B
H= 22,4004	H-crit= 11,3449			p-valor<0,05
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	5,4833	23,6084	0,05	não
1-3	12,0333	23,6084	0,05	não
1-4	29,15	23,6084	0,05	sim
2-3	17,5167	23,6084	0,05	não
2-4	23,6667	23,6084	0,05	sim
3-4	41,1833	23,6084	0,05	sim

APÊNDICE 4. Teste de Kruskal-Wallis para a densidade da madeira das estaca entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	30	2.227,0000	74,2333	BC
2	30	1.676,0000	55,8667	B
3	30	814,0000	27,1333	A
4	30	2.543,0000	84,7667	C
H= 47,4118		H-crit= 7,8147		p-valor<0,05
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	18,3667	23,6949	0,05	não
1-3	47,1	23,6949	0,05	sim
1-4	10,5333	23,6949	0,05	não
2-3	28,7333	23,6949	0,05	sim
2-4	28,9	23,6949	0,05	sim
3-4	57,6333	23,6949	0,05	sim

APÊNDICE 5. Resumo da Análise de Variância para a umidade da madeira das estacas entre as espécies.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Tratamentos	3	1.676,69413	558,89804	20,7583	4,3783	p<0,0001
Resíduo	36	969,26677	26,92408			
Total	39	2.645,96090				

APÊNDICE 6. Resumo da Análise de Variância para número total de estacas vivas das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIA.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Espécie	2	37,92593	18,96296	3,8935 *	3,2597	0,0294
AIA	5	5,87037	1,17407	ns	0,1617	0,9415
Int. Espécie x AIA	10	53,18519	5,31852	ns	2,1063	0,3939
Tratamentos	17	96,98148	5,70479	ns	1,9147	0,3338
Resíduo	36	175,33333	4,87037			
Total	53	272,31481				

APÊNDICE 7. Resumo da Análise de Variância para número total de estacas vivas das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIB (dados transformados pela função raiz quadrada).

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Espécie	2	0,30944	0,15472	0,8587 ns	0,0253	0,4322
AIB	5	0,74402	0,14880	0,8258 ns	0,1617	0,5397
Int. Espécie x AIB	10	1,91539	0,19154	1,0630 ns	2,1063	0,4145
Tratamentos	17	2,96884	0,17464	0,9692 ns	0,4063	0,5097
Resíduo	36	6,48669	0,18019			
Total	53	9,45553				

APÊNDICE 8. Resumo da Análise de Variância para percentagem de estacas vivas com raízes das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIA.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Espécie	1	296,60484	296,60484	36,9615 **	7,8229	0,0001
AIA	5	101,54317	20,30863	2,5308 ns	2,6207	0,0563
Int. Espécie x AIA	5	64,50614	12,90123	1,6077 ns	2,6207	0,1961
Tratamentos	11	462,65415	42,05947	5,2413 **	3,0936	0,0002
Resíduo	24	192,59255	8,02469			
Total	35	655,24670				

APÊNDICE 9. Resumo da Análise de Variância para percentagem de estacas vivas com raízes das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIB.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Espécie	1	259,56784	259,56784	13,1406 **	7,8229	0,0013
AIB	5	73,14814	14,62963	0,7406 ns	0,159	0,6006
Int. Espécie x AIB	5	45,98766	9,19753	0,4656 ns	0,159	0,7979
Tratamentos	11	378,70364	34,42760	1,7429 ns	2,2158	0,1234
Resíduo	24	474,07403	19,75308			
Total	35	852,77767				

APÊNDICE 10. Teste de Kruskal-Wallis para número médio de raiz por estaca entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.471,5000	44,5909	B
2	33	2.677,0000	81,1212	C
3	33	801,5000	24,2879	A
H= 73,7903	H-crit= 5,9915	p-valor<0,05		
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	36,5303	16,0528	0,05	sim
1-3	20,303	16,0528	0,05	sim
2-3	56,8333	16,0528	0,05	sim

APÊNDICE 11. Teste de Kruskal-Wallis para comprimento médio da raiz entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.486,5000	45,0455	B
2	33	2.652,5000	803.788,0000	C
3	33	811,0000	24,5758	A
H= 70,8579	H-crit= 5,9915	p-valor<0,05		
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	35,3333	16,057	0,05	sim
1-3	20,4697	16,057	0,05	sim
2-3	55,803	16,057	0,05	sim

APÊNDICE 12. Teste de Kruskal-Wallis para diâmetro médio da raiz entre as espécies.

Tratamento	Rank			
	Repetições	Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.560,0000	47,2727	B
2	33	2.549,0000	77,2424	C
3	33	841,0000	25,4848	A
H= 60,0456	H-crit= 5,9915		p-valor<0,05	
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	29,9697	16,0568	0,05	sim
1-3	21,7879	16,0568	0,05	sim
2-3	51,7576	16,0568	0,05	sim

APÊNDICE 13. Teste de Kruskal-Wallis para massa fresca média da raiz entre as espécies.

Tratamento	Rank			
	Repetições	Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.440,5000	43,6515	B
2	33	2.690,5000	81,5303	C
3	33	819,0000	24,8182	A
H= 74,1824	H-crit= 5,9915		p-valor<0,05	
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	37,8788	16,057	0,05	Sim
1-3	18,8333	16,057	0,05	Sim
2-3	56,7121	16,057	0,05	Sim

APÊNDICE 14. Teste de Kruskal-Wallis para massa seca média da raiz entre as espécies.

Tratamento	Rank			
	Repetições	Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.483,5000	44,9545	B
2	33	2.667,5000	80,8333	C
3	33	799,0000	24,2121	A
H= 72,9638	H-crit= 5,9915	p-valor<0,05		
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	35,8788	16,0569	0,05	sim
1-3	20,7424	16,0569	0,05	sim
2-3	56,6212	16,0569	0,05	sim

APÊNDICE 15. Resumo da Análise de Variância para número de estacas vivas com brotos das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIA.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Espécie	2	35,70370	17,85185	3,3472 *	3,2597	0.0464
AIA	5	7,87037	1,57407	ns	0,1617	0.2951
Int. Espécie x AIA	10	45,62963	4,56296	ns	0,3053	0.5808
Tratamentos	17	89,20370	5,24728	ns	0,4063	0.4954
Resíduo	36	192,00000	5,33333			
Total	53	281,20370				

APÊNDICE 16. Resumo da Análise de Variância para número de estacas vivas com brotos das espécies nas diferentes concentrações do hormônio AIB.

FV	GL	SQ	QM	F	F-crit	p
Espécie	2	337,03700	1,68519	0,6408	ns	0,0253
AIB	5	7,87037	1,57407	0,5986	ns	0,1617
Int. Espécie x AIB	10	29,51852	2,95185	1,1225	ns	21,0630
Tratamentos	17	40,75926	2,39760	0,9118	ns	0,4063
Resíduo	36	94,66667	2,62963			0,5669
Total	53	135,42593				

APÊNDICE 17. Teste de Kruskall-Wallis para o número médio de brotos por estaca entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.263,0000	38,2727	A
2	33	2.508,5000	76,0152	B
3	33	1.178,5000	35,7121	A
H= 41,5688		H-crit= 5,9915		p-valor<0,05
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Difrentes
1-2	37,7424	16,7582	0,05	sim
1-3	2,5606	16,7582	0,05	não
2-3	40,303	16,7582	0,05	sim

APÊNDICE 18. Teste de Kruskall-Wallis para o comprimento médio dos brotos entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	1.300,5000	39,4091	A
2	33	2.572,0000	77,9394	B
3	33	1.077,5000	32,6515	A
H= 47,8152		H-crit= 5,9915		p-valor<0,05
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Difrentes
1-2	38,5303	16,9166	0,05	sim
1-3	6,7576	16,9166	0,05	não
2-3	45,2879	16,9166	0,05	sim

APÊNDICE 19. Teste de Kruskall-Wallis para o diâmetro médio dos brotos entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	800,5000	24,2576	A
2	33	1.965,0000	59,5455	B
3	33	2.184,5000	66,1970	B
H= 40,6487		H-crit= 5,9915		p-valor<0,05
Comparações múltiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Difrentes
1-2	35,2879	16,9274	0,05	sim
1-3	41,9394	16,9274	0,05	sim
2-3	6,6515	16,9274	0,05	não

APÊNDICE 20. Teste de Kruskall-Wallis para o massa fresca média dos brotos entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	645,5000	19,5606	A
2	33	2.444,5000	74,0758	C
3	33	1.860,0000	56,3636	B
H= 61,8720		H-crit= 5,9915		p-valor<0,05
Comparações multiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	54,5152	19,9276	0,05	sim
1-3	36,803	16,9276	0,05	sim
2-3	17,7121	16,9276	0,05	sim

APÊNDICE 21. Teste de Kruskall-Wallis para o massa seca médio dos brotos entre as espécies.

Tratamento	Repetições	Rank		
		Soma dos Postos	Média	Alfa-5%
1	33	919,5000	27,8636	A
2	33	2.446,5000	74,1364	C
3	33	1.584,0000	48,0000	B
H= 43,0662		H-crit= 5,9915		p-valor<0,05
Comparações multiplas				
	Diferença	Diferença-Crit	alfa	Diferentes
1-2	46,2727	16,9276	0,05	sim
1-3	20,1364	16,9276	0,05	sim
2-3	26,1364	16,9276	0,05	sim

CAPÍTULO 4

CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS DA CAATINGA PARA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO, SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

GOMES, JUVENAL MARTINS. CRESCIMENTO E SOBREVIVÊNCIA DE ESPÉCIES ARBUSTIVO-ARBÓREAS DA CAATINGA PARA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO, SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO. Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Resumo

Objetivou-se avaliar o crescimento e a sobrevivência de 14 espécies arbustivo-arbóreas da caatinga, em plantios de restauração ecológica em área degradada de mata ciliar do rio São Francisco, no Sertão Pernambucano. A pesquisa foi instalada na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), no município de Belém de São Francisco, Sertão Pernambucano. Foram avaliadas mudas de 14 espécies plantadas com base na técnica de nucleação, com grupos formados por cinco mudas distantes um metro uma da outra, sendo cinco núcleos por parcela, num total de 25 mudas por parcela. Ao longo de 25 meses avaliou-se o crescimento em altura, diâmetro do caule a nível do solo e a sobrevivência. A sobrevivência média geral do plantio foi baixa com 30%, mas no trecho da área mais próximo à margem do rio, com solo mais argiloso a sobrevivência foi maior com 47% ao final do monitoramento. As espécies com melhor desempenho silvicultural quanto ao crescimento médio em altura foram Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*) e Capa-bode (*Bauhinia pentandra*). Já em relação ao diâmetro médio do caule ao nível do solo foram Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), trapia (*Catropa tapia*) e Craibeira (*Tabebuia aurea*). Em região da caatinga similar a desta pesquisa, com áreas de solo arenoso em início da restauração, recomenda-se o plantio de Pinhão-bravo (*Jatropha molíssima*), Besouro (*Senna splendida*), Angico-de-carço (*Anadenanthera colubrina*), Jurema-branca (*Senegalia piauhiensis*), Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) e Juazeiro (*Ziziphus unguolata*). Nas áreas de solos mais próximos às margens dos rios com melhores condições hídricas para ter uma rápida cobertura do solo (com crescimento em altura e diâmetro) recomenda-se o plantio das espécies: Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*), Capa-bode (*Bauhinia pentandra*), Craibeira (*Tabebuia aurea*), Trapiá (*Crateva tapia*). Com base nos resultados encontrados para as espécies avaliadas, mostra que em anos de período de seca prolongada na região torna-se necessário a adoção de estratégias de manejo e seleção de espécies resistentes à escassez hídrica, para aumentar a sobrevivência inicial dos plantios.

GOMES, JUVENAL MARTINS. GROWTH AND SURVIVAL OF SHRUBBY-ARBOREAL SPECIES OF CAATINGA FOR RESTORATION OF DEGRADED CILIAR AREAS OF THE SÃO FRANCISCO RIVER BASIN, SEMIARID OF PERNAMBUCO. Adviser: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Comitê: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Abstract

The objective of this study was to evaluate the growth and survival of 14 shrub-tree species of the caatinga, in ecological restoration plantations in a degraded area of riparian forest of the São Francisco river, in Pernambuco Backwoods. The research was installed at the Experimental Station of the Agronomic Institute of Pernambuco (IPA), in the municipality of Belém de São Francisco, Pernambuco Backwoods region. Seedlings of 14 species were evaluated based on the nucleation technique, with groups formed by five plants distant of one meter apart, being five nuclei per plot, in a total of 25 seedlings per plot. Over 25 months it was evaluated the growth in height, diameter of the stem at the level of the soil and the survival. The average overall survival of the plantation was low with 30%, but in the stretch of the area closest to the river bank, with more clayey soil, the survival was higher with 47% at the end of the monitoring. The species with the best silvicultural performance in terms of average height growth were Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*) and Capa-bode (*Bauhinia pentandra*). In relation to the average diameter of the stem at ground level were Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), trapia (*Catreva tapia*) and Craibeira (*Tabebuia aurea*). In the region of the caatinga similar to that of this research, areas of sandy soil, to begin the restoration, we recommend the planting of de Pinhão-bravo (*Jatropha molíssima*), Besouro (*Senna splendida*), Angico-de-carçoço (*Anadenanthera colubrina*), Jurema-branca (*Senegalia piauiensis*), Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) and Juazeiro (*Ziziphus unguolata*). In the areas of soils closer to the banks of the rivers with better water conditions to have a fast cover of the soil (with growth in height and diameter) it is recommended the planting of following species: Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*) Capa-bode (*Bauhinia pentandra*) Craibeira (*Tabebuia aurea*), Trapiá (*Crateva tapia*). Based on the results found for the species evaluated, in years of prolonged drought period in the region, it becomes necessary to adopt management strategies and selection of species resistant to water scarcity, to increase the initial survival of the plantations.

1. INTRODUÇÃO

A restauração ecológica de matas ciliares degradadas ao longo da bacia do rio São Francisco é crucial na busca de reverter o quadro de degradação e invasão biológica por espécies exóticas nestas áreas (FERREIRA et al., 2011; SIQUEIRA FILHO, 2012). Na região semiárida de domínio da caatinga, as matas ciliares deste rio encontram-se severamente degradadas e convertidas em diferentes tipos de uso do solo (MARIANO, 2011). Estima-se que mais de 90% de suas matas ciliares já foram alteradas (ZELLHUBER; SIQUEIRA, 2007), ou de acordo com Siqueira Filho (2012), restam 4% da cobertura ciliar, o que torna imperativo a sua recuperação para a manutenção dos serviços ecossistêmicos desta bacia hidrográfica.

Para a adoção de técnicas e estratégias de restauração ecológica no bioma caatinga tem-se grandes desafios, visto a lacuna de conhecimentos (MELO et al., 2012), as baixas precipitações e a alta diversidade de espécies nesta região (VIEIRA; SCARIOT, 2006). A cobertura florestal da caatinga passou por acentuada redução de área e fragmentação ocasionando uma rápida perda de biodiversidade e extinção de espécies (PRADO, 2003; LEAL et al., 2005).

O conhecimento do comportamento e desempenho silvicultural e ecológico de espécies arbustivo-arbóreas de interesse na restauração de áreas degradadas por meio de plantios artificiais heterogêneos tem sido o foco de muitas das pesquisas na área (FRAGOSO et al.; 2014; MARCUZZO et al., 2014; RESENDE et al., 2015). Entretanto, na caatinga tem-se poucas informações do comportamento ecológico e silvicultura para a maioria das espécies nativas, com dificuldades na obtenção e produção de mudas para muitas espécies arbustivo-arbóreas (VIEIRA; SCARIOT, 2006; LIMA et al., 2015).

Dentre as técnicas empregadas na restauração de áreas degradadas, que envolvem o plantio de mudas ou de sementes de espécies nativas, é necessário saber quais são as espécies que apresentam melhor desempenho inicial. As maiores taxas de sobrevivência e crescimento em diâmetro e altura das espécies podem trazer maior viabilidade dos projetos, com redução da mortalidade na fase de implantação. Este é um dos maiores gargalos no semiárido nordestino que, aumenta os custos com replantio (SALES, 2008; FIGUEIREDO et al., 2012; LIMA, 2012; LIMA et al., 2015).

Os plantios feitos com base na técnica de nucleação, em que as mudas são arranjadas em grupos de Anderson formando núcleos, tem como princípio ecológico

a facilitação gerada entre o conjunto das espécies (BECHARA, 2006; REIS et al., 2014). O conceito de facilitação ou inibição (CONNELL; SLATYER, 1977) dentro da restauração ganha atenção especial, pois busca entender dentro da composição e sucessão das espécies, as que favorecem, tolera ou inibem o desenvolvimento uma da outra quando são plantadas juntas.

Existem plantas descritas em outras pesquisas que podem ser entendidas como facilitadoras, como: espécies chaves, mutualistas-chaves, plantas focais e bagueiras (BECHARA, 2006). Já a inibição iria ocorrer, com espécies que prejudiquem o estabelecimento de outras, quando juntas, em mesmo local ao longo da sucessão (CONNEL; SLATYER, 1977). Na caatinga, alguns estudos foram conduzidos com foco de avaliar a associação entre as espécies e aquelas que são favorecidas de forma a subsidiar as práticas de restauração (MEIADO, 2008; SANTANA, 2009).

Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar em um gradiente de textura e umidade do solo o desenvolvimento silvicultural e a sobrevivência de 14 espécies arbustivo-arbóreas da caatinga plantadas por mudas, com base na técnica de nucleação em área degradada da mata ciliar do rio São Francisco, no Sertão de Pernambuco.

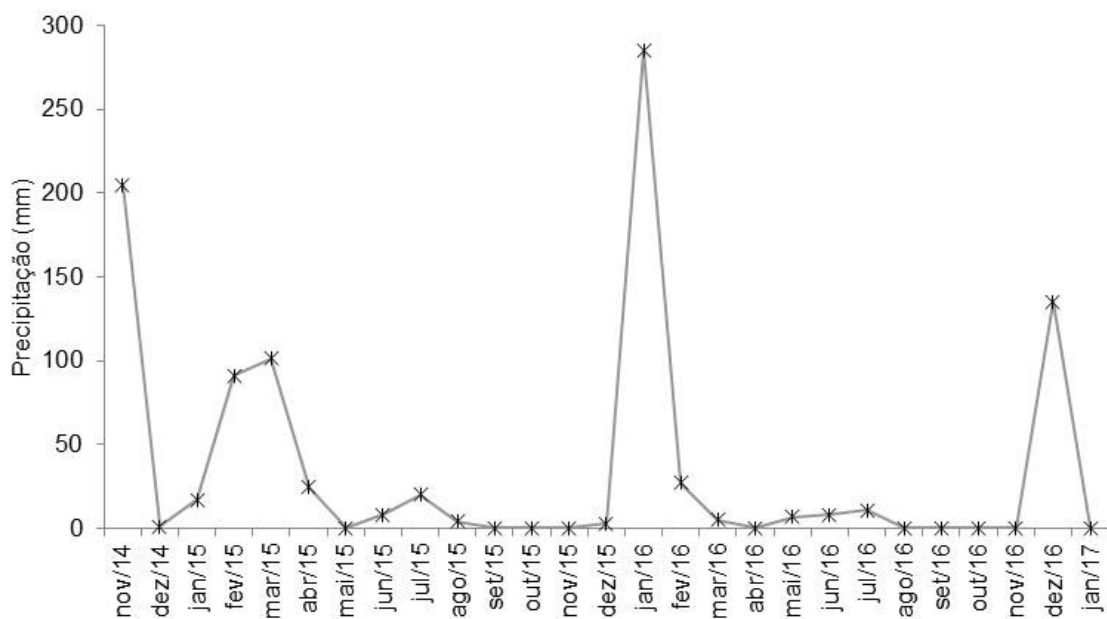
2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da Área de estudo

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agrônomo de Pernambuco (IPA) localizada no município de Belém de São Francisco – PE, região do submédio São Francisco. A Estação encontra-se situada em uma ilha fluvial do Rio São Francisco, denominada de Ilha do Jatinã, nas coordenadas geográficas de latitude 08°45'54" S e longitude de 38°58'41" O, com altitude de 316,16 m e área de 262,87 ha.

