



Revista Brasileira de Ciências Agrárias

ISSN: 1981-1160

agrarias.prppg@ufrpe.br

Universidade Federal Rural de

Pernambuco

Brasil

Queiroga de Sousa, Flaubert; Alves de Andrade, Leonaldo; Rodrigues Forte Xavier,
Klerton
Cryptostegia madagascariensis Bojer ex Decne.: impactos sobre a regeneração natural
em fragmentos de caatinga
Revista Brasileira de Ciências Agrárias, vol. 11, núm. 1, 2016, pp. 39-45
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Pernambuco, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=119045655007>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica

Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal

Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

***Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.: impactos sobre a regeneração natural em fragmentos de caatinga**

Flaubert Queiroga de Sousa¹, Leonaldo Alves de Andrade¹, Klerton Rodrigues Forte Xavier¹

¹ Universidade Federal da Paraíba, Centro de Ciências Agrárias - Campus III, Campus Universitário, Cidade Universitária, CEP 58397-000, Areia-PB, Brasil. E-mail: fqagronomo@gmail.com; landrade@cca.ufpb.br; klertonxavier@hotmail.com

RESUMO

Espécies exóticas invasoras causam modificações desfavoráveis em comunidades vegetais onde se estabelecem, levando as áreas invadidas a uma condição ecologicamente inferior, com perda de biodiversidade no nível de espécies e de diversos processos ecológicos. Baseado nesta constatação, a pesquisa objetivou identificar os impactos causados sobre a regeneração natural em fragmentos de caatinga invadido por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. Foram selecionadas três áreas de investigação, sendo denominadas de Ambiente I - área invadida, Ambiente II - área de transição entre o I e o III e o Ambiente III - área não invadida. Para o inventário dessas áreas foi empregado o método de amostragem por pontos (Método dos Quadrantes), sendo considerados regenerantes os indivíduos com diâmetro ao nível do solo (DNS) inferior a 3 cm, independente da altura. Para a avaliação da estrutura foram analisados os parâmetros fitossociológicos convencionais, além dos índices de Diversidade, de Equabilidade e de Impacto Ambiental de Exóticas (IIAE). No Ambiente I, a abundância da espécie invasora interferiu negativamente no processo de sucessão ecológica, impedindo o estabelecimento de muitas espécies autóctones, o que pode ser observado pelos parâmetros avaliados.

Palavras-chave: área invadida, espécie exótica, semiárido

***Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.: impacts on natural regeneration in fragments of caatinga**

ABSTRACT

Invasive exotic species cause adverse changes in vegetal communities where they are established, leading the invaded areas to a lower ecological condition, with the loss of the biodiversity at the species and several ecological processes level. Based upon this finding, this research aimed to identify the impacts caused on the natural regeneration in remaining of caatinga invaded by *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.. Three investigation areas were selected for the arrangement of this article, they were named by: Ambience I - infested area, Ambience II - the transition between areas I and III and the Ambience III - not infested area. For the inventory of the areas we employed the method of sampling points - Methods of Quadrants - being considered regenerant individuals with diameter at ground level (DNS) of less than 3 cm, regardless of height. Conventional phytosociological parameters were analyzed on the evaluation of the structure, beyond the diversity indices, of Equitability and Environmental Impact Exotic (IIAE). At the Ambience I, the abundance of invasive species has been performing negative effect on the ecological succession process, keeping the establishment of many native species, as it can be noticed by the evaluated parameters.

Key words: invaded area, exotic species, semiarid

Introdução

Espécies exóticas invasoras se caracterizam por sua relação negativa e consequente impacto sobre os componentes dos sítios invadidos, pois uma vez introduzidos em um novo ambiente, estabelecem-se e passam a desenvolver populações autorregenerativas a ponto de ocupar o espaço de espécies nativas e proporcionar alterações nos processos ecológicos naturais, tendendo a se tornarem dominantes, causando impactos negativos imensuráveis sobre os diferentes níveis bióticos existentes nos ecossistemas (Vilã et al., 2011; Leão et al., 2011).