O clima de Belém de São Francisco segundo Köppen pode ser descrito como do tipo BSh' com precipitação média de 426,4 mm e temperatura média de 24 °C considerando a série histórica mensal entre os anos de 1960 a 1990 (MENEZES et al., 2007). Entre os meses de implantação e avaliação do experimento de restauração em campo, a precipitação acumulada na área de estudo no ano de 2014 (292,4 mm), 2015 (233,6 mm) e 2016 (400,3 mm) foi inferior à precipitação média histórica, com as chuvas concentradas em poucos meses dos anos (Figura 1).

Figura 1. Precipitação mensal, entre os meses de novembro/2014 a janeiro/2017 na Estação Experimental do Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), na cidade de Belém de São Francisco – PE.



Fonte: DEHM/IPA 2017

A vegetação predominante na região do Submédio São Francisco é a Savana estépica ou caatinga, também classificada como caatinga hiperxerófila (EMBRAPA, 2006). No município de Belém de São Francisco é registrado uma formação mais seca e aberta rica em *Aspidosperma pyrifolium* Mart. (Pereiro), *Pilocereus gounellei* Webber (Xiquexique), *Cnidocolus phyllacanthus* (Muell. Arg.) Pax. e K. Hoffm. (Favela) e *Calliandra depauperata* Benth. Em pequenos riachos com Neossolos e Planossolos, ocorre à caatinga com Carnaúba (*Copernicea prunifera* (Mill.) H. E. Moore), (EMBRAPA, 2006).

O trecho da área de mata ciliar degradada em que foi instalado o experimento de restauração na ilha do Jatinã, historicamente foi usada para cultivos agrícolas e criações de pequenos animais domésticos pelos moradores locais desde os anos de 1940. Nesta área teve um processo de colonização por Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.) que começou na década de 1980, sendo que, no início, somente alguns pés isolados de Algaroba foram plantadas próximo a estradas vicinais. Nos últimos 20 anos a área dentro da ilha do Jatinã ocupada pela Algaroba se ampliou, colonizando todo o perímetro da mata ciliar e adentrando o interior da ilha. Para instalação do experimento fez-se a erradicação dos indivíduos adultos e arranquio da regeneração de Algaroba em uma área de 1,24 ha, em novembro de 2014 (Figura 2).

Figura 2. Preparação da área do experimento, com corte e arranquio dos indivíduos adultos e regenerantes de Algaroba em Belém de São Francisco – PE.



Nas condições de campo, a área do experimento à margem do rio na Ilha do Jatinã tem baixo desnível (quatro metros de altura) em uma encosta com extensão de 60 metros de comprimento. Como afirmado por Mariano (2011), nestas áreas é comum a ocorrência de um gradiente de umidade do solo, a partir da margem do rio, que vai da planície aluvial até o terraço aluvial (NASCIMENTO, 2008).

O principal tipo de solo na ilha do Jatinã é o Neossolo Flúvico que apresenta elevada saturação por bases, boa fertilidade natural, moderadamente ácido a neutro e textura arenosa, sendo, na sua maioria, constituída por areia muito fina (FILHO et al., 2015). O solo da área do experimento é classificado como Neossolo Flúvico, e na parte baixa do declive, próximo à margem do rio nos primeiros 30 metros há predominância de manchas com textura: franco-argilo-arenosa, e na parte de cima da encosta Neossolo Flúvico de textura areia franca (tabela 1). Nesta área de estudo buscou-se avaliar os efeitos do gradiente de umidade e textura do solo sobre a sobrevivência e desempenho silvicultural das espécies nativas da mata ciliar da caatinga que foram plantadas. Considerou-se o trecho 1 com influência de alagamentos temporários (parte baixa da margem, próxima ao leito do rio com solo de textura média argilosa) e a parte alta, considerado trecho 2, sem influência de alagamento com textura arenosa (Tabela 1).

Foram coletadas três amostras simples de solo por parcela, nas profundidades de 0-30 e 30-60 cm, em dez parcelas para cada trecho, que formou a amostra composta, para caracterização física e química do solo da área, realizada no Laboratório de Solos do IPA (Tabelas 1 e 2). As coletas e análises do solo seguiram o Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997) e o Manual de Práticas Laboratoriais do IPA (SOUZA et al., 2013).

Considerando a variabilidade de Neossolos Flúvicos, em função da origem dos sedimentos, quanto aos atributos químicos e físicos, o solo da área apresentou variações entre os trechos. Quanto à textura do solo, verificou-se a predominância de areia fina e valores de silte e argila maiores que 20% no trecho 1, enquanto no trecho dois a predominância alta de areia fina com mais de 80% da composição granulométrica e menores teores de silte e argila (Tabela 1).

Tabela 1 - Análise física do solo na área, com o trecho 1 (influência de alagamento temporário – textura franco argilo) e trecho 2 (sem alagamento – textura areia franca) antes do plantio na área. Belém de São Francisco – PE.

Área trecho	Profundidade (cm)	Densidade (g/cm ³)		Composição granulométrica (%)				Classe textural	Umidade (%) 0.33 Atm.	AD (%)
		Dap	Dr	Areia grossa	Areia fina	Silte	Argila			
1	0-30	1,30	2,59	4	50	24	22	FGA	22,92	13,09
	30-60	1,35	2,59	3	48	27	22	FGA	21,51	13,10
2	0-30	1,55	2,58	3	83	6	8	AF	9,70	7,25
	30-60	1,58	2,59	3	81	6	10	AF	10,68	8,31

Em que: AD – água disponível, Dap – densidade aparente, Dr- densidade real; FGA – franco argilo arenosa, AF – areia franca. Fonte: Laboratório de análise de fertilidade do solo – IPA.

No trecho 1 o solo é muito ácido com valores baixos de pH nas duas profundidades, o que pode dificultar a disponibilidade de nutrientes para as plantas, apesar de ser um solo considerado eutrófico (V% > 50). Já no trecho 2 o solo tem pH neutro na profundidade até 30 cm, e pH alcalino de 30 a 60 cm de profundidade (Tabela 2). Chama atenção os altos valores de fósforo registrados na área, no trecho 2. Os Neossolos Flúvicos na região semiárida estão entre os solos de boa fertilidade com maior disponibilidade de fósforo, onde se registra grande variabilidade para este elemento nas áreas de várzeas aluvionares (SILVEIRA et al., 2006).

Tabela 2 – Análise química do solo na área, com o trecho 1 (influência de alagamento temporário – textura franco argilo) e trecho 2 (sem alagamento – textura areia franca) antes do plantio na área. Belém de São Francisco – PE.

Área trecho	Profund idade (cm)	P	pH	Ca	Mg	Na	K	Al	H	SB	CTC	V	m
		mg.dm ⁻³	H ₂ Ocmolc.dm ⁻³%.....		
1	00-30	16	4,30	6,80	1,35	1,20	0,26	0,65	4,95	9,60	15,20	63,00	6,00
	30-60	9	4,60	5,40	1,80	1,40	0,10	0,25	3,62	8,70	12,60	69,00	3,00
2	00-30	111	7,00	4,30	0,85	0,70	0,69	0,00	0,49	6,50	7,00	93,00	0,00
	30-60	111	7,20	4,40	0,60	0,70	0,40	0,00	0,16	6,10	6,30	97,00	0,00

Em que: P = fósforo; pH= potencial de hidrogênio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; Na = sódio; K = potássio; Al = alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V= saturação por bases; m= saturação por alumínio.

2.2 Caracterização do experimento

2.2.1 Espécies avaliadas

O experimento de restauração na área foi implantado por meio de regeneração artificial, com plantio de mudas de 14 espécies arbustivo-arbóreas (Tabela 3), com base na técnica de nucleação com o arranjo das diferentes espécies para formação dos núcleos adensados de cinco mudas. As mudas plantadas foram doadas pela Companhia Hidro Elétrica do São Francisco – CHESF, produzidas no viveiro florestal da UHE de XINGÓ – AL.

Tabela 3. Nome comum, Nome científico e Família botânica das espécies nativas da caatinga plantadas na área em restauração em Belém de São Francisco - PE. Onde: FV – forma de vida.

Nome comum	Nome científico	Família	FV
Angico-de-carçoço	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae	arv.
Besouro	<i>Senna splendida</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	arb.
Capa-bode	<i>Bauhinia pentandra</i> (Bong.) D.Dietr <i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	Fabaceae	arv.
Craibeira	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	Bignoniaceae	arv.
Catingueira	<i>Inga vera</i> Willd.	Fabaceae	arv.
Juazeiro	<i>Ziziphus unguolata</i> Reissek	Rhamnaceae	arv.
Jurema-branca	<i>Senegalia piauiensis</i> (Benth.) Seigler & Ebinger	Fabaceae	arb.
Jurema-preta	<i>Mimosa tenuiflora</i> Benth	Fabaceae	arv.
Mororo	<i>Bauhinia forficata</i> Linn	Fabaceae	arv.
Pau-ferro	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Fabaceae	arv.
Pinhão-bravo	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Euphorbiaceae	arb.
Tamboril	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae	arv.
Trapiá	<i>Crateva tapia</i> L.	Capparaceae	arv.

A escolha das espécies baseou-se em trabalhos realizados para a bacia do rio São Francisco, na região semiárida. A exemplo, Andrade et al. (2009), ao estudar áreas ciliares de caatinga invadidas por *Prosopis juliflora* registrou a presença das espécies (*Mimosa tenuiflora* Benth e *Capparis flexuosa* L) como as de maior resistência a invasão. Pegado et al. (2006), ao levantar a flora de ambiente ciliar de caatinga no Município de Monteiro – PB, invadida por Algaroba, registra para o estrato arbustivo-arbórea a presença de *M. tenuiflora*, *C. flexuosa*, *Anadenanthera colubrina*, e no

estrato regenerante *Caesalpinia ferrea*. Dessa forma, estas espécies mesmo que em populações reduzidas ainda encontram-se coexistindo com a Algaroba nas áreas invadidas.

Entre as combinações testadas no plantio em núcleos adensados, com as cinco espécies agrupadas, teve-se as combinações: i) plantio de Catingueira, Pinhão-bravo, Trapiá, Tamboril e Jurema-preta, ii) plantio de Besouro, Craibeira, Ingazeira, Capabode, Catingueira, iii) plantio de Juazeiro, Angico-monjolo, Mororo, Jurema-branca e Pau-ferro e iv) plantio de Besouro, Craibeira, Ingazeira, Jurema-branca e Pau-ferro.

2.2.2 Montagem e manutenção do experimento

O delineamento do experimento adotado foi inteiramente casualizado (DIC) em arranjo fatorial 14x2, com o arranjo das 14 espécies em núcleos (combinações de cinco espécies) em duas condições de área (trecho 1 – solo com alagamento temporariamente de textura franco-argilo-arenosa e trecho 2 – solo sem alagamento de textura areia-franca). Em cada trecho (1 e 2) foram alocadas aleatoriamente 17 parcelas de 10 m X 10 m (100 m²) totalizando 34 parcelas com área total de 0,34 ha.

A técnica de plantio ancorou-se nos princípios da nucleação (REIS et al., 2014), com as mudas sendo arranjadas em núcleos de Anderson, em espaçamento de 1m x 1m. Em cada núcleo foram plantadas 5 mudas, sendo uma muda de cada espécie por núcleo, com cinco núcleos por parcela, totalizando 25 mudas por parcela.

O plantio das mudas foi realizado no mês de dezembro de 2014, após as chuvas de novembro/2014 e primeiras chuvas registradas neste mês (Figura 1), com replantios nos dois meses seguintes para as espécies que tinha disponibilidade de mudas. Foram abertas covas de 0,3 m x 0,3 m x 0,3 m, sendo feita a adubação com dois litros de esterco curtido de caprino/cova junto com a colocação de um litro de solução de hidrogel por cova no momento do plantio, para favorecer a manutenção de água disponível para a muda nos primeiros dias após o plantio (Figura 3). O condicionador de umidade do solo utilizado foi o da marca comercial AgroGel, na proporção de 3 gramas por planta, tendo como principal objetivo aumentar a capacidade de armazenamento de água no solo, podendo assim minimizar os efeitos de possíveis veranicos na fase de implantação da restauração.

Após o plantio, no período seco do primeiro ano, foi feita irrigação semanal durante quatro meses (agosto a novembro/2015), para os períodos com ausência de

chuvas. A irrigação foi realizada de forma manual com o uso de regador, com a colocação de 2 litros de água por cova.

Figura 3. Plantio das mudas em núcleos na área do experimento em Belém de São Francisco – PE. Onde: a) núcleo formado por cinco covas, b) distribuição das mudas, c) colocação de hidrogel junto ao torrão da muda e d) mudas plantadas.



A manutenção e controle da invasão biológica de Algaroba (*P. juliflora*) na área em restauração foi efetuada a cada final do período chuvoso, nos anos de 2015, 2016 e 2017. Foram cortadas as rebrotas das cepas que sobreviveram e arrancadas todas as regenerações de Algarobas em toda a área de plantio.

2.3 Avaliação da sobrevivência e desempenho silvicultural das espécies

As espécies foram avaliadas quanto ao diâmetro do caule ao nível do solo (mm) e a altura (cm) entre o período de janeiro/2015 a janeiro/2017 (25 meses), com medições a cada três meses, totalizando nove medições (janeiro/2015, abril/2015, julho/2015, outubro/2015, janeiro/2016, abril/2016, julho/2016, outubro/2016 e janeiro/2017). Para a avaliação do diâmetro do caule ao nível do solo (DC) usou-se de paquímetro digital graduado em milímetros. A medição da altura foi obtida por meio

de régua telescópica graduada em centímetros considerando a distância vertical da base do caule até a gema apical.

A sobrevivência das espécies foi avaliada no período de cada medição pelo total de mudas vivas em relação ao total de mudas plantadas, no início da restauração. Foi calculada a percentagem de sobrevivência total e por trecho (1 e 2) de mudas vivas por espécie na primeira avaliação após o plantio (janeiro/2015), na avaliação após um ano (janeiro/2016) e na avaliação após o segundo ano (janeiro/2017). De acordo com Carvalho (1982), a sobrevivência foi classificada em alta (Valores iguais ou superiores a 70%), regular (de 50% a 69% regulares) e baixa (valores inferiores ou iguais a 49%).

Com base nos dados da primeira medição (janeiro/2017), quinta medição (janeiro/2016 - um ano após o plantio) e com a nona medição (janeiro/2017 - dois anos após o plantio) calculou-se o Incremento Periódico Anual (IPA) em altura (cm.ano^{-1}) e em diâmetro do caule (mm.ano^{-1}). O incremento periódico anual (IPA) refere-se ao crescimento para qualquer período específico, dividido pelo número de anos do período (SALOMÃO et al., 2014).

2.4 Análise estatística

Os dados coletados foram analisados quanto ao desempenho inicial para cada espécie (diâmetro do caule a nível do solo e altura) nos diferentes tratamentos, submetidos à análise multivariada de medidas repetidas, e para o contraste das diferenças significativas entre as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, com auxílio do programa SPSS (SPSS, 2001).

3. RESULTADO E DISCUSSÃO

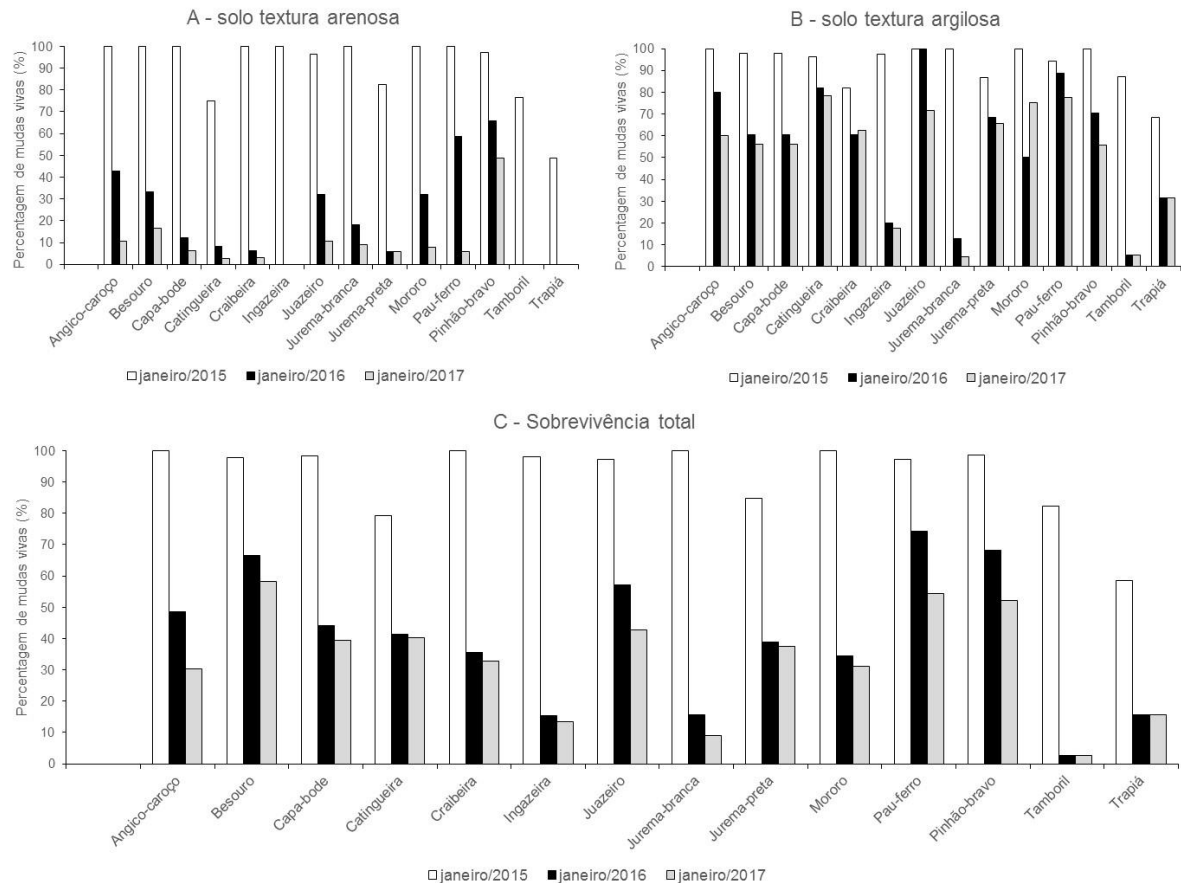
3.1 Sobrevivência das espécies

No período avaliado de 25 meses somente três espécies apresentaram sobrevivência média geral maior que 50%, sendo: Besouro (*S. splendida*, com 58%), Pau-ferro (*L. ferrea*, com 54%) e Pinhão-bravo (*J. molíssima*, com 52%). Para as espécies Tamboril (*E. contortisiliquum*) e Jurema-branca (*S. piauiensis*) observaram as menores taxas de sobrevivência, com 3% e 9% respectivamente (Figura 4C). As demais espécies apresentaram sobrevivência entre 10 e 50%. Valores baixos de sobrevivência total das mudas plantadas para as espécies, nos primeiros anos, em plantios de recuperação na mesorregião deste estudo eram esperados, devido à seca prolongada que esta região tem enfrentado, com baixos valores de precipitação. Conforme relatado por Lima et al. (2015), em área próxima a deste estudo, em Paulo Afonso – BA registrou sobrevivência total de 46,5% em plantios de mudas de seis espécies da caatinga, isso principalmente em função da baixa precipitação anual na mesorregião do submédio São Francisco.