Inúmeras espécies exóticas invasoras de diferentes hábitos de crescimento são encontradas estabelecidas nas diferentes formações vegetais do mundo. Vilã et al. (2011), em uma meta-análise global de 199 artigos, nos quais contabilizaram 135 taxas invasores, observaram que os impactos ecológicos decorrentes das invasões em comunidades e ecossistemas foram significantes e que o principal dano ocorreu sobre a redução da abundância e da diversidade das comunidades atingidas.

No Brasil o problema de contaminação biológica atinge, pelo menos, 103 Unidades de Conservação (Zenni & Ziller, 2011). Na região Nordeste do Brasil também é constatada a ocorrência de várias espécies exóticas introduzidas nos diversos ecossistemas de caatinga. Zenni & Ziller (2011), observaram que, das 117 espécies de plantas exóticas invasoras catalogadas em todos os biomas, 34 são de ocorrência na Savana Estépica. Leão et al. (2011), constataram um elevado número de espécies exóticas invasoras na região Nordeste, sendo 51 espécies de plantas distribuídas em diversos hábitos de crescimento.

Andrade (2013), em estudos sobre a invasão por espécies exóticas terrestres em ecossistemas de caatinga, identificou várias: *Prosopis juliflora* (Sw.) DC., *Sesbania virgata* L., *Sporobolus indicus* L., *Parkinsonia aculeata* L., e *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne., tendo algumas apresentado grande capacidade de causar danos sobre a vegetação onde elas se estabelecem, principalmente, sobre a fitodiversidade autóctone dos ecossistemas atingidos. Esta última, *C. madagascariensis*, pertencente à família Apocynaceae (Vieira et al., 2004), originária da ilha de Madagascar, na África (Klackenber, 2001; Kriticos et al., 2003), e popularmente conhecida na região como viúva negra, unha-de-cão ou trepadeira, tem causando sérios danos à vegetação das matas ciliares da caatinga cearense, competindo com as espécies autóctones e, principalmente, com a carnaubeira [*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore], matando-a por sombreamento já que a mesma desenvolve ramos trepadores, com grande produção de biomassa, que impedem a passagem de luz, provocando a morte dos espécimes atingidos.

Portanto, observa-se que o estabelecimento de uma espécie exótica invasora como *Cryptostegia madagascariensis* causa modificações desfavoráveis ao meio ambiente, e uma dessas modificações ocorre no processo de regeneração natural, onde os contaminantes biológicos tendem a se multiplicar e a se disseminar rapidamente, dificultando a autorregeneração das espécies nativas presente nos ecossistemas, levando as áreas invadidas a uma condição ecologicamente inferior, com

perda de biodiversidade no nível de espécies e de processos ecológicos (Marchante et al., 2008; Rascher et al., 2011).

Dessa forma, o conhecimento do potencial de regeneração natural em uma área invadida torna-se de fundamental importância para se conhecer os impactos ocasionados pela espécie invasora e, ao mesmo tempo, proporciona o levantamento de informações que possam colaborar para a formulação de estratégias de conservação e manejo dos sítios invadidos. A partir do exposto, o presente estudo objetivou avaliar a regeneração natural em fragmentos de caatinga invadido por *C. madagascariensis* no município de Ibaretama, estado do Ceará.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em um remanescente de caatinga, localizado na Fazenda Triunfo, situada no município de Ibaretama, estado do Ceará, com coordenadas geográficas 4° 44' 10" S e 38° 45' 02" W e altitude média de 109 m. Segundo a classificação de Köppen o clima da região é caracterizado como BShw' (tropical quente semiárido), com precipitação pluviométrica média anual de 838,1 mm e temperatura média entre 26 e 28 °C. A área tem topografia suave ondulada, os solos são classificados como Litólicos, Planossolo Solódico e Podzólico Vermelho-Amarelo e a vegetação predominante é composta por Caatinga Arbustiva Densa e Floresta Caducifolia Espinhosa (Funceme, 2013).

Para avaliar os impactos causados por *C. madagascariensis* sobre a regeneração natural autóctone da caatinga, foram selecionadas três áreas, denominadas Ambientes:

- Ambiente I (área invadida): área com aproximadamente 20 ha inventariados com forte presença da invasora *Cryptostegia madagascariensis*. Segundo informações do proprietário da fazenda, a área sofreu o último corte raso há mais de quatro anos, onde, a partir daí, se observou um rápido estabelecimento da invasora;

- Ambiente II (área de transição entre os Ambientes I e III): área com aproximadamente 15 ha inventariados, abrange a margem direita da vegetação ciliar do rio que corta a fazenda. Este ambiente é caracterizado por apresentar indivíduos da invasora entremeados à vegetação nativa, mas sem caracterizar-se como área invadida, devido a baixa densidade de indivíduos. Segundo o proprietário, essa área sofreu cortes esporádicos e também foi usada para pecuária extensiva;

- Ambiente III (área não invadida): área de caatinga relativamente bem conservada, com aproximadamente 10 ha inventariados, abrange a margem esquerda da vegetação ciliar do rio. Há também a presença esporádica da espécie invasora, porém em um número muito reduzidos de indivíduos em relação aos demais ambientes. A área é caracterizada por não sofrer cortes para extração de lenha e também por não ser observada a prática do pastejo.

Procedimento metodológico

No levantamento florístico-estrutural foi utilizado o método de amostragem por pontos - Método dos Quadrantes (Cottam & Curtis, 1956; Muller-Dombois & Elleberg, 1974). As

unidades amostrais foram plotadas aleatoriamente, sendo 130 pontos amostrais por Ambiente. Em cada quadrante alocado foram amostrados quatro indivíduos arbustivos e/ou arbóreos mais próximos ao ponto. Os indivíduos foram considerados como regenerantes quando apresentavam diâmetro, ao nível do solo (DNS), inferior a 3 cm, independente da altura (Rodal et al., 2013). O diâmetro dos indivíduos inventariados foi tomado utilizando-se uma suta dendrométrica e a altura estimada em metros (ao nível do solo ao ápice da copa).

A estrutura da regeneração natural foi calculada por meio dos parâmetros fitossociológicos convencionais: os valores absolutos e relativos de densidade, frequência e classes de tamanho da regeneração natural, e o Índice de Regeneração Natural (Müller-Dumbois & Ellemberg, 1974; Mateucci & Colma, 1982).

A diversidade e a equabilidade foram calculadas pelos Índices de Shannon-Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949) e de Pielou (Odum, 1988), respectivamente. O impacto da espécie exótica sobre a comunidade estudada foi analisado por meio do índice de impacto ambiental de exóticas, efetuado a partir do cálculo do coeficiente do impacto ambiental (Reaser et al., 2007).

A lista florística foi organizada de acordo com o Sistema APG III (2009) para famílias, disponível na base de dados Tropicos® (2012) do *Missouri Botanical Garden, Saint Louis, Missouri, USA* e a lista dos autores das espécies segundo Brummitt & Powell (1992). As análises estruturais foram realizadas utilizando-se do *Software* Mata Nativa 2® (Cientec, 2002).

Resultados e Discussão

Foram inventariados 1.560 indivíduos pertencentes a 18 famílias, 29 gêneros e 37 espécies, dos quais 28 foram identificados em nível de espécie, seis até o nível de gênero, dois até o nível família e duas ficaram indeterminados (Tabela 1).

A distribuição taxonômica (Tabela 2) demonstrou diminuição dos regenerantes na área invadida, onde o número de famílias e gêneros sofreu redução em torno de 56% e 52%, respectivamente, e o número de espécies diminuiu em 60%. Essa drástica redução em riqueza de espécies observada para a área invadida, quando comparado com as demais áreas estudadas, também pode ser evidenciado em estudos que objetivaram conhecer os impactos ocasionados por outras espécies invasoras (Pegado et al., 2006; Andrade et al., 2009, 2010; Rascher et al., 2011; Souza et al., 2011, 2012).

A comunidade vegetal amostrada no Ambiente I (área invadida) apresentou uma distância média indivíduo-ponto de 3,25 m, correspondendo a uma densidade total de 921 ind ha⁻¹. Já os indivíduos amostrados no Ambiente II apresentaram uma distância média indivíduo-ponto de 0,63 m, correspondendo a uma densidade total de 25.157 ind ha⁻¹. Enquanto no Ambiente III, a distância média indivíduo-ponto foi de 1,26 m, correspondendo a uma densidade total de 6.006 ind ha⁻¹ (Tabela 3).