De modo geral, para todas as espécies avaliadas a sobrevivência foi maior no trecho 1 (solo mais argiloso), que está localizado bem próximo à margem do rio São Francisco, com textura franca-argilo-arenosa (Figura 4B). Esta condição, provavelmente permitiu maior disponibilidade hídrica para as mudas plantadas, favorecendo o seu estabelecimento quando comparado com as mudas plantadas no trecho 2 (solo arenoso). O trecho 2 está mais distante da margem do rio com solo de textura franco-arenoso, com menor capacidade de retenção de água (Figura 4A).

Leite et al. (2013), avaliando a sobrevivência de 20 espécies florestais da caatinga em plantios ciliares no Estado da Paraíba, em área com precipitação média anual de 500 mm, próximo ao valor da região desta pesquisa, observou diferentes taxas de sobrevivência entre as espécies, com uma sobrevivência média geral de 69,56%, valor superior ao deste estudo de 30%. Estes autores observaram sobrevivência maior que 80% para as espécies Craibeira, Tamboril, Juazeiro e Pau-ferro, valores superiores ao deste estudo.

Figura 4. Sobrevivência por espécie na primeira avaliação após o plantio (janeiro/2015), na avaliação após um ano (janeiro/2016) e na avaliação após o segundo ano (janeiro/2017). Percentagem de mudas vivas em: A) Percentagem de mudas vivas no trecho 2 com solo de textura mais arenosa b) Percentagem de mudas vivas no trecho 1 com solo de textura média argilosa. Belém de São Francisco – PE.



No trecho 2 com solo arenoso todas as espécies tiveram baixa sobrevivência (valores inferiores a 49%) ao final do período avaliado de 25 meses, sendo que três espécies tiveram 100% de mortalidade das mudas plantadas (Ingazeira, Tamboril e Trapiá), o que não foi observado para a parte da área de solo mais argiloso (trecho 1). Para as espécies Catingueira, Juazeiro, Mororo e Pau-ferro na área de solo argiloso observou alta sobrevivência, com mais de 70% das mudas plantadas vivas no final de 25 meses (Figura 4B). Lima et al. (2015), com o objetivo de avaliar a sobrevivência das espécies da Caatinga: *Anadenanthera colubrina* (Angico-de-carçoço), *Caesalpinia ferrea* (Pau-ferro) e *Poincianella pyramidalis* (Catingueira) em área de recuperação, observou sobrevivência após um ano de 36,9%, 48,8% e 51,2%, respectivamente.

A espécie Trapiá (*C. tapia*) na primeira medição, um mês após o plantio (janeiro/2015), registrou baixa sobrevivência, com 41% de mortalidade do total das

mudas plantadas. Cabe destacar que, para as mudas plantadas de Trapiá observou menor sobrevivência no trecho 2, com solo mais arenoso, que já no primeiro ano teve 100% de mortalidade das mudas (Figura 4A). Já no trecho 1, com solo de textura mais argiloso a sobrevivência de Trapiá foi de 31% no primeiro e segundo ano de monitoramento (Figura 4B), com boa resposta em crescimento de diâmetro e altura.

Os valores de sobrevivência para a espécie Catingueira observada no trecho 1 com solo mais arenoso foram baixos neste estudo (3%), mas superiores ao relatado por Sales (2008), que registrou 100% de mortalidade para esta espécie em áreas de caatinga, em processo de recuperação por plantio de mudas, após 34 meses.

Cabe destacar que na parte da área com solo mais arenoso (trecho 2) a espécie que teve maior sobrevivência de indivíduos plantados ao final de 25 meses foi Pinhão-bravo (Figura 4A). Essa espécie demonstra rusticidade e adaptabilidade em áreas de solos degradados de textura arenosa em regiões secas com baixa pluviosidade anual (MAIA, 2004).

A sobrevivência observada para Jurema-preta (66%), nesta pesquisa na área com maior disponibilidade de água no trecho 1, foi classificada como regular. Porém para o trecho 2 de solo mais arenoso a sobrevivência foi muito baixa (6%). Entretanto estes valores foram inferiores aos observados por Nunes (2012), em Patos – PB. No experimento de recuperação de áreas de pastos degradados na mesorregião do Sertão da Paraíba, este autor registrou uma sobrevivência de 95% para Jurema-preta.

Sales (2008), estudando a recuperação de área degradada da caatinga por meio do transplante de mudas de espécies arbóreas em substrato enriquecido com matéria orgânica registrou a sobrevivência de 36,2% para Jurema-preta, após dois anos de avaliação. Este autor reforça a tendência da literatura em colocar esta espécie como rustica e adaptada as condições de semiaridez, com crescimento rápido e sistema radicular profundo (pioneira), e que a baixa sobrevivência foi por motivos de injúrias as mudas pelo pastejo acidental de animais doméstico.

Os baixos valores de precipitação, concentrado em poucos meses ao longo do monitoramento do plantio em campo, contribuiu para a baixa sobrevivência das mudas das espécies nesta pesquisa. Um dos fatores limitantes aos projetos de restauração dentro do semiárido brasileiro estão às secas extremas em períodos prolongados. Eventos extremos têm alta capacidade de modificar em escalas regionais e locais a condição de biodiversidade e funcionalidade do ecossistema (PRADO, 2003; REICH; LAKE, 2015). Este problema deve ser incorporado no planejamento de projetos de

restauração com a adoção de medidas de manejo, como a irrigação, uso de condicionadores de umidade e cobertura morta, para minimizar a perda de água.

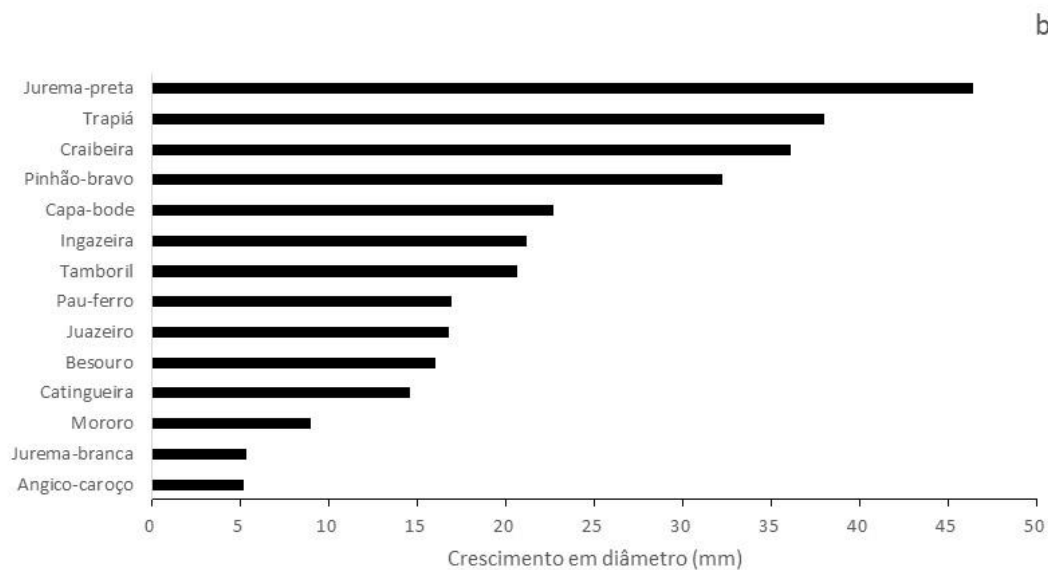
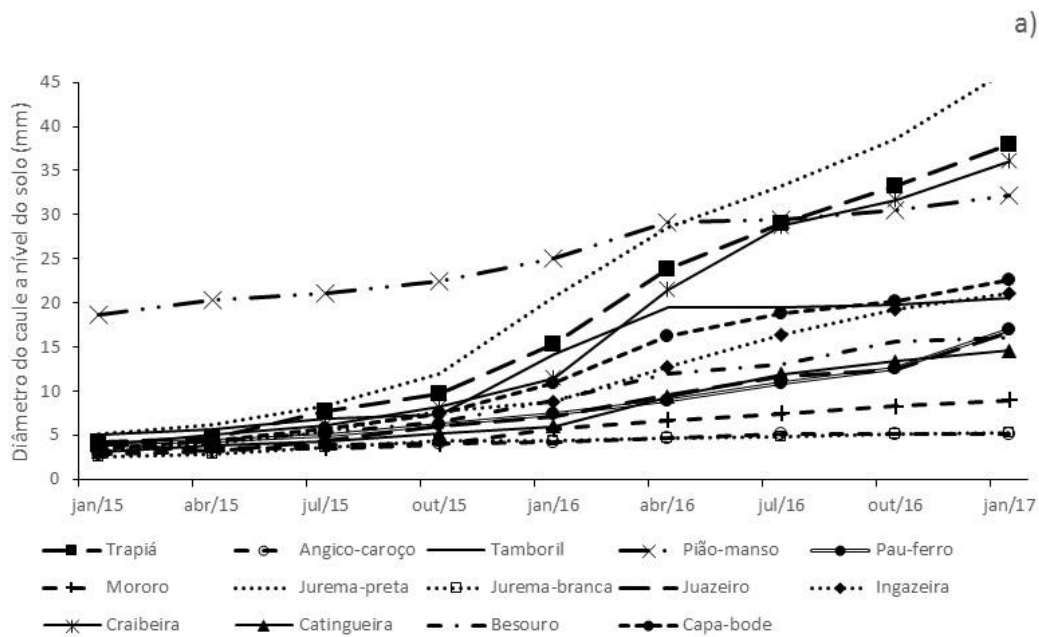
Identificar um grupo funcional de espécies vegetais, com tolerância a seca, para uso na restauração ecológica na caatinga poderá levar ao maior sucesso das ações em campo, uma vez que, em regiões semiáridas a disponibilidade de água é um dos principais fatores limitantes.

3.2. Crescimento e incremento em Diâmetro do Caule a nível do solo

O crescimento médio em diâmetro do caule a nível do solo para o período de monitoramento apresentou diferenças significativas entre as espécies e nos três tempos avaliado da medição: momento inicial em janeiro/2015, um anos após em janeiro/2016 e dois anos após em janeiro 2017 (Apêndices 1 e 2).

As espécies em que observaram-se maior crescimento médio em diâmetro do caule a nível do solo foram Jurema-preta (*M. tenuiflora*), Trapiá (*C. tapia*), Craibeira (*T. aurea*) e Pinhão-bravo (*J. molíssima*) com valores maiores que 25 mm de diâmetro (Figura 5b). Para algumas espécies, em função da maior mortalidade ou seca da parte aérea em determinados meses, observaram-se valores médios negativos de crescimento em diâmetro do caule (Figura 5a). Este fato ocorre pois, alguns indivíduos das espécies secaram o caule principal, saindo rebrota das raízes no nível do solo, sendo acompanhado a partir deste momento a rebrota.

Figura 5. Valores médios de diâmetro do caule a nível do solo (mm) por espécie aos 24 meses de monitoramento (janeiro/2017). Belém de São Francisco – PE.



Entre alguns período de medição após as chuvas (abril/2015, julho/2015 e outubro/2015) em função da maior mortalidade de indivíduos plantados fez com que a média do diâmetro do caule dos indivíduos vivos remanescentes em algumas parcelas fossem menor que as medições anteriores, para algumas espécies. Isso ocorreu principalmente no trecho 2, com o solo de textura arenosa, onde registrou se maior mortalidade para todas as espécies avaliadas. A espécies Besouro (Figura 6d), Capa-bode (figura 6c), Jurema-branca (figura 6h) e Jurema-preta (figura 6i) no trecho 2 apresentaram esse problema. Esse problema de observação de valores médios

inferiores aos das primeiras medições maior que a média das medições posteriores, também foi observado por Silva et al. (2001). De acordo com esses autores os valores menores de crescimento em altura e diâmetro do caule a nível do solo para algumas espécies se deve a mortalidade dos indivíduos ou quebra e seca da parte apical das plantas nos períodos secos, e posterior rebrotas nos períodos de chuvas.

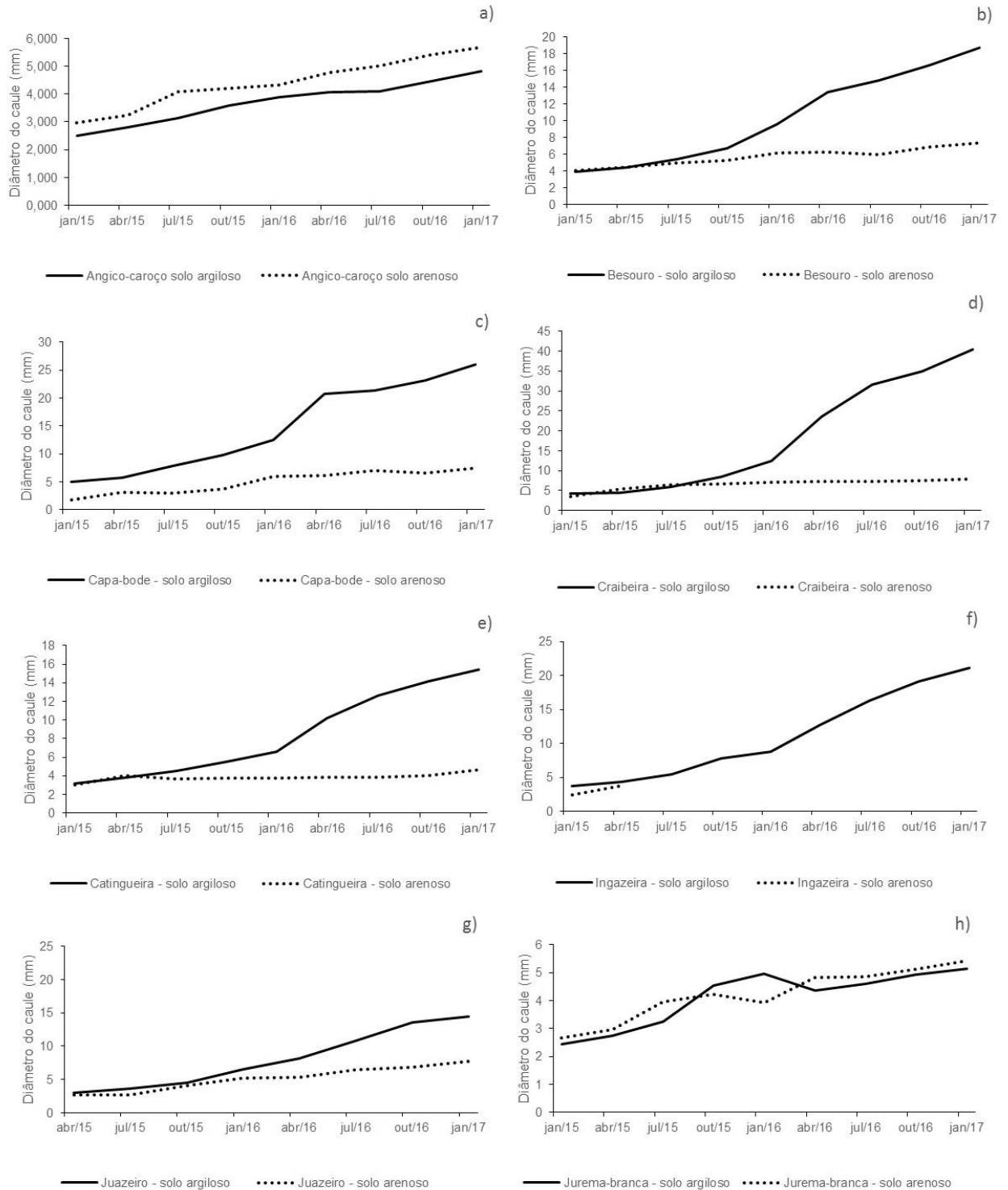
Diversos fatores influenciam o crescimento das plantas, dentre eles podem-se citar a disponibilidade de nutrientes, luz e água. No caso das plantas neste experimento a baixa disponibilidade hídrica foi um dos principais fatores limitantes, principalmente para os indivíduos no trecho 2 com solo arenoso, com baixa capacidade de retenção de água.

A frequência, intensidade e duração dos distúrbios irão afetar a resistência e resiliência dessa área ao nível de espécie e da comunidade ao longo tempo. Santos (2014), observando o comportamento e a resiliência de mudas de duas espécies da caatinga: *Poincianella pyramidalis* (Catingueira) e *Anadenanthera colubrina* (angico-de-carço) submetida a estresse hídrico, concluiu que estas são resilientes. As duas espécies teriam capacidade de recuperação após períodos de seca intercalados com períodos de disponibilidade hídrica, sendo a Catingueira mais susceptível a deficiência de água, fato observado nesta pesquisa.

A espécie Angico-de-carço apresentou crescimento inferior ao observado em outras regiões da caatinga. As mudas plantadas desta espécie na área em restauração, principalmente no trecho 2, teve alta mortalidade no período de seca prolongada. As mudas de angico que permaneceram vivas, em grande parte, secaram a parte aérea, com surgimento de rebrotas de raízes após o período com chuvas a frente.

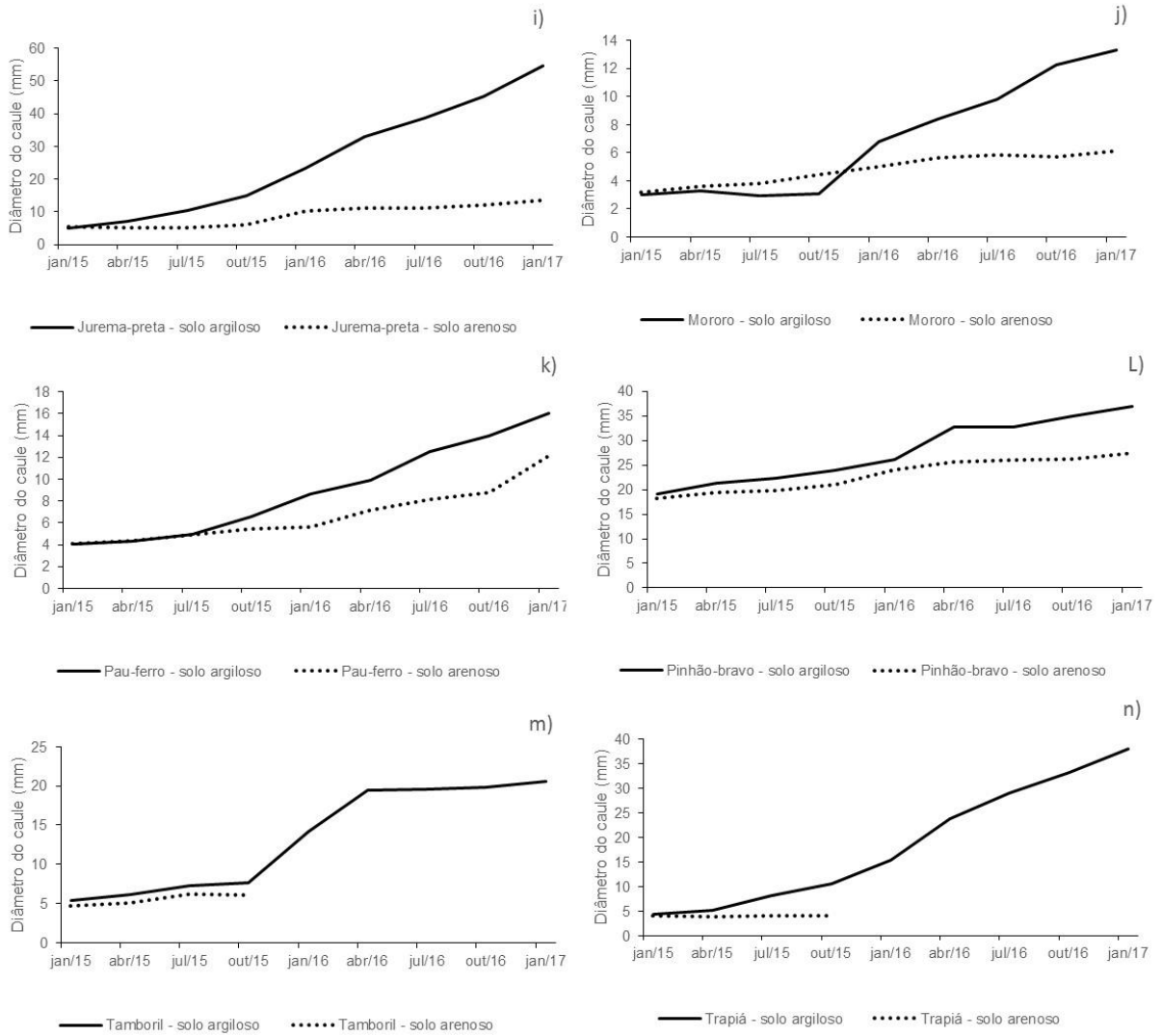
O estresse hídrico afeta o crescimento das espécies vegetais da caatinga tendo respostas diferentes de crescimento em altura e diâmetro para cada espécie (Figura 6). O crescimento de Craibeira no solo com maior disponibilidade hídrica foi superior ao do trecho com solo arenoso em que houve maior restrição hídrica (Figura 6d). Cabral et al. (2004), estudando a espécie Craibeira observaram que o crescimento das partes aérea e subterrânea, sob o estresse hídrico, foi reduziu até os 120 dias comparado com os resultados das plantas controles sem falta de água.