O Ambiente I proporcionou uma distância média entre o ponto central do quadrante e o indivíduo mais próximo maior

Tabela 1. Famílias e espécies botânicas amostradas nos ambientes estudados, município de Ibaratama, Ceará, Brasil

Família/Espécie	Nome vulgar	Ambientes		
		I	II	III
APOCYNACEAE				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro	X	X	X
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne	Unha-do-cão	X	X	X
ARECACEAE				
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H. E. Moore	Carnaúba	X	X	X
BIGNONIACEAE				
Indeterminada	Cipó branco			X
BORAGINACEAE				
<i>Auxemma oncocalyx</i> (Allemao) Baill.	Pau-branco	X	X	X
BURSERACEAE				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillet	Imburana			X
CACTACEAE				
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	Mandacaru	X	X	X
CAPPARACEAE				
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	Feijão brabo	X	X	X
COMBRETACEAE				
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	Mufumbo	X	X	X
EUPHORBIACEAE				
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	X	X	X
<i>Croton campestris</i> A. St. Hil.	Velame	X	X	X
<i>Croton</i> sp.	Quebra-faca			X
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão-bravo	X	X	X
Indeterminado 2	Açoita-cavalo		X	
FABACEAE – CAESALPINIOIDEAE				
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó		X	X
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart.) L.P. Queiroz	Pau-ferro		X	
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Turco	X		
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	Catingueira	X	X	X
FABACEAE – FABOIDEAE				
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungú	X	X	X
FABACEAE – MIMOSOIDEAE				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico		X	X
<i>Calliandra spinosa</i> Ducke	Marizeira	X	X	X
<i>Chloroleucon</i> sp.	Arapiraca		X	
<i>Chloroleucon</i> sp.	Saia-velha		X	X
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Sabiá		X	X
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir.	Jurema-preta	X	X	X
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema-branca		X	X
<i>Senegalia</i> sp.	Calumbi			X
HYDROPHYLLACEAE				
<i>Hydrolea spinosa</i> L.	Melosa		X	
MALPIGHIACEAE				
<i>Amorimia rigida</i> (A. Juss.) W.R. Anderson	Tingui		X	X
MALVACEAE				
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba		X	X
OLACACEAE				
<i>Ximenia americana</i> (Aubl.) Engl.	Ameixa			X
PHYTOLACCACEAE				
<i>Petiveria alliacea</i> L.	Tipi		X	
POLYGONACEAE				
<i>Triplaris</i> sp.	Cuaçu			X
RHAMNACEAE				
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro		X	X
SAPINDACEAE				
<i>Sapindus saponária</i> L.	Sabonete			X
INDETERMINADA				
Indeterminada 3	Pulga-de-leite		X	X
Indeterminada 4	João-mole		X	X

Tabela 2. Distribuição taxonômica dos Ambientes I (área invadida), II (área de transição entre os ambientes I e o III) e III (área não invadida)

Ambientes	Família	Gênero	Espécie
I	8	14	15
II	12	23	29
III	16	25	31

que os dos demais Ambientes (II e III), indicando que o grau de perturbação, bem como os danos originados pela invasora causaram danos à comunidade vegetal autóctone. Segundo

Moro & Martins (2011), comunidades florestais em baixa densidade e riqueza de espécimes, seja ocasionado por fatores naturais e/ou antrópicos, proporciona uma maior distância entre o ponto central do quadrante e o indivíduo mais próximo, quando se realiza a amostragem pelo método dos Quadrantes, em estudos fitossociológicos.

Na regeneração natural do Ambiente I, *Cryptostegia madagascariensis* foi quem apresentou o maior valor para este parâmetro (68,65%), sendo responsável por aproximadamente 74% dos indivíduos inventariados, correspondendo a uma densidade de 681 ind ha⁻¹ e frequência de 55,36%. As demais espécies presentes neste ambiente somaram apenas (31,35%) da regeneração natural, onde *Jatropha molíssima*, com 61 ind ha⁻¹; e *Croton campestris*, com 59 ind ha⁻¹ foram as segunda e terceira espécies com maior valor (7,82% e 7,72% respectivamente), em regeneração natural (Tabela 3).