Figura 6. Valores de Diâmetro do Caule ao nível do solo (DC) em mm para as espécies em função da variação da textura do solo no trecho 1 (solo argiloso) e trecho 2 (solo arenoso).



(continuação..)

Figura 6. Valores de Diâmetro do Caule ao nível do solo (DC) em mm para as espécies em função da variação da textura do solo no trecho 1 (solo argiloso) e trecho 2 (solo arenoso).



Nos intervalos de um e dois anos após o plantio, os diâmetros dos caules para as espécies apresentaram crescimento médio e incrementos anuais médios positivos, com valores significativamente diferentes para algumas espécies (Tabela 4). Os valores mais altos de incremento periódico anual (IPA) foram observados para a espécie Jurema-preta nos dois anos (2016 e 2017), seguida de Trapiá e Craibeira (Tabela 4). Os maiores incrementos (IPA) em diâmetro, no segundo ano, para estas espécies devem-se aos indivíduos vivos estabelecidos se encontrarem no trecho 1 da área, próximo à margem do rio, com melhor disponibilidade hídrica.

Tabela 4. Valores médios de Diâmetro do caule a nível do solo (DC) das espécies após o plantio na primeira medição (DC₂₀₁₅), após um ano (DC₂₀₁₆) e após dois anos (DC₂₀₁₇). Valores de Incremento Periódico Anual (IPA) do diâmetro do caule para as espécies no primeiro ano (IPA DC₂₀₁₅₋₂₀₁₆) e segundo ano (IPA DC₂₀₁₆₋₂₀₁₇) de monitoramento.

Espécies	Diâmetro do caule (mm)		Incremento Periódico Anual			
	DC ₂₀₁₅	DC ₂₀₁₆	DC ₂₀₁₇	IPADC		
				2015-2016	2016-2017	
Angico-de-carço	2,90 (±0,30) bA	4,21 (±0,85) cA	5,17 (±0,96) cA	1,31	1,14	
Besouro	3,93 (±0,49) bA	8,88 (±2,91) cA	16,04 (±6,11) bA	4,95	6,05	
Capa-bode	3,50 (±2,09) bC	10,84 (±5,303) bB	22,66 (±9,46) aA	7,34	9,58	
Catingueira	3,13 (±1,12) bA	6,03 (±2,44) cA	14,59 (±5,85) bA	2,90	5,73	
Craibeira	3,87 (±0,70) bC	11,51 (±4,39) bcB	36,10 (±18,62) aA	7,63	16,12	
Ingazeira	3,30 (±0,80) bC	8,72 (±0,80) cB	21,14 (±3,29) aA	5,42	8,92	
Juazeiro	4,08 (±1,06) bB	7,12 (±3,55) cB	16,74 (±10,34) bA	3,04	6,33	
Jurema-branca	2,57 (±0,38) bA	4,44 (±0,38) cA	5,33 (±0,20) cA	1,87	1,38	
Jurema-preta	5,14 (±0,96) bC	20,60 (±0,96) bcB	46,40 (±21,47) aA	15,47	20,63	
Mororo	3,18 (±0,91) bA	5,74 (±2,24) cA	8,99 (±6,40) cA	2,56	2,91	
Pau-ferro	4,06 (±0,68) bB	7,47 (±2,60) cB	16,95 (±9,97) bA	3,41	6,44	
Pinhão-bravo	18,67 (±1,90) aC	25,09 (±2,40) aB	32,24 (±6,78) aA	6,42	6,78	
Tamboril	5,10 (±0,65) bB	14,19 (±5,34) bcA	20,59 (±1,17) aA	9,08	7,74	
Trapiá	4,27 (±0,82) bC	15,35 (±6,25) bcB	37,95 (±12,17) aA	11,08	16,84	

Em que: médias seguidas pela mesma letras minúsculas na coluna (entre espécies) ou maiúscula na linha (espécies nos tempos de medições) são semelhantes estatisticamente, Testes de Tukey, ao 5% de probabilidade de erro.

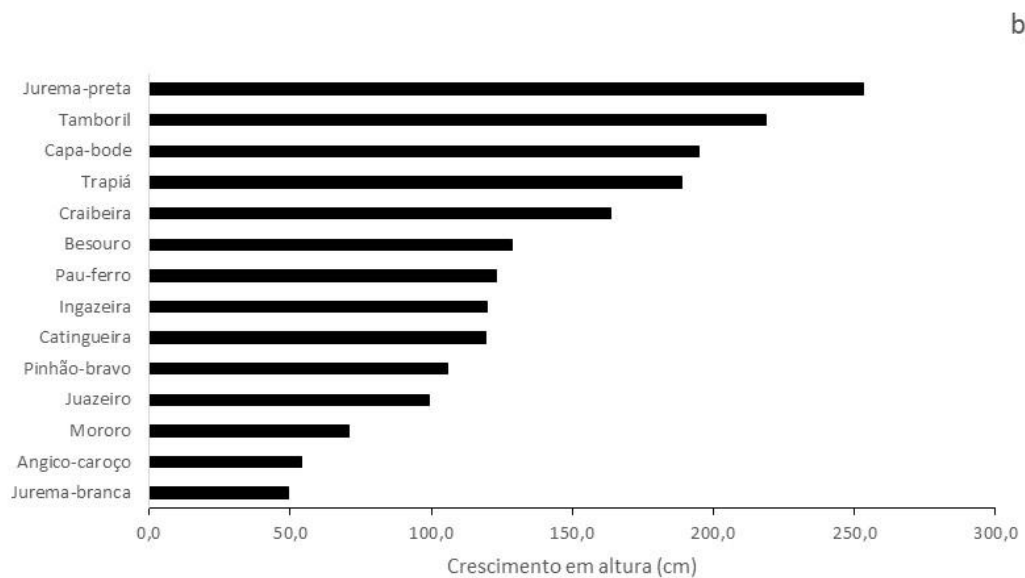
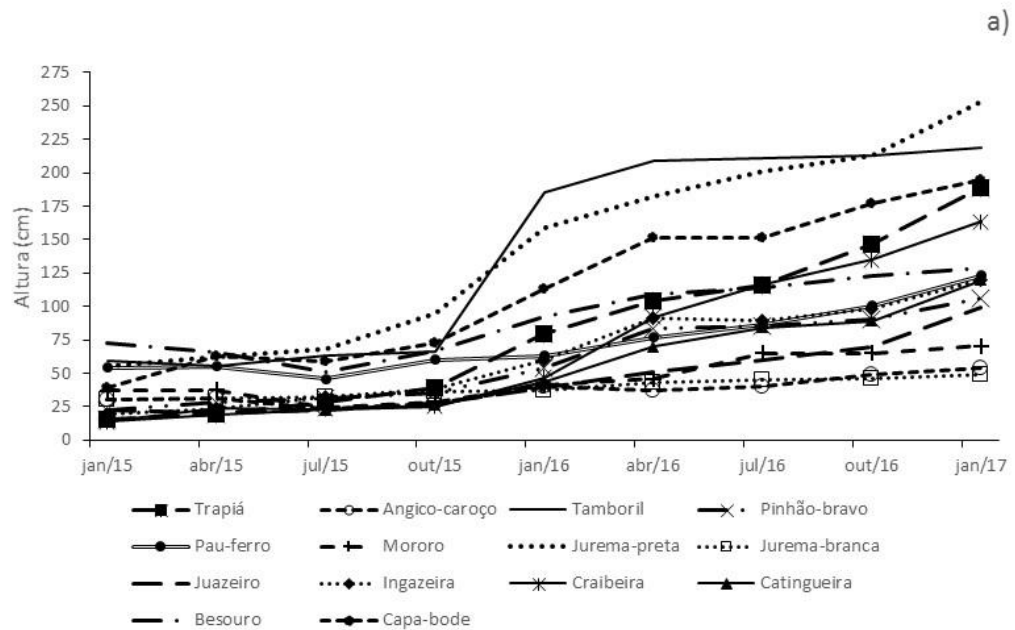
Os valores de incremento (IPA) para as espécies Jurema-preta e Catingueira, registrados nesta pesquisa, estão próximos aos observados por Figueiredo et al. (2012), em pesquisa de recuperação de áreas degradadas da caatinga da Paraíba. Estes autores registraram incremento no diâmetro basal para Jurema-preta nos dois anos (20,4 e 15,4 mm/planta) e Catingueira (4,9 e 4,4 mm/planta). Sales (2008), registrou um crescimento em diâmetro da base a 5 cm de altura para a espécie Jurema-preta de 24,8 mm/planta após 34 meses de avaliação de experimento de restauração na caatinga da Paraíba.

3.3 Crescimento em Altura

Entre as 14 espécies avaliadas observaram-se respostas diferentes para o crescimento médio em altura, entre os tempos de medições (janeiro/2015, janeiro/2016 e janeiro/2017), trechos (1-solo argiloso e 2-solo arenoso) e entre as próprias espécies (Apêndices 3 e 4).

As espécies com maiores valores médios de crescimento em altura foram Jurema-preta, Tamboril, Capa-bode, Trapiá e Craibeira (Figura 7b).

Figura 7. Valores médios de altura (cm) por espécie em cada período de avaliação (a) e altura médias total aos 24 meses de monitoramento em janeiro/2017 (b). Belém de São Francisco – PE.



Os valores mais altos de incrementos em altura (IPA) foram observados para as espécies Jurema-preta, Trapiá, Capa-bode e Craibeira no ano de 2017 (Tabela 5). Ao final do período de monitoramento (janeiro/2017), a espécie Jurema-preta apresentou crescimento médio de 253 cm/planta, valor superior ao registrado por Sales (2008) em áreas de caatinga, após 34 meses de avaliação, com crescimento médio de altura de 177,5 cm/planta.

Um ano após o plantio, na medição de janeiro/2016, as espécies Tamboril, Jurema-preta, Capa-bode e Besouro apresentaram as maiores alturas médias, respectivamente (tabela 5). Já no segundo ano, após plantio (medição de janeiro/2017), observaram várias espécies com crescimento em altura semelhantes, com valores acima de 100 cm. O rápido crescimento e a formação de copa (como pode ser observado em campo, mas não foi medido a área de copa neste estudo), para Jurema-preta e Capa-bode, pode ajudar a combater a invasão biológica de gramíneas na área, por meio do sombreamento do solo na área (Figura 8).

Tabela 5. Valores de Altura média (H) das espécies após o plantio na primeira medição (H₂₀₁₅), após um ano (H₂₀₁₆) e após dois anos (H₂₀₁₇). Valores de Incremento Periódico Anual (IPA) para as espécies no primeiro ano (IPA H₂₀₁₆) e segundo ano (IPA H₂₀₁₇) de monitoramento.

Espécies	Altura (cm)			Incremento Periódico Anual (cm)	
	H ₂₀₁₅	H ₂₀₁₆	H ₂₀₁₇	IPA H	IPA H
				2015-2016	2016-2017
Angico-carçoço	29,9 (±3,66) bA	40,1 (±10,71) bA	54,1 (±6,08) bA	10,2	12,1
Besouro	72,5 (±17,08) aA	91,8 (±38,67) aA	128,8 (±42,84) aA	19,3	28,2
Capa-bode	39,6 (±33,31) bB	112,5 (±62,93) aA	195,1 (±88,27) aA	72,9	77,7
Catingueira	14,6 (±4,04) bA	44,0 (±20,62) bA	119,5 (±59,89) aA	29,4	52,4
Craibeira	13,9 (±2,73) cC	47,0 (±20,76) bB	163,5 (±70,74) aA	33,1	74,8
Ingazeira	19,9 (±3,62) bC	60,1 (±26,95) bB	120,0 (±19,77) aA	40,2	50,0
Juazeiro	22,8 (±13,74) bA	38,9 (±17,55) bA	99,2 (±77,78) bA	16,2	38,2
Jurema-branca	30,2 (±4,35) bA	37,2 (±5,43) bA	49,2 (±5,30) bA	6,9	9,5
Jurema-preta	55,7 (±12,57) aC	158,9 (±52,90) aB	253,0 (±100,22) aA	103,3	98,7
Mororo	36,8 (±10,54) bA	41,4 (±20,73) bA	70,7 (±68,79) bA	4,6	16,9
Pau-ferro	54,1 (11,02) aA	62,8 (±49,12) bA	123,1 (±96,54) aA	8,8	34,5
Pinhão-bravo	22,1 (±4,73) bC	54,4 (±26,44) bB	105,7 (±57,87) bA	32,3	41,8
Tamboril	59,6 (±10,04) aB	185,5 (±77,07) aA	218,5 (±96,87) aA	125,9	79,4
Trapiá	15,8 (±5,32) bC	80,0 (±42,41) aB	188,8 (±69,40) aA	64,2	86,5

Em que: médias seguidas pela mesma letras minúsculas na coluna (entre espécies) ou maiúscula na linha (espécies nos tempos de medições) são semelhantes estatisticamente, Testes de Tukey, ao 5% de probabilidade de erro.

Para Jurema-preta o valor de incremento registrado nesta pesquisa para os 12 meses após o plantio em janeiro de 2016 (103,3 mm/planta) foi inferior ao observado por Figueiredo et al. (2012), que registrou incremento médio em altura de 147,3 cm/planta, após nove meses de avaliação, na caatinga da Paraíba. Para a espécie Catingueira o valor de incremento no segundo ano deste estudo (52,4 cm/planta) foi superior ao observado pelos autores acima, de 32,0 cm/planta, no segundo ano de monitoramento após o plantio.

O bom desempenho de Jurema-preta também foi destacado por Lima et al. (2015), estudando a recuperação de áreas degradadas da mineração pela extração de piçarra, em que ao final de 20 meses esta espécie tinha 100% de sobrevivência e indivíduos com mais de 3 metros de altura.

O crescimento em altura para a maioria das espécies foi superior no trecho 1, as margens do rio, provavelmente em resposta a maior disponibilidade hídrica ao longo dos meses avaliado (Figura 8). A espécie Angico-de-carçoço ao final dos 25 meses de avaliação foi a única que apresentou altura média maior nos indivíduos plantados no trecho 2, com solo arenoso (Figura 9A).

No período de monitoramento do experimento em campo não foi registrado alagamento temporário do trecho 1, mesmo que historicamente essa área tenha registro destes eventos. Nesse sentido, a reposta de sobrevivência e crescimento em altura e diâmetro para espécies resistentes ao alagamento, como Trapiá e Craibeira demonstram o potencial dessas espécies na restauração destes ambientes.

Estudos tem demonstrado que Trapiá (*C. tapia*) é uma planta altamente adaptada às flutuações hídricas nas florestas alagáveis da Amazônia Central, o que a tornar uma alternativa para uso no reflorestamento e recuperação de áreas degradadas sujeitas ao alagamento do solo (MELO et al., 2013). Carmo (2013), estudando o comportamento de Trapiá ao alagamento concluiu que essa espécie possui a capacidade de suportar longos períodos de submersão, cessando seu crescimento e realizando alterações no seu metabolismo de carboidrato e na sua estrutura anatômica, com uma rápida recuperação após o período submerso.

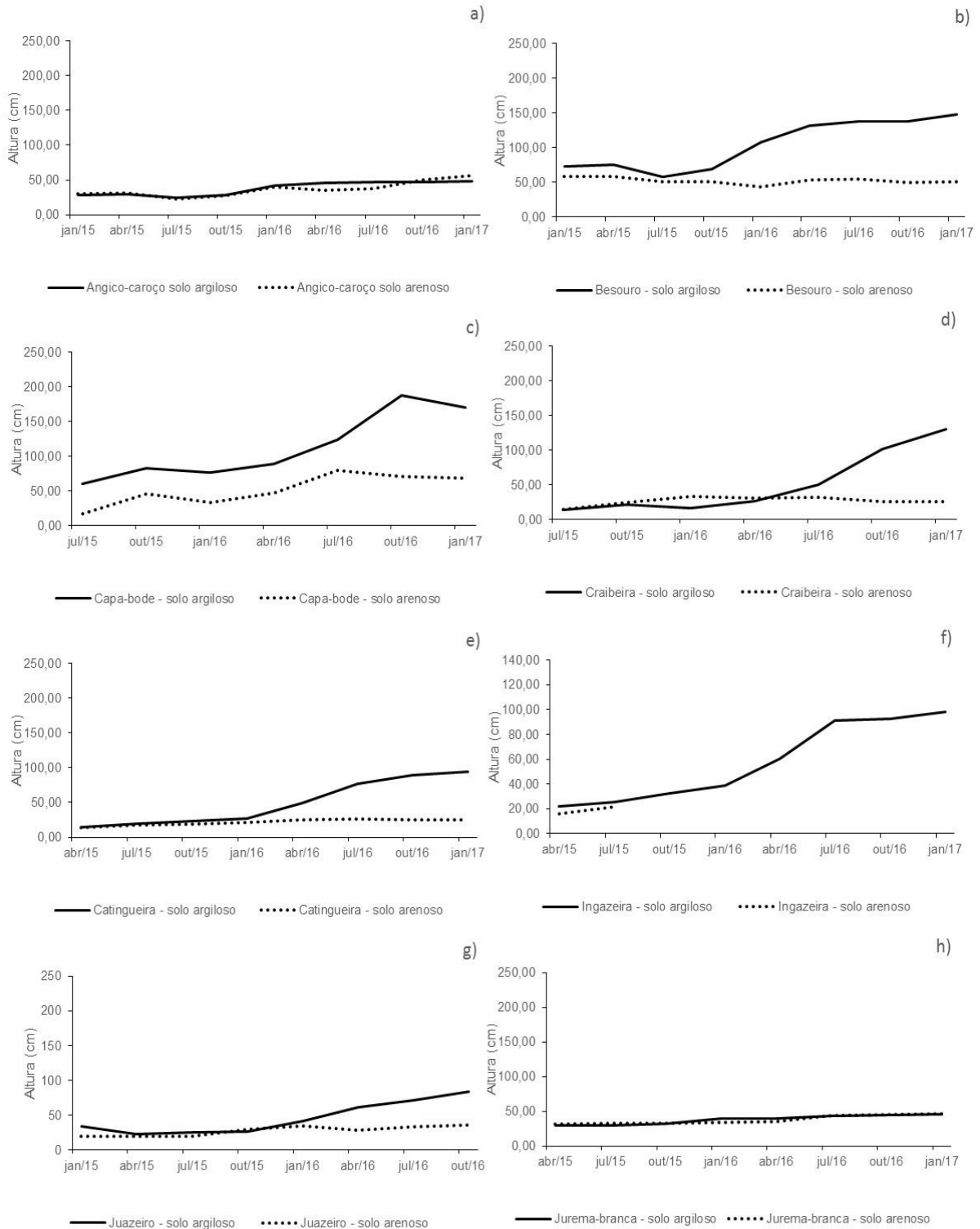
O maior desenvolvimento registado de algumas espécies no trecho 1, em função da maior disponibilidade hídrica, contribuiu para que ao longo destes dois anos de monitoramento observassem espécies em processo reprodutivos. Algumas mudas das espécies Besouro (*Senna splendida*), Capa-bode (*Bauhinia pentandra*) e Pinhão-bravo (*Jatropha molíssima*) floresceram e frutificaram, dispersando sementes, que contribuíram para a formação do banco de sementes do solo. Reestabelecer estes processos fenológicos reprodutivos, em curto intervalo de tempo, nas áreas em restauração é fundamental. A produção contínua de frutos na área em restauração, a exemplo de *Jatropha molíssima*, que floresce e frutifica mais de uma vez ao ano e com baixo sincronismo entre os indivíduos, torna-se uma espécie-chave para manutenção de interações ecológicas no ecossistema (NEVES et al., 210).