Já nos Ambientes II e III, *Cryptostegia madagascariensis* foi responsável por 33,24% e 25,94% da regeneração natural; 51,58% e 62,21% a menos do verificado para o Ambiente I, respectivamente. A densidade da invasora no Ambiente II foi bastante alta (8.888 ind ha⁻¹), sendo mais alta que a densidade total do Ambiente III (6.006 ind ha⁻¹), que corresponde à área não invadida, onde, consequentemente, o valor de densidade da invasora diminuiu (1.582 ind ha⁻¹).

Com o nível de ocupação reduzido da invasora nos ambientes II e III, houve, por conseguinte, um aumento nos valores de regeneração natural das espécies com maiores importâncias amostradas nesses ambientes; como por exemplo, *Croton blanchetianus*, que apresentou regeneração de 1,80% para o Ambiente I, e de 18,49% e 23,67% para os Ambientes II e III, respectivamente. *Poincianella pyramidalis* apresentou 1,20% para o I, e para o II e III apresentou 5,72% e 8,63%, respectivamente. E, por último, *Capparis flexuosa*, que apresentou 3,64% para o I, e para os demais ambientes apresentou 10,57% e 8,73%, respectivamente. Dessa forma, o referido táxon invasor dominou com mais intensidade a área invadida (Ambiente I), reduzindo a capacidade de regeneração das espécies autóctones da comunidade atingida (Figura 1).

Esses valores demonstram o poder de competição dessa invasora, observando que o recrutamento de novos indivíduos das espécies nativas diminuiu de forma acentuada, o que foi constatado também por Souza (2012), em estudo de invasão por *Sesbania virgata* na caatinga, cujas espécies nativas somadas representaram apenas 26% da regeneração natural em áreas invadidas, e por Andrade et al. (2009) e Andrade et al. (2010), que também constatarem valores baixíssimos na regeneração natural de espécies nativas em áreas invadidas por *Prosopis juliflora*, 22% e 10%, respectivamente.

A diminuição no recrutamento das espécies autóctones, provavelmente deve-se à grande produção de biomassa da invasora junto ao seu hábito trepador, que causa a redução da intensidade luminosa, limitando a regeneração natural das nativas por competição (Andrade, 2013). Rascher et al. (2011) avaliando a regeneração natural em áreas de florestal e dunas invadidas por *Acacia longifolia* (Andrews) Willd. em Portugal, observou que o recrutamento de plantas nativas foi maior em áreas que se encontravam distantes da invasora, tendo as mais próximas das área invadidas apresentado menor diâmetro e densidade de indivíduos.

Outro fator preponderante para os altos índices de regeneração observados para a invasora se dá pela ausência de competidores e predadores que possam interromper seu estabelecimento e ocorrência de seu ciclo de vida. Segundo Bourscheid & Reis (2010), muitas das espécies exóticas invasoras apresentam vantagens competitivas com relação a espécies nativas, por fazerem menos interações com a comunidade local, ou seja, organismos introduzidos se espalham rapidamente no novo ambiente, porque neste não existem os predadores, patógenos e herbívoros, com os quais coevoluíram em seu hábitat de origem.

Os valores de diversidade pelo Índice de Shannon-Weiner (H') e Índice de Pielou (J') foram baixos para o Ambiente I (1,16 e 0,41, respectivamente) e maiores para as demais áreas (Amb. 2 = 2,28 e 0,65; Amb. 3 = 2,30 e 0,69). O Índice de Impacto Ambiental de Exóticas (IIAE) calculados foram -0,38, 0,38 e 0,46, para os ambientes I, II e III, respectivamente (Tabela 4).

Conforme os resultados da diversidade para a regeneração natural foi observado que a abundância da espécie invasora interferiu negativamente no processo de sucessão ecológica, impedindo o estabelecimento de muitas espécies autóctones. E isso ocorre, de acordo com Ziller & Zalba (2007), porque espécies invasoras competem severamente com as espécies nativas pelos recursos naturais do meio, diminuindo o aporte de novos propágulos.