Figura 8. Núcleos implantados no trecho 1 e trecho 2 na área de estudo em Belém de São Francisco – PE. Onde: trecho 1- a) vista geral dos núcleos ao final de 24 meses de avaliação para área de solo mais argiloso; b) altura dos indivíduos e c) detalhes da cobertura e sombreamento do solo. Trecho 2 – e) vista geral dos núcleos ao final de 24 meses de avaliação para a área de solo mais arenoso, f) altura dos indivíduos e g) detalhes da cobertura e sombreamento do solo.



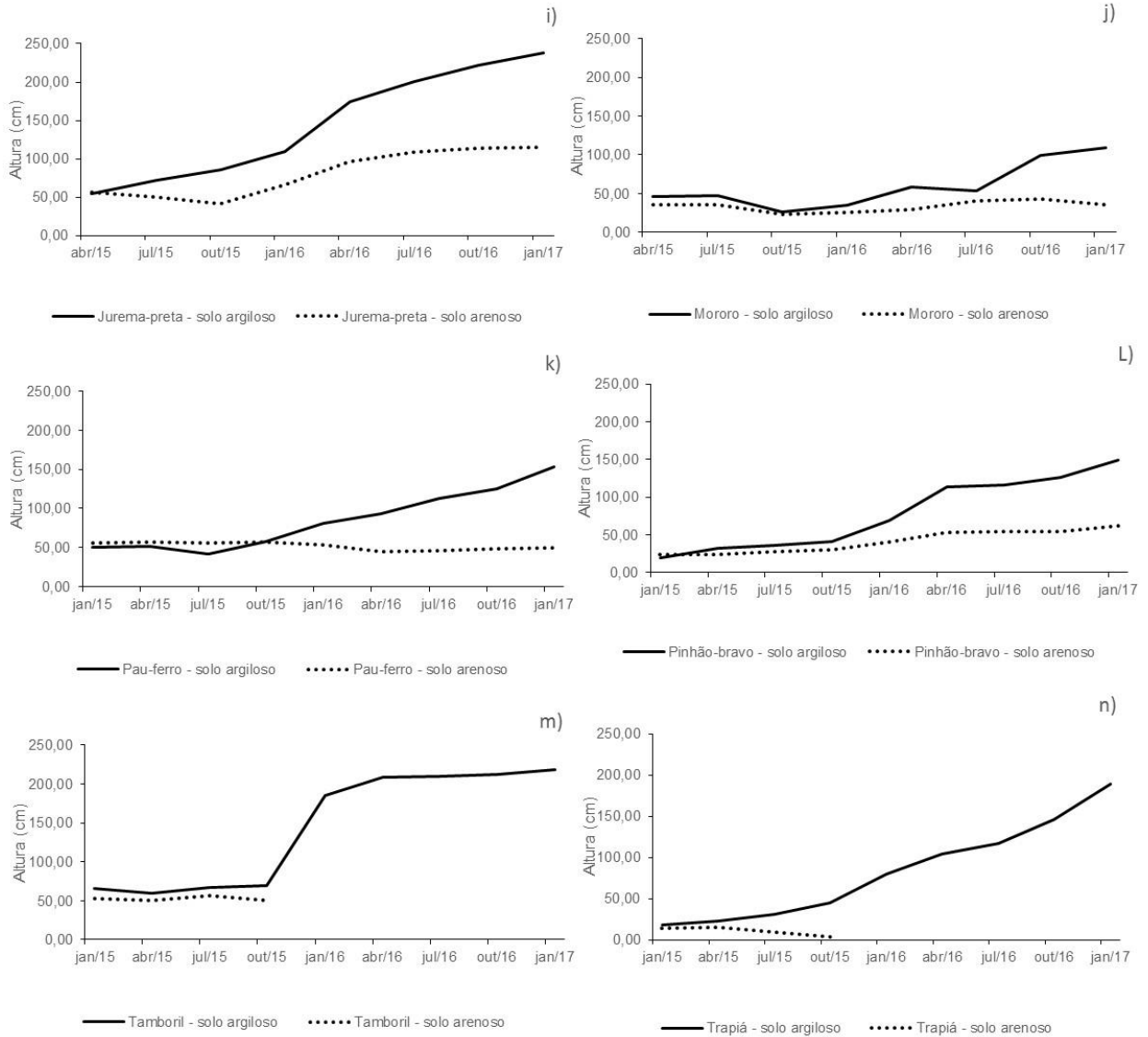
Os valores de crescimento em altura para a espécie Pau-ferro (Figura 9K) na área deste estudo, no trecho 1, foi superior aos registrados por Araújo Filho et al. (2007), com crescimento em altura de 40 cm após 19 meses, para esta espécie, em experimento de avaliação de leguminosas arbóreas para recuperação de solos em áreas degradadas no município de Irauçuba-CE.

Figura 9. Valores médios de altura (cm) para as espécies em função da variação da textura do solo no trecho 1 (solo argiloso) e trecho 2 (solo arenoso).



(Continuação...)

Figura 9. Valores médios de altura (cm) para as espécies em função da variação da textura do solo no trecho 1 (solo argiloso) e trecho 2 (solo arenoso).



As respostas das espécies podem ser distintas para cada área em restauração dentro do mesmo domínio morfoclimático e florístico, respondendo aos diferentes históricos de perturbações e filtros ambientais de cada localidade. Assim como, as técnicas e condução das ações de restauração irão influenciar os resultados observados. Dessa forma, a comparação do crescimento em altura e diâmetro das espécies deste estudo com outros resultados encontrados em diferentes áreas da caatinga deve ser feito com cautela, respeitando as devidas similaridades ambientais e de manejo em cada área.

O plantio das espécies em núcleos pode levar ou não a melhor desempenho das espécies plantadas em associação, porém pelo curto período de tempo e da alta mortalidade de algumas espécies nesta pesquisa, não avaliou-se o efeito das combinações entre espécies. Santana et al. (2009), estudando as fisionomias de caatinga na Estação Ecológica de Seridó, observou os maiores índices de associação para os pares formados por *Caesalpinea pyramidalis*, *Aspidospermum. pyriformium*, *Croton sonderianus* e *Anadenanthera macrocarpa*. De acordo com estes autores a predisposição de ocorrência juntas destas espécies pode ser um ponto favorável para a utilização das mesmas, em núcleos de plantios para restauração de áreas degradadas. Meiado (2008) estudou o processo de facilitação para a espécie da caatinga *Trischidium molle* (Benth.) H.E. e concluiu que algumas espécies herbáceas foram favorecidas pelo microclima gerado abaixo de sua copa.

Para além dos resultados observados de sobrevivência e crescimento das espécies plantadas, o fato é que com a ação de restauração e isolamento dos fatores de degradação na área teve benefícios diretos observado ao longo destes dois anos de monitoramento, com retorno da cobertura herbácea e proteção do solo contra a erosão (Figura 10).

Figura 10. Área de implantação do plantio de restauração no momento inicial em novembro/2014 (a) e a dois anos (janeiro/2017) após a condução do experimento (b). Belém de São Francisco – PE.



4. CONCLUSÕES

As espécies com melhor desempenho silvicultural quanto ao crescimento médio em altura foram Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*) e Capa-bode (*Bauhinia pentandra*). Já em relação ao diâmetro médio do caule ao nível do solo foram Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), trapia (*Crateva tapia*) e Craibeira (*Tabebuia aurea*).

Em área da caatinga, similar a desta pesquisa, com Neossolo Flúvico de textura arenoso, para início da restauração recomenda-se o plantio de Pinhão-bravo (*Jatropha molíssima*), Besouro (*Senna splendida*), Angico-de-carçoço (*Anadenanthera colubrina*), Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) e Juazeiro (*Ziziphus unguolata*).

Nas áreas de solos mais próximos às margens dos rios com melhores condições hídricas para ter uma rápida cobertura do solo (com crescimento em altura e diâmetro) recomenda-se o plantio das espécies: Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*), Capa-bode (*Bauhinia pentandra*), Craibeira (*Tabebuia aurea*) e Trapiá (*Crateva tapia*).

Recomenda-se a continuidade da pesquisa com avaliação em escala temporal maior, para validação destes resultados iniciais, bem como poder avaliar dentro das combinações de plantio das espécies em núcleos se ocorreu facilitação no desenvolvimento de espécies em diferentes combinações de plantios.

5. REFERÊNCIAS

ANDRADE-LIMA, D. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, 4(2): 149-153. 1981.

ARAÚJO FILHO, J. A. de; SILVA, N. L. da.; BEZERRA, T. S. Avaliação de leguminosas arbóreas para recuperação de solos e repovoamento em áreas degradadas, Irauçuba-CE. **Rev. Bras. de Agroecologia**. Vol.2 No.2 - out. 2007.

BARBOSA, D.C.A. Crescimento de *Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan. (LeguminosaeMimosoideae). **Phyton** 52(1): 51-62. 1991.

BECHARA, F.C. **Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Escolar Superior de Agricultura. 2006. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-22082006-145733/pt-br.php> Acesso em: 02 jul. 2014.

CABRAL, E.L.; BARBOSA, D.C.DE A.; SIMABUKURO, E. A. Crescimento de plantas jovens de *Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook. f. ex S. Moore submetidas a estresse hídrico. **Acta bot. bras.** 18(2): 241-251. 2004.

CARMO, W.S. **Respostas morfoanatômicas e bioquímicas em plântulas de espécies de áreas alagáveis submetidas a longos períodos de submersão**. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Botânica) da Universidade de Brasília – UnB. 68p.2013.

CARVALHO, P. E. R. C. Comparação de espécies nativas, em plantio em linha, em capoeira, na região de Irati – PR – Resultados aos sete anos. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n.5, p.53-68, dez.1982.

CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v111:1119-1144. 1977.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs/classificacao-de-solos> Acesso em: 01 jul. 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 212p. 1997.

FABRICANTE, J. R.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. *Prosopis* sp. In: FABRICANTE, J.R. (Ed.). Plantas exóticas e exóticas invasoras da caatinga. Florianópolis: **Bookess**, v. 1, p. 13-21. 2013.

FERREIRA, R. A. et al. 2011. As áreas ciliares na região do baixo rio são francisco: processo de ocupação e sua recuperação. cap. 4, p. 85-126. In: LUCAS, A. T.; AGUIAR NETTO, A. de O. (Org.). **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 2011.

FIGUEIREDO, J. M. et al. Revegetation of degraded Caatinga sites. **Journal of Tropical Forest Science**, Malasia, v. 24, n. 3, p. 332-343, 2012.

FILHO, J.N. et al. Utilização do Capim corrente irrigado para recuperação de áreas degradadas por sais no Estado de Pernambuco. INOVAGRI – International Meeting. Fortaleza. 2015. **Anais...** INOVAGRI, Fortaleza. 2015. Disponível em: <http://www.bibliotekevirtual.org/index.php/2013-02-07-03-02-35/simposios/1190-iii-inovagri-2015/dia-01-09-2015/12362-utilizacao-do-Capim-corrente-irrigado-para-recuperacao-de-areas-degradadas-por-sais-no-estado-de-pernambuco.html> Acesso em: 16 set. 2016.

FLORA DO BRASIL, 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 01 Abr. 2017.

FRAGOSO, R.O. et al. Desenvolvimento de espécies arbóreas nativas em uma área reflorestada do corredor de biodiversidade Santa Maria-PR. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.6, p.1003-1013, 2014

LEAL, I.R. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade da caatinga do nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, 1(1): 139-146. 2005.

LEAL, I.R. et al. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In: **Ecologia e Conservação da caatinga**. LEAL, I.R., TABARELLI, M., SILVA, J. M. C. da (Ed.). Recife: Editora da UFPE, 2003.

LEITE, M.J. de H. et al. Sobrevivência de Espécies Florestais da Caatinga em Plantios Ciliares. **Anais...** IV CONEFLOL – III SEEFLOL/ Vitória da Conquista (BA), 25 a 28 de Novembro de 2013.

LIMA, K. D. R. **Avaliação de espécies arbóreas e técnicas de plantio para recuperação de áreas degradadas por exploração de piçarra na caatinga.** 2012. 82f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal Rural do Semiárido. Mossoró, RN, 2012.

LIMA, M.M.de; SANTOS, L.A.; MOURA, F. de B.P; NOGUEIRA, E.M.S. Sobrevivência inicial de seis espécies usadas na recuperação de uma área degradada na caatinga. **Revista Ouricuri**, v.5, n.2, p.132-137. jul./ago., 2015.

LIMA, K.D.R. et al. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p. 203 – 213, jan. – mar., 2015.

MAIA, G.N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades.** 1. Ed. São Paulo: D&Z Computação Gráfica e Editora, 2004.

MARCUZZO, S.B.; ARAÚJO, M.M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no Sul do Brasil. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 45, n. 1, p. 129 - 140, jan. / mar. 2015.

MARIANO, K. R. S. **Composição, Estrutura e Funcionamento da Vegetação em um Gradiente de Mata Ciliar no submédio São Francisco, Bahia, Brasil.** Tese (Doutorado) - Departamento de Ciência Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, BA, 2011.

MEIADO, M.V. **A planta facilitadora *Trischidium molle* (Benth.) H.E. Ireland (LEGUMINOSAE) e sua relação em comunidade de plantas no semi-árido no Nordeste do Brasil.** 85 p. il.;, 2008. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal de Pernambuco. 2008.

MELO, R.B. et al. Germinação e formação de plântulas de *Crataeva tapia* (capparaceae) em condições de alagamento. **Anais...** 64^o Congresso Nacional de Botânica Belo Horizonte, 10-15 de Novembro de 2013.

MELO, F.P.L.; BASSO, F.A.; SIQUEIRA FILHO, J.A. Restauração ecológica da Caatinga: desafios e oportunidades. In: **A flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação.** SIQUEIRA FILHO, J.A. . I ed. Rio de Janeiro, 552p. il. cap. 11. p.396-421. 2012.

NASCIMENTO, C.E.S. **Comportamento invasor da algarobeira *Prosopis juliflora* (sw) dc. nas planícies aluviais da caatinga.** Tese (Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco. Recife –PE. 115p. 2008.

NEVES, E.L. et al. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da caatinga. Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, 33. P.155-166. 2010.
PRADO, D.E. As caatingas do Brasil. In: Leal, I.R.; Tabarelli, M. & Silva, J.M.C. (eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga.** Ed. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. p. 3-73. 2003.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D.R.; TRENTIN, B.E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.

RESENDE, L.A.; LILIAN PINTO, L.V.A; SANTOS, E.C. DOS; SILVA, S. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.1, p.147-157, 2015.

SALES F.C.V. **Revegetação de área degradada da Caatinga por meio da semeadura ou transplante de mudas de espécies arbóreas em substrato enriquecido com matéria orgânica.** 2008. 64 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Campina Grande. Patos, PB, 2008.

SALOMAO, R.P.; BRIENZA JUNIOR, S.; ROSA, N.A. Dinâmica de reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. **Rev. Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 1, p. 1-24, 2014.

SANTANA, J.A. DA S. Levantamento florístico e associação de espécies na caatinga da Estação Ecológica do Seridó, Serra Negra do Norte – RN – Brasil. **Revista Verde** (Mossoró – RN – Brasil) v.4, n.4, p. 83 – 89, 2009.

SANTOS, CIBELE ALVES DOS. **Grau de resiliência em duas espécies do semiárido submetidas a estresses abióticos.** 2014. 78p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2014.

SILVEIRA, M.M.L.; ARAUJO, M.S.B.; SAMPAIO, E.V.S.B. Distribuição de fósforo em diferentes ordens de solo do semi-árido da Paraíba e de Pernambuco. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 281-291, 2006.

SIQUEIRA FILHO, J.A. A extinção inexorável do rio São Francisco. **A flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação..** I ed. Rio de Janeiro, 552p. il. Cap. 1 p.25-65. 2012.

SOUZA, A. R.; SILVA, M. C. L. Procedimentos para coleta de amostras de solo para análise física e química utilizado na descrição de perfis e na classificação do solo. In: FIGUEIREDO, M. V. B.; GOMES, E. W. F.; GALDINO, A. A. de S. (Org.). **Guia prático de amostras laboratoriais.** Recife: Instituto Agrônômico de Pernambuco – IPA,. 90p.: Il. color. cap. 6, p. 69 – 78. 2013.

SOUZA, P. A. et al. Estabelecimento de espécies arbóreas em recuperação de área degradada pela extração de areia. **CERNE**, Lavras- MG, V.7, N.2, P.043-052, 2001. SPSS Inc. Statistical Analysis Using SPSS. Chicago. 2001.

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

ZELLHUBER, A.Z.; SIQUEIRA, R. **Rio São Francisco em descaminho: degradação e revitalização.** Cadernos do CEAS, 227:7-32. 2007. Disponível em: http://www.saofranciscovivo.com.br/files/CEAS_227_especial%20RSF.pdf.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Análise de variância do efeito da variável diâmetro do caule a nível do solo (mm) das espécies (14 espécies), solo (trecho 1 e trecho 2) e interações, no experimento de restauração na Estação Experimental do IPA, em Belém de São Francisco - PE.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	sig.
Intercepto	1	21935,699	21935,699	621,055	,000
Espécies	13	12209,391	939,184	26,591	,000
Solo	1	1367,875	1367,875	38,728	,000
Espécies * solo	10	1432,250	143,225	4,055	,000
Erro	81	2860,923	35,320		

Apêndice 2 - Teste de hipótese do efeito da interação de Espécies (14 espécies) nos tempos de medições (janeiro/2015; janeiro/2016 e janeiro/2017) para a variável diâmetro do caule a nível do solo (mm) das quatorze espécies plantadas nos dois trechos de solo (trecho 1- textura argiloso e trecho 2 - textura arenoso).

Efeito	Valor	F	p	
Tempo	Pillai's Trace	,676	83,440	,000
	Wilks' Lambda	,324	83,440	,000
	Hotelling's Trace	2,086	83,440	,000
	Roy's Largest Root	2,086	83,440	,000
Tempo * solo	Pillai's Trace	,321	18,929	,000
	Wilks' Lambda	,679	18,929	,000
	Hotelling's Trace	,473	18,929	,000
	Roy's Largest Root	,473	18,929	,000
Tempo * Espécies	Pillai's Trace	,578	2,535	,000
	Wilks' Lambda	,470	2,824	,000
	Hotelling's Trace	1,025	3,115	,000
	Roy's Largest Root	,913	5,686	,000
Tempo * Espécies * solo	Pillai's Trace	,405	2,057	,007
	Wilks' Lambda	,619	2,169	,004
	Hotelling's Trace	,577	2,280	,003
	Roy's Largest Root	,500	4,050	,000

Apêndice 3 - Análise de variância do efeito variável altura média (cm) das espécies, solo e interações, no experimento de restauração na Estação Experimental do IPA, em Belém de São Francisco - PE.

Variáveis	GL	SQ	QM	F	Sig.
Intercepto	754815,207	1	754815,207	372,234	,000
Espécies	191847,939	13	14757,534	7,278	,000
Solo	41565,089	1	41565,089	20,498	,000
Espécies * solo	18590,610	9	2065,623	1,019	,433
Erro	152084,944	75	2027,799		

Apêndice 4 - Teste de hipótese do efeito da interação Espécies (14 espécies) no tempo de medições (janeiro/2015; janeiro/2016 e janeiro/2017) para a variável altura média (cm) das quatorze espécies plantadas nos dois trechos de solo (trecho 1 - textura argiloso e trecho 2 - textura arenoso).

Efeito		Valor	F	Sig.
tempo	Pillai's Trace	,463	31,865	,000
	Wilks' Lambda	,537	31,865	,000
	Hotelling's Trace	,861	31,865	,000
	Roy's Largest Root	,861	31,865	,000
tempo * Espécies	Pillai's Trace	,510	1,972	,006
	Wilks' Lambda	,550	1,980	,006
	Hotelling's Trace	,707	1,986	,006
	Roy's Largest Root	,480	2,770	,003
tempo * solo	Pillai's Trace	,197	9,087	,000
	Wilks' Lambda	,803	9,087	,000
	Hotelling's Trace	,246	9,087	,000
	Roy's Largest Root	,246	9,087	,000
tempo * Espécies * solo	Pillai's Trace	,221	1,037	,22
	Wilks' Lambda	,791	1,025	,436
	Hotelling's Trace	,249	1,012	,450
	Roy's Largest Root	,140	1,167	,329

CAPÍTULO 5

OBRAS DE BIOENGENHARIA NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS, NO SEMIARIDO PERNAMBUCANO

GOMES, JUVENAL MARTINS. OBRAS DE BIOENGENHARIA NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS CILIARES DEGRADADAS, NO SEMIARIDO PERNAMBUCANO. Orientador: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Co-orientadores: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Resumo

Esta pesquisa buscou avaliar o efeito da implantação de obras de bioengenharia, na redução da erosão superficial do solo às margens do rio São Francisco e seus custos de implantação, no Sertão Pernambucano. Um trecho de área ciliar degradada, pelo pisoteio de animais domésticos, na Ilha do Jatinã, na margem do rio São Francisco, localizada no município de Belém de São Francisco – PE, foi selecionada para intervenção com a construção das biotécnicas Esteira viva e Trança viva. O trecho total de intervenção foi de 40 metros de comprimento, sendo dividido em duas partes em função da declividade do terreno. Em que, os 20 metros da área com declividade média mais acentuada de 11% foram utilizados para construção da Esteira viva. Os outros 20 metros, por ter menor declividade média de 3% implementou-se a biotécnica Trança viva. Como o principal material construtivo dessas obras são estacas e galhos de espécies vegetais com capacidade de pegamento foi selecionada a espécie Capabode (*Bauhinia pentandra*), que apresentou essa característica de reprodução vegetativa. Todo o material vegetal utilizado na construção das biotécnicas foi obtido no próprio local da pesquisa. As varas e estacas de Capabode utilizadas na confecção das obras (esteira viva e trança viva) foram avaliadas visualmente quanto ao pegamento e emissão de brotação na parte aérea, ao longo do primeiro ano, após instalação. A cobertura do solo, pela vegetação herbácea, na área em que foi instalada a Esteira viva e no trecho da Trança viva foi avaliada com, auxílio de um gabarito com área de 1 m², após os seis e 12 meses da implantação. Para avaliar, a perda de solo, na área em que foi instalada, a obra de bioengenharia da Esteira viva, em condições de chuva natural montou-se uma parcela de perda de solo, nas dimensões de 1 x 6 m, de largura e comprimento, respectivamente. Para comparar o efeito da obra Esteira viva, sob a retenção de sedimentos que chegaria a calha do rio pelo escoamento superficial foi realizado um monitoramento, fora da área de instalação da obra, na encosta do trecho, simulando as condições de solo coberto e solo descoberto. Para isso foram instaladas três caixas de perda de solo com solo exposto e três caixas de perda de solos, com cobertura morta feita por Capim, simulando o solo local 100% coberto. As obras implantadas tiveram efeito físico positivo com redução da erosão do solo. Na parcela controle de perda de solo instalada na obra de bioengenharia estimou 8,5 toneladas de solos erodidos por hectare. A perda de solo para as parcelas com solo exposto sem cobertura vegetal foi significativamente maior chegando a 8,28 toneladas por hectare, sendo que no solo protegido com a colocação de cobertura morta (Capim), essa perda ficou em 1,48 t ha⁻¹. O estrato herbáceo se estabeleceu em 100% da área, logo após as primeiras chuvas, nos primeiros seis meses, auxiliando na proteção do solo. O uso de estacas e galharias da espécie *B. pentandra* deve ser avaliado em outras pesquisas, visto a ausência de pegamento observado neste estudo, contrariando os resultados iniciais de enraizamento e emissões de brotos para estacas desta espécie. Os custos de implantação destas obras podem ser considerados baixos, entre as técnicas de restauração ecológica.

GOMES, JUVENAL MARTINS. BIOENGINEERING WORKS IN RESTORATION OF DEGRADED CILIAR AREAS, IN THE SEMIARID REGION OF PERNAMBUCO. Adviser: Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon. Comittee: Prof. Dr. Ana Lícia Patriota Feliciano e Prof. Dr. José Antônio Aleixo da Silva.

Abstract

This research aimed to evaluate the effect of the implantation of bioengineering works in the reduction of soil erosion on the São Francisco River and its costs in Pernambuco backlands. A section of ciliary area degraded by the trampling of domestic animals on the Island of Jatinã on the São Francisco River bed, located in the municipality of Belém de São Francisco - PE, was selected for intervention with the construction of the living mat and live braid biotechniques. The total length of the intervention was 40 meters in length, divided into two parts as a function of slope, with 20 meters of the area with a steeper slope of 11% used for construction of the Living mat. The other 20 meters for having lower mean slope of 3% implemented if the biotechnology live braid. As the main constructive material of these works are cuttings and branches of vegetal species with glue capacity, the specie capa-bode was selected (*Bauinhia pentandra*), that presented this characteristic of vegetative reproduction. All the vegetal material used in the construction of the biotechniques was obtained at the research site. The sticks and cuttings of capa-bode used in the construction of the works (living mat and live braid) were evaluated visually for the glue and sprouting emission in the area, during the first year, after installation. The cover of the soil by the herbaceous vegetation in the area in which the live mat was installed and in the live braid was evaluated with the aid of a template with an area of 1 m², after six and 12 months of implantation. In order to evaluate the soil loss in the area where the bioengineering work of the Living Mat was installed under natural rainfall conditions, a plot of soil loss, measuring 1 x 6 m, width and length, respectively, was set up. In order to compare the effect of the work "Living mat" under the sediment retention that would reach the river channel by surface runoff, a monitoring was carried out, outside the area where the work was installed, on the slope of the stretch, simulating the conditions of covered soil and uncovered soil. For this, three soil loss boxes with exposed soil and three soil loss boxes with dead cover made by grass, were installed simulating the 100% covered local soil. The implanted works had a positive physical effect with reduction of soil erosion. In the portion of soil loss control installed in the bioengineering work, it estimated 8.5 tons of eroded soils per hectare. Soil loss for the plots with exposed soil without vegetation cover was significantly higher reaching 8.28 tons per hectare, and in the soil protected with the placement of mulch (grass), this loss was at 1.48 t.ha⁻¹. The herbaceous stratum was established in 100% of the area, after the first rains in the first six months, helping to protect the soil. The use of *B. pentandra* cuttings should be evaluated in other research, due to the absence of glue observed in this study, contrary to the initial rooting results and shoot emissions of cuttings of this species. The costs of implementation of these works can be considered low, among the ecological restoration techniques.

1. INTRODUÇÃO

A construção de obras de bioengenharia para contenção de processos erosivos as margens de rios tem sido empregada em várias regiões do mundo e do Brasil (SUTILI, 2007; DURLO; SUTILI, 2012; LAVAINÉ, 2015). No baixo curso do rio São Francisco, algumas biotécnicas foram aplicadas com resultados satisfatórios para contenção do processo de erosão do solo (HOLANDA et al., 2008; HOLANDA et al., 2010). Com tudo, para a região semiárida do submédio São Francisco, desconhece trabalhos dessa natureza, com resultados divulgados.

O emprego da bioengenharia traz vantagens técnicas, ecológicas, econômicas e estéticas, se comparada com as obras tradicionais da engenharia civil (FERNANDES; FREITAS, 2011; DURLO; SUTILI, 2012; LAVAINÉ, 2015). Existe um conjunto de biotécnicas construtivas com base em conhecimentos biológicos, ecológicos e da engenharia civil. O uso de plantas ou partes destas, como material vivo, empregados na construção das biotécnicas é um diferencial de obras tradicionais, somente com materiais inertes da engenharia civil (ANTÃO, 2012).

As plantas exercem funções positivas e negativas sobre o talude, sendo os principais efeitos: interceptação de água das chuvas, aumento da evapotranspiração, aumento de peso, melhora a infiltração e ajuda no controle da umidade no solo, ancoramento do solo e cobertura do solo com a deposição de serrapilheira (DURLO; SUTILI, 2012; RAUCH et al., 2014).

A vegetação nas obras de bioengenharia é usada principalmente na forma de estacas, sendo as propriedades físicas da madeira e sua resistência a degradação, características fundamentais para aumentar a vida útil dessas obras e potencializar os seus resultados (ANTÃO, 2012).

A eficiência, simplicidade e baixos custos de algumas obras são os pontos que favoreceram a sua difusão pelo mundo a fora (DURLO; SUTILI, 2012). Entretanto, mesmo com estas características favoráveis tem se o pouco uso dessa técnica na região semiárida da caatinga. Dessa forma, esta pesquisa buscou avaliar o efeito sobre a erosão dos solos e custos de implantação de obras de bioengenharia na região semiárida, na bacia hidrográfica do rio São Francisco, no Sertão Pernambucano.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e local de intervenção da obra

A pesquisa foi realizada na Estação Experimental do Instituto de Pesquisa Agrônomo (IPA) localizada no município de Belém de São Francisco - PE. A Estação encontra-se situada em uma ilha fluvial do Rio São Francisco, denominada de Ilha do Jatinã, nas coordenadas geográficas de latitude $08^{\circ}45'54''$ S e longitude de $38^{\circ}58'41''$ O, com altitude de 316, 16 m e área de 262,87 ha. Nesta ilha, selecionou um trecho de 40 metros de comprimento, as margens do rio, degradado pelo pisoteio de animais domésticos, com o solo exposto (Figura 1).

Figura 1 – Trecho da margem do rio São Francisco (a), com maior declividade (b) e menor (c), na Ilha do Jatinã, escolhido para intervenção com obras de bioengenharia. Belém de São Francisco – PE.



Este trecho da mata ciliar vem sendo usado como área de pastejo de criações de animais domésticos (bovinos e muares) nos últimos cinco anos, sendo a parte escolhida para intervenção, o local de acesso dos animais para descendentação (bebedouro) que apresentou se degradado, com variações na declividade do terreno. Uma parte da área de 20 metros de comprimento, com maior declividade média de 11% (figura 1b), e outra parte menos declivosa de 20 metros com declividade média de 3% (Figura 1c), ambos os trechos sem cobertura de vegetação e com erosão laminar do solo. A declividade das áreas foi tomada em três pontos, com auxílio de um nível de mangueira, com medição das distâncias verticais e horizontais em relação ao ponto mais alto do talude e na base na linha d'água do rio.

Para evitar o principal fator de degradação na área e as obras instaladas, foi construída uma cerca de arame farpado, protegendo o trecho de intervenção, evitando a entrada de animais domésticos. Uma área próxima ao trecho de intervenção utilizada pelos animais para pastejo, fora da cerca construída, foi utilizada para comparação da cobertura vegetal e perda do solo ao longo dos meses de monitoramento.

2.2 Seleção da espécie e obra de bioengenharia

Dentro das técnicas de bioengenharia aplicadas há uma serie de biotécnicas que iram proporcionar um melhor efeito se a seleção das espécies vegetais, materiais e escolha da obra forem adequadas (DURLO; SUTILI, 2012; MASTELLA 2012). Segundo Fernandes; Freitas (2011), os critérios de seleção são múltiplos podendo destacar entre eles: o caráter pioneiro; a forma de uso/propagação das espécies na biotécnica (se sementes, estacas ou mudas), facilidade e disponibilidade de obtenção de material, a velocidade de estabelecimento e desenvolvimento da espécie, a função que deseja alcançar com o uso da espécie e a facilidade de manutenção.

Entre as espécies que foram testas a sua aptidão biotécnica, com foco na capacidade de pegamento vegetativo (ver capítulo 3 dessa tese), rapidez de crescimento e bom desenvolvimento radicular, selecionou a espécie Capa-bode (*Bauhinia pentandra* (Bong.) D.Dietr.). Esta espécie apresentou resultados satisfatórios para uso, na forma de estaca como material propagativo, em técnicas de bioengenharia (Figura 2).

Figura 2 – Estaca da espécie Capa-bode após dois meses de plantada, com formação de parte aérea e sistema radicular. Belém de São Francisco – PE.



O Capa-bode (*Bauhinia pentandra* (Bong.) D.Dietr.) pertence à família Fabaceae. Este é um arbusto ou árvore de pequeno porte, com cerca de 2,0-3,5 m de altura, com o tronco liso, lenhoso (Figura 3). As Folhas são alternas, composta, unifolialada, lobada; pecíolo 1,5-2,8 cm de comprimento, 2 acúleos na base; folíolos de 4-9 cm de comprimento e 2,4-6,5 cm de largura, lobos arqueado livres até próximo à base, base cordada ou subtruncada, ápice subagudo, face adaxial glabra, face abaxial pubérula, nervuras primárias proeminentes (VAZ; TOZZI, 2005; TOZZI, 2016).

A galharia disponível dos indivíduos utilizados na construção das obras teve circunferência média na base dos galhos de 9,05 cm ($\pm 3,75$ cm) e altura média de 365,3 cm ($\pm 90,41$ cm). Todas as árvores suprimidas de Capa-bode para uso nesta pesquisa foram de áreas agrícolas, as margens de estradas vicinais e abaixo das redes elétricas na área de estudo dentro da Estação de Pesquisa, que já são normalmente cortadas nas manutenções desses trechos.

Figura 3 - Árvore de Capa-bode em campo e material vegetativo (galhas) colhidos para uso nas obras. Belém de São Francisco – PE.



Tendo por base a disponibilidade de galharia da espécie Capa-bode e levando em consideração as características dos dois trechos da intervenção, foi selecionada as biotécnicas de Esteira viva, para construção no trecho mais declivoso (Figura 1b) e a confecção de uma trança viva no trecho mais plano (Figura 1c).

2.2.1 Esteira viva

Para construção da Esteira viva a primeira etapa realizada foi a remodelagem do barranco do talude com 20 m de comprimento, corrigindo a declividade irregular, para permitir a melhor acomodação e contato dos galhos com o solo. Essa etapa foi realizada de forma manual por trabalhadores (Horas/homens), com auxílio de picareta e enxadão (Figura 4).

Figura 4 - Etapas de preparação do terreno com remodelagem do talude para construção da Esteira viva, em Belém de São Francisco – PE. Onde: a) medição da declividade do terreno; b) supressão de indivíduos de algodão-de-lã (*Calotropis procera* - espécie exótica); c) remodelagem do talude e d) talude com inclinação redesenhada.



Com base na metodologia proposta, em busca de materiais construtivos de maiores dimensões para ancorar os pés das varas na base do talude, suprimiu árvores de Nim (*Melia azedarach* L.) para uso dos troncos na construção da Esteira na área desta pesquisa (Figura 5a, b). A galharia das árvores de Nim foram utilizadas para a confecção de feixes vivos (Figura 5c). Os Feixes vivos foram montados com agrupamentos das galhas das árvores suprimidas de Nim, formando feixes, de galhos e ramos das partes maleáveis, amarrados com corda degradável, sendo colocados e fixados junto à margem (DURLO; SUTILI, 2012). Muitas vezes os feixes vivos são usados de forma complementar a outras técnicas na proteção do pé do talude. Essa técnica tem alta capacidade reter sedimentos finos pelas cheias do canal, ou de reter sedimentos do escoamento superficial do solo, criando uma proteção imediata desde o momento da instalação (ANTÃO, 2012).

Figura 5 - Supressão de indivíduos de Nim, para uso na obra de bioengenharia, na Estação de Pesquisa em Belém de São Francisco – PE.



A construção da esteira viva baseou-se na metodologia proposta por Durlo; Sutili (2012), em que cobre-se o talude fluvial estendendo ramos inteiros de espécies vegetais em grande quantidade, com a base destes ramos enterrada a 20 cm de profundidade no solo, próximo à linha de água. Ao longo do talude os ramos foram fixados próximo ao solo utilizando-se de estacas, varas maiores e arames. Para melhor segurança da obra no pé do talude, esta foi fixada com troncos de madeira grossas (figura 6 a,b,c). Na parte alta, no início da declividade do talude fixou feixes para retenção do escoamento superficial da água da chuva, evitando o carreamento de sedimentos para dentro do leito do rio (figura 6d). Esses feixes vivos também foram distribuídos acima da obra, na área da rampa da encosta formando barreiras para quebrar a velocidade do escoamento superficial da água e reter os sedimentos transportados (Figura 6 f)

Figura 6 - Construção da Esteira viva as margens do rio São Francisco. Onde: a) início da construção; b) e c) colocação e fixação das galhadas rente ao solo; d) fixação dos feixes no topo do talude; e) vista da obra concluída e f) vista do trecho acima do talude.



2.2.2. Trança viva

A área da margem desprotegida, pisoteada pelo acesso dos animais a água e com baixa declividade do talude foi selecionada para instalação da técnica de bioengenharia chamada Trança viva (figura 7). A escolha da área para instalação da

trança viva também foi ancorada pela presença inicial de vegetação arbustiva em parte do declive, que protegia o topo da rampa na econsta.

Essa técnica teve a construção de forma muito simples, pois consistiu no entrançamento de ramos da espécie lenhosa Capa-bode em volta de estacas cravadas no solo, da mesma espécie. Os ramos tiveram a sua base fincada no solo em média 20 cm e foram trançados perpendicularmente em estacas vivas enterradas, espaçadas a cada 50 cm.

Figura 7 – Construção da obra de Trança viva às margem do rio São Francisco, na área de estudo em Belém de São Francisco – PE.



2.3. Monitoramento das obras e perda de solo

2.3.1 Avaliação do pegamento das estacas e galhas usadas nas obras

As varas e estacas de Capa-bode utilizadas na confecção das obras (Esteira viva e Trança viva) foram avaliadas visualmente quanto ao pegamento e emissão de brotação na parte área, ao longo primeiro ano, após instalação.

A cobertura do solo pela vegetação herbácea na área em que foi instalada a Esteira viva e no trecho da Trança viva foi avaliada com o auxílio de uma gabarito com área de 1 m², após os seis e 12 meses da implantação. Na área fora da cerca de isolamento das obras foi avaliado com o mesmo gabarito a cobertura do solo, como comparativo aos tratamentos.

As espécies regenerantes sobre o trecho em intervenção foram coletadas e identificadas no herbário Dardano de Andrade Lima do IPA.

2.3.2. Avaliação da perda de solo em função da instalação da obra e na área

Para avaliar a perda de solo na área em que foi instalada a obra de bioengenharia da Esteira viva, em condições de chuva natural, montou se uma parcela de perda de solo, nas dimensões de 1 m x 6 m, de largura e comprimento respectivamente (Figura 8).