Em um estudo de invasão por *P. juliflora* no Cariri Paraibano, foram constatados índices de diversidade e equabilidade bastante baixos para a regeneração natural da área invadida, 1,14 e 0,38, respectivamente (Pegado et al., 2006), corroborando os dados dos índices do presente estudo. Outros estudos, também desenvolvido na Paraíba e no Rio Grande do Norte, sobre os impactos da invasora *P. juliflora*, mostraram redução drástica na diversidade de espécies jovens em áreas invadidas. No Rio Grande do Norte, nas cidades de Carnaúbas dos Dantas e Acari, os valores foram de 0,16 e 0,79, respectivamente, na Paraíba foram de 0,42 e 0,12, nas cidades Cuité e Barra de Santa Rosa, respectivamente.

Os valores evidenciados acima indicam novamente que a área invadida encontra-se sob forte ocupação da invasora *C. madagascariensis*, pois, o índice do IIAE varia de -1 a 1 e quando o valor analisado é -1, implica que a área não possui plantas nativas e quando o valor analisado é 1, a área não possui plantas exóticas (Reaser et al., 2007). Portanto, os valores negativos para a área invadida indicam que a invasora causou alterações na estrutura florística e fitossociológica da comunidade estudada. Segundo Andrade et al. (2010), valores próximos de zero negativo já representam sérios problemas ambientais para as comunidades autóctones.

Em meio à problemática, também há o fator “ação humana”, que, na devastação da flora autóctone da área invadida, provavelmente ocasionou a abertura de caminhos para a espécie invasora *C. madagascariensis* se estabelecer, desencadeando vários impactos sobre a estrutura da comunidade, dentre eles, a inibição da regeneração das espécies nativas.

Portanto, a conservação e preservação dos diversos ecossistemas existentes são o principal meio de evitar e/ou reduzir o processo de invasão biológica por espécies exóticas. Todavia, quando essas espécies já se encontram em estágios avançados de proliferação em uma determinada área, é de fundamental

Tabela 3. Parâmetros estruturais das comunidades regenerantes estudadas no município de Ibaretama, Ceará, Brasil. Sendo: I = área invadida por *C. madagascariensis*; II = área de transição; III = área não invadida; FA - frequência absoluta; FR - frequência relativa; DA - densidade absoluta; DR - densidade relativa; CAT - classe absoluta de tamanho; CRT - classe relativa de tamanho; RNR - regeneração natural