Figura 8 - Parcela de perda de solo montada ao lado da obra de bioengenharia. Onde: a) área da parcela com solo exposto e b) sistema de canaleta com recipientes para recolhimento do escoamento superficial. Belém de São Francisco – PE.



De forma a comparar o efeito da obra Esteira viva sob a retenção de sedimentos que chegaria a calha do rio pelo escoamento superficial foi também realizado um monitoramento, fora da área em que foi instalada a obra, na encosta do trecho com declividade média de 13%, simulando as condições de solo coberto e solo descoberto. Para isso foi instalada três caixas de perda de solo com solo exposto e três caixa de perda de solos, com cobertura morta feita por Capim, simulando o solo local 100% coberto (Figura 9).

A construção e instalação das caixas de perdas de solo em campo foi adaptado de Suzuki et al. (2010), sendo as partes da caixa montável por meio de encaixes de forros de PVC, com comprimento de 3 metros e altura de 25 cm, sendo encaixados nas extremidades por pedaços de canos de PVC com 30 cm de comprimento (Figura 9). A instalação da caixa seguiu o sentido da maior declividade da área, sendo na parte debaixo da caixa colocada uma canaleta de PVC que recolhia a água e sedimentos transportados pelo escoamento superficial (enxurrada) e os depositava em um recipiente (tambor de 50 litros).

Figura 9 - Parcelas de perda de solos instaladas em trecho da área de mata ciliar sobre intervenção de obra de bioengenharia. Belém de São Francisco – PE.



No momento da coleta dos dados nas parcelas de perda de solo o volume de água retido em cada recipiente foi medido e uma amostra da água de um litro foi recolhida para ser filtrada e determinar o peso de sedimentos finos suspensos na água. Os sedimentos que ficaram depositados no fundo do recipiente após a drenagem da água foram coletados e armazenados em sacos plásticos e levados ao laboratório. Os sedimentos coletados ao final de cada período de avaliação foram secos em estufa a temperatura de 105 °C e pesados em balança de precisão para obtenção do peso seco em gramas. Ao final foram somados os sedimentos finos suspensos em água aos sedimentos depositados no fundo do recipiente para obtenção do total de perda de solo e os resultados foram apresentados em kg ha⁻¹.

A perda de solos pelo escoamento superficial nas caixas foi avaliada para o total das chuvas que caíram no mês de janeiro/2016 (total pluviométrico de 285 mm) e no mês de fevereiro/2016 (total pluviométrico de 27 mm) na área de estudo. Este procedimento se deu em função de dificuldades logísticas e operacionais de campo, na condução do experimento.

Com base nos dados para as duas coletas procedeu análise de variância (ANOVA) para verificar se existiu diferenças entre a perda de solo para os tratamentos, considerando a perda de solo em condições de solo exposto e com cobertura morta. As análises foram realizadas com auxílio do programa ASSISTAT versão 7.7 (SILVA; AZEVEDO, 2016).

3. RESULTADO E DISCUSSÃO

3.1. Esteira viva

Após o primeiro mês de conclusão da obra, vista a desidratação da galharia utilizada para a confecção da esteira viva, observou o ressecamento e morte dos tecidos dos galhos (Figura 10). Mesmo com a colocação das bases dos galhos em contato com o nível da d'água na margem do rio, não foi possível registrar a sobrevivência da galharia de Capa-bode. Este resultado de mortalidade de todos os galhos de Capa-bode não era esperado, visto a sobrevivência e pegamento das estacas desta espécie na primeira fase do experimento (Capítulo 3 dessa tese).

Figura 10 - Vista da obra (Esteira viva) após um mês de concluída as margens do rio São Francisco. Belém de São Francisco – PE.



As condições climáticas com altas temperaturas e ausência de precipitação logo após a instalação da biotécnica (Esteira viva) podem não ter favorecido a manutenção da umidade da galharia levando ao dessecamento dos galhos com maior rapidez. Mesmo não tendo a resposta de pegamento e sobrevivência das estacas e

galhas de Capa-bode, com a intervenção feita possibilitou uma rápida cobertura do solo pelas espécies herbáceas da área (Figura 11). De acordo com Antão (2012), o estrato herbáceo assegura uma rápida e eficiente cobertura do solo neste tipo de intervenção, originando um sistema de amortecimento do impacto direto da chuva, do vento, e mesmo do escoamento superficial, diminuindo, desta forma, a erosão do solo.

Figura 11 - Vista da área em fevereiro/2016, três mês após a implantação da obra. Onde: a) vista no primeiro mês e b) vista três meses após.



Ribeiro et al. (2013), ao pesquisar a revegetação das margens do rio Paramopama em Sergipe, utilizando técnica de bioengenharia de solos relata da eficiência da técnica em recompor a cobertura vegetal e no controle da erosão laminar as margens do rio. Estes autores testaram dois tipos de geotêxteis, o biotêxtil FIBRAX 400 BF e o geotêxtil Syntemax 400 TF, sendo este último o mais adequado para as condições ecológicas estudadas, por viabilizar o melhor desenvolvimento das espécies avaliadas, permitindo um rápido povoamento das espécies plantadas e autóctones. As espécies herbáceas com melhor desenvolvimento nas condições avaliadas foram *Crotalaria spectabilis* e *Calopogonium muconoides*.

Aos seis meses de avaliação, a cobertura herbácea da área retornou satisfatoriamente, com 100% da cobertura do solo no trecho de intervenção (Figura 12).

Figura 12 - Evolução da obra aos seis meses. Onde: a) primeiro mês após a implantação da obra em dezembro/2015 e b) seis meses após em abril/2016.



No último monitoramento da cobertura da área realizado no mês de fevereiro/2017, treze meses após a implantação observou 100% de cobertura do solo, na área em que foi realizado a obra da esteira viva (Figura 13). Ao contrário, na área próxima, como controle, sem intervenção de recuperação e aberta ao pisoteio e pastejo de animais (bovinos, muares e asininos), em junho/2016 e janeiro/2017 a área estava com solo 100% descoberto (Figura 13).

Figura 13 - Monitoramento da cobertura da vegetação na área de instalação da Esteira viva (a, b), e na área sem intervenção (c, d). Belém de São Francisco – PE.



Entre as espécies de regenerantes registradas na área de intervenção das biotécnicas à forma de vida herbácea foi predominante com 66,7% do total de espécies observadas (Tabela 1). Foram registradas 26 espécies distribuídas em 15 famílias botânicas. Todas as espécies registradas nesta área, também foram observadas em outros trechos de áreas alteradas da ilha no banco de sementes do solo.

Tabela1 - Espécies regenerantes no trecho de intervenção com a obra de bioengenharia. Belém de São Francisco – PE.

Família/Espécies	FV
Aizoaceae	
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	Her
Amaranthaceae	
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	Her
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	Her
<i>Amaranthus viridis</i> L.	Her
Asteraceae	
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	Her
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	Sub
<i>Pluchea sagittalis</i> (Lam.) Cabrera	Her
Boraginaceae	
<i>Heliotropium angiospermum</i> Murray	Her
<i>Heliotropium elongatum</i> (Lehm.) I.M.Johnst.	Her
Convolvulaceae	
<i>Ipomoea asarifolia</i> (Ders.) Roem & Schult	Li
Cyperaceae	
<i>Cyperus odoratus</i> L.	Her
Euphorbiaceae	
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Her
<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	Her
Fabaceae	
<i>Aeschynomene brevipes</i> Benth.	Sub
<i>Chamaecrista calycioides</i> (DC. ex Collad.) Greene	Sub
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Sub
<i>Mimosa pigra</i>	Arb
<i>Prosopis juliflora</i> (SW) DC	Ar
Lythraceae	
<i>Rotala ramosior</i> (L.) Koehne	Her
Malvaceae	
<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky	Sub
<i>Malachra radiata</i> L.	Arb

(Continuação)

Família/Espécies	FV
Molluginaceae	
<i>Mollugo verticillata</i> L.	Her
Nyctaginaceae	
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	Her
Poaceae	
<i>Hymenache grumosa</i> (Nees.) Zuloaga	Her
Onagraceae	
<i>Ludwigia erecta</i> (L.) H.Hara	Her
Turneraceae	
<i>Turnera subulata</i> Sm.	Her

Em que: FV – formas de vida: Li – liana, Her- herbácea; Sub- subarbusto; Arb – arbusto e Ar – árvore.

No trecho da área que não foi cercada, o estrato herbáceo não se desenvolveu, o principal motivo pode ser o uso constate desta área para pastejo de animais. Perez-Marin et al (2012) alerta, para condições de solos degradados da caatinga, onde ocorre uma vegetação herbácea que é pastejada acima de sua capacidade suporte, a formação de áreas com solo expostos, em que ocorre “de forma silenciosa” erosão laminar ao longo de vários anos.

A cobertura de vegetação nativa densa no município de Belém de São Francisco ao longo de 25 anos (entre 1985 a 2010) foi reduzida em 5,3% em função da expansão das atividades produtivas (ASSIS et al., 2014). Em contrapartida aumentou se a área de solo descoberto (3,5%) e com vegetação rasteira (0,4%), fato que contribuirá para aumento da perda de solos por erosão no município.

Costa et al. (2009), afirma que a utilização da caatinga como pastagem extensiva vem causando degradações fortes e por vezes irreversíveis do ecossistema. Estes autores relatam que o superpastoreio elimina o estrato herbáceo, gera excessivo pisoteio, provocando erosões que podem evolui em escala de tempo e espaço, desde sulcos até voçorocas e ainda compactando o solo de forma a aumentar excessivamente o escoamento superficial.

3.2 Trança viva

Na biotécnica trança viva não observou emissão de brotos após o primeiro mês de acompanhamento (Figura 14), como também nos meses a frente.

Figura 14 - Trança viva construída no mês de Novembro/2015. Onde: momento inicial da implantação (a, b) e após um mês da conclusão da obra em dezembro/2015 (c e d).



O Capa-bode apresentou galhos mais flexíveis o que permitiu trançar as galhas sem que as mesmas quebrassem facilmente, entre as estacas verticais.

A flexibilidade do caule das espécies vegetais usadas em obras de bioengenharia para cursos de água que possuem maior velocidade é uma característica importante, uma vez que estas podem inclinar e cobrir a área de solo da margem minimizando a força erosiva da água (ANTÃO, 2012; DURLO; SUTILI, 2012). Entre as espécies comumente usadas em obras de bioengenharia no Sul do Brasil, Sutili (2007), avaliou as propriedades mecânicas (resistência, elasticidade e flexibilidade) das estacas, entre as espécies *Phyllanthus sellowianus* Mull. Arg., *Sebastiania schottiana* (Mull. Arg.) Mull Arg., *Salix Rubens* Schrank e *Salix humboldtiana* Wild. Comparando estas espécies, para a mesma classe de diâmetro, uma vez que estas propriedades são fortemente influenciadas pela variação diamétrica, a espécie *Phyllanthus sellowianus* foi a mais resistente e *Salix humboldtiana* a mais frágil. Este autor destaca o uso de *Sebastiania schottiana* por ser uma espécie comum na região, com satisfatório desempenho e com oferta abundante de material para as obras de bioengenharia.

O isolamento da área em que foi realizada a obra de bioengenharia permitiu um retorno vigoroso da vegetação herbácea e de algumas arbustivas, principalmente a espécie *Mimosa pigra* (calumbi) no trecho que foi cercado, quando comparado com a parte da área que manteve o pastejo dos animais (Figura 15).

Figura 15 – Vista da área cercada, com trecho fora e dentro do cercado evidenciando os diferentes níveis de cobertura do solo (a), e na parte de solo exposto no momento de instalação da trança viva (b) e ao final de 12 meses mesmo trecho com solo totalmente coberto (c). Belém de São Francisco – PE.



3.3. Perda de solo na área

Os valores de perda de solos, em condições de chuva natural, observados neste estudo servem de referências preliminares para a região de estudo, resguardando as devidas limitações metodológicas desta pesquisa. Estudos com simuladores de chuva que se tem o controle do volume, intensidade e duração para cada evento de precipitação, e que determina os fatores de erosividade e erodibilidade para a equação universal de perdas de solos devem ser conduzidos para obtenção de dados mais robustos.

A perda de solo para as parcelas com solo exposto sem cobertura morta foi significativamente maior chegando a 8,28 toneladas por hectare (Apêndice 1), sendo que no solo protegido com a colocação de cobertura morta (Capim) a perda foi de 1,48 t h⁻¹ (Tabela 2).

A estimativa de perda de solo para a única parcela instalada na obra de bioengenharia ao lado da Esteira viva, extrapolando o resultado do solo coletado (5,1 kg) em seis m² de área da parcela, ficou próximo ao valor encontrado para as caixas de solo exposto, com valor estimado em 8500 kg por hectare de solo erodido (Tabela 2).

Tabela 2 - Valores médios de perda de solo extrapolados para hectare. Belém de São Francisco – PE.

Tratamento	Perda de solo (kg ha⁻¹)
Solo coberto	1478,09 b
Solo descoberto	8276,71 a
Obra Esteira viva/Parcela	8500

Valores na coluna seguido por mesma letra são semelhantes estatisticamente pelo Teste F (ANOVA) a 0,01 de significância.

De acordo com Sampaio et al. (2005), no semiárido nordestino a erosão tornou-se a causa mais severa de degradação ambiental, em função da sua irreversibilidade, das extensas áreas com solos rasos, das chuvas torrenciais que encontram áreas agrícolas em condições inclinadas desprovidas de medidas de prevenção. Estes autores evidenciam que nas áreas agrícolas a perda de solos ultrapassam 30 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, valor bem superior a um solo de caatinga conservada que são inferiores a 0,1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Existe registro para o Nordeste que a erosão pode atingir valores de até 100 t ha⁻¹ ano⁻¹ (SAMPAIO; SALCEDO, 1997).

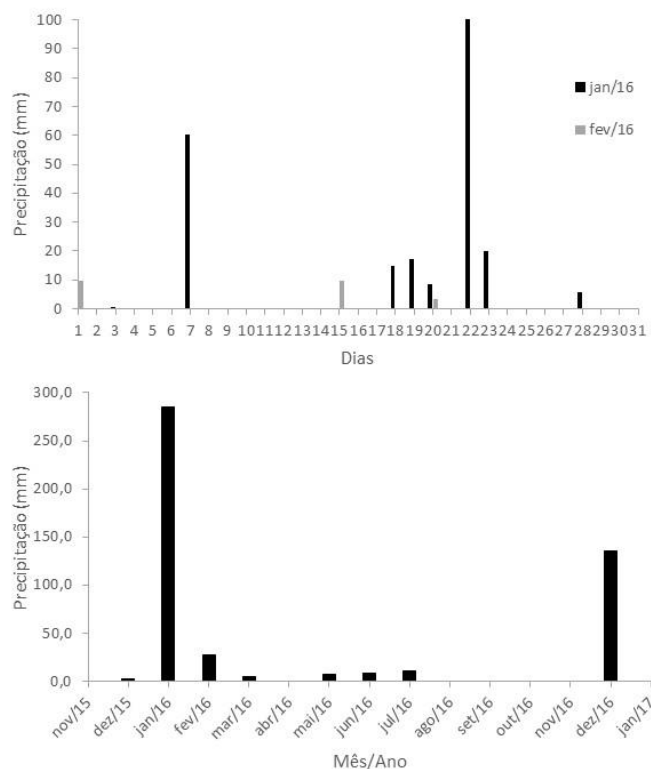
Azambuja (2012) estudou modelos de redistribuição e sedimentos para a bacia hidrográfica do riacho Salgado em Belém de São Francisco - PE. Os eventos de precipitação de alta magnitude foram frequentes ao longo dos últimos 45 anos, sendo estes os responsáveis pelas taxas de erosão. Nas áreas de base da encosta registrou-se taxa de erosão de 27,05 t ha⁻¹ ano⁻¹. Ao longo desta bacia o autor registrou baixa cobertura da vegetação o que levou a formação de processos de erosão laninar, ravinas e em sucros.

Albuquerque et al. (2005), ao estudar o fenômeno de erosão na região da caatinga, em um Luvissolo, na Paraíba, evidenciam o efeito do manejo e da cobertura do solo pela vegetação da caatinga na redução das perdas médias anuais de solo. Estes autores observaram uma redução de 99,43% nas perdas de solos comparando

a perda de solo em pousio com cobertura morta ($0,37 \text{ t ha}^{-1}$), coberto por vegetação nativa da caatinga ($0,10 \text{ t ha}^{-1}$) com a parcela padrão de solo exposto ($65,37 \text{ t ha}^{-1}$).

No período de dezembro de 2015 a fevereiro de 2016 a precipitação acumulada foi de 312 mm, com registro de poucos eventos de precipitação de grande intensidade na área de estudo (Figura 16). Cabe destacar o valor de precipitação de 60,4 mm no dia 07/01/2016 e 100,8 mm no dia 22/01/2016, eventos de maior intensidade e de curta duração que contribuíram para o maior escoamento superficial na área. Menezes et al. (2007), com base na série histórica de precipitação entre os anos de 1960 a 1990 relata que o valor médio máximo de precipitação é registrado para o mês de março no município, fato não observado neste período de estudos. Estes autores concluem, ao estudar a bacia do riacho Mulungu, em Belém de São Francisco – PE, que as chuvas ocorrem de forma concentrada entre os meses de janeiro a abril, e por neste período, encontrar os solos desnudos, contribuem com o carreamento de sedimentos para o leito do rio.

Figura 16 – Precipitação diária nos meses de janeiro e fevereiro de 2016, e precipitação mensal entre os meses de duração deste estudo de novembro/2015 a janeiro/2017. Belém de São Francisco – PE.



A irregularidade das chuvas, com eventos de precipitação mal distribuídos e concentradas em poucos meses do ano é uma característica para o semiárido nordestino (ALBUQUERQUE et al., 2001). Albuquerque et al. (2005), relata que os maiores valores de erosividade e precipitação média, para o período avaliado entre os anos de 1983 a 1990, no município de Sumé – PB, ocorrem nos meses de fevereiro, março e abril, que correspondem a 53 e 79% respectivamente. Na área desta pesquisa em Belém de São Francisco – PE também observa essa tendência relatada pelos autores, com maior concentração das chuvas em poucos meses. Analisando o período deste experimento em campo, entre os meses de novembro/2015 a janeiro/2017 (15 meses choveu um total de 481 mm), com 65,9% deste volume concentrado entre os meses de janeiro, fevereiro, março e abril (Figura 16).

A concentração das chuvas em poucos meses, em eventos de precipitação isolados de maiores intensidades e de curta duração torna este período crítico, com maior potencial de erosão do solo, devendo ser adotadas medidas preventivas de manejo (ALBUQUERQUE et al., 2001, ALBUQUERQUE et al., 2005).

Considerando o tipo de solo na área deste estudo, classificado como Neossolo Flúvico, as condições de intenso uso e manejo errado empregado nas práticas agrícolas e pecuárias contribuíram de forma acentuada para a degradação destes solos as margens do rio São Francisco. Menezes et al. (2007), estudando a bacia do riacho Mulungu, em Belém de São Francisco (PE) argumentou que em função da sua posição de ocorrência no relevo, os Neossolos Flúvicos são pouco susceptíveis ao processo erosivo. Estes autores, porém registram que essas áreas são usadas para agricultura e pecuária extensiva. Estes usos do solo podem gerar graves processos erosivos quando não tomadas ações de manejo do solo, e respeitado a sua capacidade suporte.

De forma contrária, Dias; Silva (2015), estudando o risco de erosão dos solos para o município de Lucena (PB), encontrou que os Neossolos Flúvicos, foram os solos com maior fator de erodibilidade para esta região. O fator erodibilidade do solo (fator K) é um parâmetro que reflete a susceptibilidade do solo aos processos erosivos. Rios (2011), estudando os Neossolos Flúvicos eutróficos, das margens do Córrego do Coxo em Jacobina (BA), caracterizou este solo como muito profundos em baixas declividades, com estrutura moderada, com textura franco-arenosa a franco-argilo-arenosa, características essas que, proporcionam alta infiltração e baixo escoamento superficial. Neste solo de baixo risco a erosão, quando em condições naturais com a

cobertura vegetal, a atuação da agropecuária transformou compartimentos com baixa e média vulnerabilidade, em compartimentos com maior tendência para a atuação da morfogênese, principalmente de processos erosivos.

Na recuperação de áreas degradadas as ações de manejo podem evitar que ocorra a perda de solo, por processos erosivos, com adoção de estratégias simples para diminuir o escoamento superficial da água da chuva sobre o solo. Nesse sentido, Santos et al. (2007), ao avaliar a perda de solos, em Neossolos Flúvicos no semiárido de Pernambuco, demonstraram que simples ações como, o uso de cobertura morta, reduz de forma significativa as perdas de solo e conseqüentemente diminui a perda de nutrientes, como potássio e o carbono orgânico do solo. Estes autores compararam cultivo de feijão, tradicionalmente plantados na região semiárida, com e sem a adoção de práticas conservacionistas e compararam com área com cobertura de vegetação nativa. As menores perdas de carbono foram aquelas que possuíam as maiores percentagens de cobertura vegetal, 100% e 93,5%, para as condições de cobertura natural e cobertura morta, respectivamente.

3.4. Custos de construção das obras

Para implantação em campo das duas técnicas avaliadas no trecho de 40 metros lineares de margem de rio, os maiores custos estão na mão-de-obra horas/homens (Tabela 3). A mão de obra responde por 52% do custo total da construção das obras.

Como os materiais construtivos (madeiras, estacas, galharias) foram obtidos no próprio local sem custos direto para sua aquisição, o custo de materiais para a implantação desta técnica tornou se irrisório, representando 3% do total.

De acordo com Antão (2012), a necessidade de muitos ramos e a demorada preparação da técnica, que requer um esforço de trabalho (horas/homem) muito alto, torna se a principal desvantagem e aumenta o custo operacional destas obras. Este autor registra um custo de 60 a 140 Euros por metro linear de estrutura, com base em dados de trabalhos fora do País, principalmente na Europa, pela falta de dados em território nacional. Esse valor convertido a moeda local (Real), com base na cotação do Euro no mês de maio/2017 (1 Euro = R\$ 3,6447 reais) representa um custo entre R\$ 218,68 a R\$ 510,26 reais por metro linear de obra.

Tabela 3. Custos para implantação das obras Esteira viva e Trança viva na área de estudo em Belém de São Francisco – PE.

Custos com serviços				
Atividade	Quantidade	Unidade	Custo/hora (R\$)	Custo total (R\$)
Retirada de varas	16	Horas/Homens	R\$ 5,00	R\$ 80,00
Transporte até a área	4	Horas/máquina	R\$ 60,00	R\$ 240,00
Remodelagem do talude	4	Horas/Homens	R\$ 5,00	R\$ 20,00
Confecção da Esteira Viva	24	Horas/Homens	R\$ 5,00	R\$ 120,00
Confecção da trança viva	8	Horas/Homens	R\$ 5,00	R\$ 40,00
Custos com materiais				
Materiais	Quantidade	Unidade	Custo Unitário (R\$)	Custo total (R\$)
Grampo de cerca	1	Kg	R\$ 12,00	R\$ 12,00
Arame liso	10	metro	R\$ 0,50	R\$ 5,00
Corda de sisal	10	metro	R\$ 0,10	R\$ 1,00
Custo total				R\$ 518,00
Custo/ metro linear de obra				R\$ 12,95

Os valores para construção de biotécnicas deve ser ponderados para cada região e localidade, visto a alta variabilidade de preços e condições para aquisição dos insumos necessários a implantação da técnica. Antão (2012), sintetiza que os fatores construtivos variam enormemente, destacando que tem maiores implicações nos custos, como: a acessibilidade, o acesso a pedra do local, condições do solo, acesso a vegetação autóctone, possibilidade de uso de maquinaria pesada, mão-de-obra com experiência e quantidades. Pelos motivos anteriormente mencionados, que levam a falta de dados para comparação dos custos, teve dificuldades de estabelecer uma relação com o custo de R\$ 12,95 reais registrado neste estudo. Entretanto, pode-se considerar esse valor baixo no contexto de custos na restauração ecológica de áreas degradadas.

4. CONCLUSÕES

A implantação das obras de bioengenharia, testadas neste estudo, a Esteira viva e Trança viva às margens do rio São Francisco, tiveram efeito positivo na redução da erosão do solo nos trechos com intervenção.

As áreas de margens de ilhas, no leito do rio São Francisco, com solo exposto e sem cobertura vegetal contribuem como fonte de sedimentos para assoreamento da calha do rio, em média com 8,3 toneladas por hectare.

O manejo do solo, com a manutenção da cobertura morta sobre o solo, é de fundamental importância para minimizar as perdas de solo via escoamento superficial da chuva. Deve ser evitada a prática de queima dos restos vegetais sobre o solo, como limpeza da área, pratica ainda muito comum, observada nas ilhas desta região.

O estrato herbáceo que promove uma rápida cobertura do solo, logo após a intervenção, por meio do banco de sementes deve ser melhor estudado para a seleção de espécies herbáceas nativas da caatinga com potencial para recobrimento do solo.

A utilização das estacas da espécie Capa-bode (*Bauhinia pentandra*) em obras de bioengenharia devem ser testadas em outros experimentos em campo, para validar os resultados observados neste estudo.

Os custos de implantação destas obras podem ser considerados baixos frente as intervenções tradicionais da engenharia civil para estabilização de taludes e controle de erosão.

5. REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A.W. et al. Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.153 -160, 2005.

ALBUQUERQUE, A.W. et al. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvisol em Sumé-PB. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, p.121-128, 2001.

ANTÃO, C.F.N. **Seleção e dimensionamento de estruturas de proteção de margens de rios. Aplicações Práticas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Departamento de Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 130p. 2012.

ASSIS, J.M.O. et al. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco – PE, nos anos de 1985 e 2010. **Revista Brasileira de Geografia Física**, vol.07, n.05, 858-869. 2014.

AZAMBUJA, R.N. **Dinâmica superficial em uma bacia de drenagem semiárida: um estudo de caso da bacia do riacho Salgado-PE**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 247 f.: il. 2012.

CAVAILLÉ, P. et al. Functional and taxonomic plant diversity for riverbank protection works: Bioengineering techniques close to natural banks and beyond hard engineering. **Journal of Environmental Management**, v.151. 2015.

COSTA, T.C.C. et al. Análise da degradação da caatinga no núcleo de desertificação do Seridó (RN/PB). **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.13, p.961–974, 2009.

DIAS, E.R.; SILVA, R. M. Estimativa do risco à erosão do solo no município de Lucena – Paraíba. **Caminhos de Geografia Uberlândia**, v. 16, n. 54. 2015.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água**. 2º Ed. Porto Alegre: EST, 189p. 2012.

FERNANDES, J. P.; FREITAS, A.R.M. **Introdução a engenharia natural**. Volume II. Universidade de Évora (ICAAM), APENA. 2011.

FERREIRA et al 2011. As áreas ciliares na região do baixo rio São Francisco: processo de ocupação e sua recuperação. Capítulo 4. In: Lucas & AGUIAR Netto, 2011. Antonio Tadeu Lucas. Antenor de Oliveira Aguiar Netto (organizadores). **Águas do São Francisco**. São Cristóvão: Editora UFS, 2011. 312 p ISBN. 978-85-7822-188-

HOLANDA, F.S.R. et al. Crescimento inicial de espécies florestais na recomposição da mata ciliar em taludes submetidos à técnica da bioengenharia de solos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 157-166, jan.-mar., 2010.

HOLANDA, F.S.R.; ROCHA, I.P. DA.; OLIVEIRA, V.S. Estabilização de taludes marginais com técnicas de bioengenharia de solos no Baixo São Francisco. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.12, n.6, p.570–575, 2008.

LAVAINÉ, C.; EVETTE, A.; GAY, H.P. European Tamaricaceae in Bioengineering on Dry Soils. *Environmental Management* (2015) 56:221–232

MARTINS, M. V. **Leguminosas arbustivas e arbóreas de fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista**. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2009.

MASTELLA, A.D.F. **Recuperação experimental de um trecho de curso de água com técnicas de engenharia natural**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal de Santa Maria. 79p. 2012.

MENEZES, J. B. et al. Índice de vulnerabilidade à erosão para uma bacia na mesorregião do São Francisco Pernambucano, a partir das relações entre morfogênese e pedogênese. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, ano 8, n. 2, p. 45-56, 2007.

PEREZ-MARIN, A. M. et al. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcerias Estratégicas**, v.17, n.34, p.87-106, 2012.

RAUCH, H.P.; SUTILI, F.; HÖRBINGER, S. Installation of a Riparian Forest by Means of Soil BioEngineering Techniques—Monitoring Results from a River Restoration Work in Southern Brazil. **Open Journal of Forestry**, Vol.4, No.2, 161-169. 2014.

Reflora. Nova Flora do Brasil. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublica> Acesso em: 11 jan. 2017.

RIBEIRO, L.F.; HOLANDA, F.S.R.; ARAÚJO FILHO, R.P.de. Revegetação das margens do rio Paramopama utilizando técnica de bioengenharia de solos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 26, n. 2, p. 31-40, abr.-jun., 2013.

RIOS, M.L. **Vulnerabilidade à erosão nos compartimentos morfopedológicos da microbacia do córrego do Coxo / Jacobina-BA**. Dissertação (mestrado) IGC/UFMG. 2011.

SALCEDO, I.H. & SAMPAIO, E.V.S.B. Matéria orgânica do solo no bioma caatinga. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO, F.A.O., eds. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, p.419-441. 2008.

SANTOS, T.E.M. et al. Perdas de carbono orgânico, potássio e solo em Neossolo Flúvico sob diferentes sistemas de manejo no semi-árido. **Rev. Bras. Ciênc. Agrár.**, Recife, v.2, n.2, p.143-149, 2007.

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, M. do S. B. Desertificação no Nordeste do Brasil. In. **Anais... CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**. Recife. Palestra... CD-ROM. Recife: UFPE/SBCS, 2005.

SUTILI, F. J. **Bioengenharia de solos no âmbito fluvial do sul do Brasil: espécies aptas, suas propriedades vegetativo-mecânicas e emprego na prática**. 2007. 95 f. Tese (Instituto de Bioengenharia de Solos e Planejamento da Paisagem) - Universidade Rural de Viena, Viena-Áustria, 2007.

SUZUKI, L.E.A.S. et al. Desenvolvimento de calha coletora para avaliação da perda de solo por erosão hídrica na bacia do rio dourado, encosta basáltica do planalto gaúcho. In: **Anais... XVIII Reunião Brasileira de Manejo e conservação do Solo e da Água**. Teresina. 4p. CD-ROM. 2010.

TOZZI, A.M.G.A. Parte integrante da Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, vol. 8. ISBN 978-85-7523-059-6. Caesalpinioideae In: Wanderley, M.G.L. et al. (eds.) Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo. Instituto de Botânica, São Paulo, vol. 8, pp: 22-83. 2016.

VAZ, A. M. S.F.; TOZZI, A. M.G.A. Sinopse de Bauhinia sect. Pauletia (Cav.) DC. (Leguminosae: Caesalpinioideae: Cercideae) no Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, V.28, n.3, p.477-491, jul.-set. 2005.

APÊNDICES

Apêndice 1 – Quadro de ANOVA para a variável perda de solo, com os dados em Kg para as parcelas de perda de solo nos tratamentos (solo exposto e coberto). Belém de São Francisco – PE.

FV	GL	SQ	QM	F
Tratamentos	1	1881,78	188878237	17,3243**
Resíduo	10	1086,21	108,62093	
Total	11	2967,99		

** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < .01$)

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A prática da restauração ecológica, com a efetiva implantação de ações em campo, ancora-se em princípios ecológicos, conhecimentos de solo, flora e fauna, com suas diversas e complexas interações, balizando a tomada de ações. Nesse sentido, os diversos trabalhos científicos integrados sobre solos, vegetação, fauna e ecologia da caatinga tem grande potencial de contribuir com a ciência e prática da Ecologia da Restauração. Haja visto que, o arcabouço técnico e legal, para a restauração das áreas degradadas da caatinga ainda é incipiente.

A conjuntura atual, das propriedades rurais no Sertão Pernambucano, quanto a conservação dos recursos naturais, é notório e público o passivo ambiental em função do mau uso de seus recursos. Parte das áreas de matas ciliares da bacia do rio São Francisco, na região deste estudo, encontram-se degradadas, com perda da fisionomia florestal e de seus serviços ecossistêmicos. O problema de conservação destas áreas foi agravado quando espécies exóticas foram introduzidas e com o tempo as suas populações saíram do controle e colocaram uma forte pressão competitiva com a flora nativa.

A visão integrada dos processos ecossistêmicos que favorecem a restauração ecológica de áreas degradadas é fator chave para o sucesso na implantação e condução das ações em campo. Neste sentido, esta pesquisa nos capítulos 1 e 2 ancorou-se na visão ecológica e funcional de ecossistema para subsidiar as ações de restauração, ao buscar o entendimento de processos ecológicos como:

- i) A composição florística e densidade da chuva de sementes e os seu principais vetores de dispersão, compreendendo a participação e importância da avifauna para área de mata ciliar do rio São Francisco;
- ii) A diversidade de aves nas áreas degradadas deste trecho de mata ciliar e suas interações com a vegetação local e estruturas (tipos, formas e preferências de poleiros) que facilitem a permanência destes animais nas áreas em restauração;
- iii) A composição e estrutura do banco de sementes em áreas ciliares degradadas da caatinga, com foco no potencial de uso deste banco na indução da regeneração natural para a restauração;

- iv) O efeito da invasão biológica de espécies exóticas, em especial da Algaroba (*Prosopis juliflora*), sobre a composição e funcionamento destes processos ecológicos de banco e chuva de sementes e sobre a comunidade de avifauna local;

Entender os processos ecológicos de chuva de sementes e banco de sementes do solo nos ambientes da mata ciliar colonizados por Algaroba irá contribuir com a implantação e avaliação de técnicas de restauração ecológica. Visto a expansão de áreas ciliares degradadas na caatinga, nestas condições, torna se necessária e urgente pesquisas como esta.

As variações ambientais locais, em escala de microhabitat, tem efeitos sobre os processos ecológicos. A presença de variações topográficas, de solos, pulsos de inundação ao longo das margens dos rios, geram gradientes ambientais em escala local, tornando a comunidade vegetal diferenciada, mesmo em áreas próximas. Fato observado, nesta pesquisa, para o banco de sementes dentro do gradiente de umidade e textura de solo, na encosta à margem do rio.

A comunidade da avifauna que frequenta essas áreas tem papel crucial na revegetação destes espaços promovendo interações ecológicas com as espécies da flora local e regional. As aves irão incrementar a chuva de sementes, pela dispersão ornitocórica, com a chegada de sementes de espécies nativas, de diferentes formas de vida, alóctones á área em restauração aumentando a diversidade de espécies.

Com base nos principais resultados sobre os processos ecológicos de chuva e banco de sementes, que evidenciaram para os trechos de matas ciliares estudados na região do Sertão de Pernambuco, uma baixa diversidade florística de espécies nativas do componente arbustivo-arbóreo, tornou se assertiva a proposta de intervenção de regeneração artificial com plantio de mudas de espécies nativas deste bioma (Capítulo 4).

As ações de restauração com, o objetivo de formar uma fisionomia florestal nas áreas ciliares, passa por seleção de espécies resilientes as condições de seca no semiárido nordestino. O que possibilita maior sobrevivência e desempenho inicial das espécies. Espécies com bom estabelecimento e rápido crescimento na fase de implantação (1º e 2º ano após plantio) favorecem o recobrimento do solo e potencializam as interações com a avifauna local, ao servirem de poleiros vivos.

Os resultados para as espécies Jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*), Capa-bode (*Bauhinia pentandra*), Craibeira (*Tabebuia aurea*), Pau-ferro (*Libidibia ferrea*), Trapiá (*Crateva tapia*) e Catingueira (*Poincianella pyramidalis*) para a região deste estudo mostrou a capacidade de uso destas espécies na etapa inicial de restauração, mas com taxas de sobrevivências baixas, para anos com menor volume de precipitação (Capítulo 4). Deve ser planejado o uso de irrigação complementar em períodos de seca, desde que haja viabilidade, para garantir o pegamento das mudas nos primeiros meses após plantio. Os custos de irrigação inicial poderiam ser compensados com a redução da mortalidade das mudas e consequentemente menor porcentagem de replantio.

O retorno da cobertura florestal na área de mata ciliar em restauração minimizará a perda de solo por processos erosivos, pois nesta região devido ao intenso usos dos solos destas áreas, levou historicamente ao abandono de inúmeras áreas de solos degradados e desnudos, fontes de sedimentos carregados para o leito do rio São Francisco. Na busca de solução a este problema de erosão dos solos as margens de rios, as técnicas de bioengenharia se prestam a restauração ecológica destes trechos, sendo importante ferramentas a serem implantadas para a região desta pesquisa (Capítulo 3 e 5).

A prospecção de espécies arbustivo-arbóreas da caatinga com potencial de uso nas técnicas de bioengenharia contribuiu para o melhor conhecimento ecológico e silvicultural de algumas espécies deste bioma (Capítulo 3). A exemplo, para a propagação vegetativa das espécies Besouro (*Senna splendida*), Canafistula-de-boi (*Albizia inundata*) e Capa-bode (*Bauhinia pentandra*), que até então, não existia referencias de pesquisas anteriores para estas espécies sobre o tema. A produção de mudas e propagação das espécies por meio assexuada, com o uso de estacas, pode ser uma importante características para a restauração ecológica, via técnicas de bioengenharia. Visto a alta diversidade de espécies na caatinga, os estudos de desempenho silvicultural e ecológico, e da aptidão biotécnica de espécies herbáceas, arbustivo-arbóreas da caatinga para uso na bioengenharia tornam se essencial e necessária.

As obras executadas mostraram se eficientes na parte física para cessar ou minimizar os processos erosivos nas áreas (Capítulo 5). A biotécnica Esteira viva tem efeito direto na cobertura do solo interrompendo de imediato os impactos das gotas da chuva sobre o solo, evitando a erosão por salpicamento e minizando o escoamento

superficial. Entretanto, o seu componente ecológico, por meio da regeneração artificial de novas plantas e suas interações com outros componentes do ecossistema carecem de novas pesquisas, visto os resultados negativos de pegamento para a espécie testada nas obras instaladas nesta pesquisa.

A restauração ecológica de áreas degradadas na caatinga deve avançar dentro da proposição de técnicas e seleção de espécies mais adaptadas para sua realidade, com foco nos processos e serviços ecológicos de manutenção da integridade dos ecossistemas. Entretanto, a ação de restauração de áreas degradadas na caatinga, não será tarefa fácil de implantação. As lacunas técnicas, associadas a falta de interesse e de recursos financeiros dos proprietários de terras, bem como, na ausência de políticas e recursos públicas, limitam o seu avanço.

Uma forma de gerar recursos e promover indiretamente a restauração na região deste estudo, passa pelo manejo dos algarobais. Esta espécie apresenta grande potencial silvicultural e econômico aos moradores da região. Desta forma, permitir o corte das algarobas para produção de carvão e estimular a catação das suas vargens, para alimentação de rebanhos. Estas atividades despertam interesse imediato na população local, já são praticadas e podem ajudar a controlar a expansão desta espécie nas áreas. Porém, estas ações devem ser executadas com base em planejamento técnico que minimizem os danos e riscos ambientais. Assim como, os rebanhos de caprinos e ovinos alimentados com as vargens de algaroba deveram ficar restritos a área cercada, fora das áreas de preservação permante, como as matas ciliares.