Nome científico	FA	FR	DA	DR	CAT	CRT	RNR
Ambiente I							
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne.	93,00	55,36	681	74,06	132,64	76,52	68,65
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	18,00	10,72	61	6,74	10,39	5,99	7,82
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	10,00	5,95	29	3,24	2,98	1,72	3,64
<i>Croton blanchetianus</i> Wild.	5,00	2,98	11	1,25	2,02	1,17	1,80
<i>Calliandra spinosa</i> Ducke	3,00	1,79	9	1,00	2,45	1,41	1,40
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	4,00	2,38	11	1,25	1,60	0,92	1,52
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir.	3,00	1,79	9	1,00	0,58	0,33	1,04
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	3,00	1,79	6	0,75	1,84	1,06	1,20
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1,00	0,60	2	0,25	0,19	0,11	0,32
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	1,00	0,60	4	0,50	0,21	0,12	0,41
<i>Mimosa caesalpinhiifolia</i> Benth.	1,00	0,60	2	0,25	0,09	0,05	0,30
<i>Auxemma oncocalyx</i> (Allemão) Taub.	1,00	0,60	2	0,25	0,61	0,35	0,40
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	1,00	0,60	2	0,25	0,61	0,35	0,40
Ambiente II							
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne.	68,00	27,57	8.888	35,33	77,56	36,81	33,24
<i>Croton blanchetianus</i> Wild.	44,67	18,11	4.737	18,83	39,03	18,52	18,49
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	31,33	12,70	2.767	11,00	16,85	8,00	10,57
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	16,67	6,76	1.257	5,00	11,41	5,41	5,72
<i>Mimosa caesalpinhiifolia</i> Benth.	10,00	4,05	1006	4,00	9,72	4,61	4,22
Indeterminada 2	8,67	3,51	796	3,17	7,70	3,65	3,44
<i>Auxemma oncocalyx</i> (Allemão) Taub.	7,33	2,97	880	3,50	8,10	3,84	3,44
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	8,00	3,24	796	3,17	4,16	1,97	2,79
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H. E. Moore.	7,33	2,97	503	2,00	3,66	1,74	2,24
<i>Croton campestris</i> St. Hil	8,00	3,24	670	2,67	6,73	3,19	3,03
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	5,33	2,16	545	2,17	4,86	2,31	2,21
Indeterminada 3	4,00	1,62	335	1,33	3,12	1,48	1,48
<i>Calliandra spinosa</i> Ducke	2,67	1,08	251	1,00	3,01	1,43	1,17
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir	2,00	0,81	125	0,50	1,09	0,52	0,61
<i>Hydrolea spinosa</i> L.	3,33	1,35	251	1,00	1,82	0,86	1,07
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	2,00	0,81	167	0,67	1,17	0,56	0,68
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	2,00	0,81	125	0,50	1,51	0,72	0,68
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	1,33	0,54	83	0,33	0,77	0,37	0,41
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2,00	0,81	167	0,67	1,18	0,56	0,68
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	2,00	0,81	125	0,50	1,16	0,55	0,62
<i>Chloroleucon</i> sp.1	0,67	0,27	83	0,33	0,77	0,37	0,32
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	1,33	0,54	83	0,33	0,53	0,25	0,37
<i>Guazuma ulmifolia</i> L.	1,33	0,54	83	0,33	0,77	0,37	0,41
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tull.) L.P. Queiroz	0,67	0,27	41	0,17	0,50	0,24	0,23
<i>Chloroleucon</i> sp.2	0,67	0,27	41	0,17	0,50	0,24	0,23
<i>Amorimia rigida</i> (A. Juss.) W.R. Anderson	0,67	0,27	41	0,17	0,50	0,24	0,23
<i>Croton</i> sp.	0,67	0,27	41	0,17	0,50	0,24	0,23
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	0,67	0,27	41	0,17	0,15	0,07	0,17
<i>Petiveria alliacea</i> L.	0,67	0,27	41	0,17	0,15	0,07	0,17
<i>Triplaris</i> sp.	0,67	0,27	41	0,17	0,26	0,12	0,19
Ambiente III							
<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne.	52,31	21,45	1.582	26,35	56,01	30,01	25,94
<i>Croton blanchetianus</i> Wild.	50,00	20,50	1.489	24,81	47,97	25,70	23,67
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	24,62	10,09	473	7,88	14,81	7,93	8,63
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	27,69	11,36	577	9,62	9,73	5,21	8,73
<i>Auxemma oncocalyx</i> (Allemão) Taub.	20,77	8,52	427	7,12	13,76	7,37	7,67
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	7,69	3,15	150	2,50	5,00	2,68	2,78
<i>Croton campestris</i> St. Hil	10,77	4,42	300	5,00	10,46	5,60	5,01
<i>Senegalia</i> sp.	1,54	0,63	34	0,58	0,73	0,39	0,53
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	6,15	2,52	150	2,50	3,64	1,95	2,32
<i>Copernicia prunifera</i> (Mill.) H. E. Moore.	6,15	2,52	127	2,12	2,48	1,33	1,99
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillet	4,62	1,89	115	1,92	4,93	2,64	2,15
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Wild.) Poir	3,08	1,26	92	1,54	2,09	1,12	1,31
<i>Croton</i> sp.	5,38	2,21	103	1,73	3,35	1,79	1,91
<i>Amorimia rigida</i> (A. Juss.) W.R. Anderson	3,08	1,26	57	0,96	1,80	0,96	1,06
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tull.) L.P. Queiroz	4,62	1,89	80	1,35	2,70	1,45	1,56
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	2,31	0,95	34	0,58	1,17	0,63	0,72
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	2,31	0,95	34	0,58	0,50	0,27	0,60
<i>Calliandra spinosa</i> Ducke	2,31	0,95	34	0,58	1,29	0,69	0,74
<i>Triplaris</i> sp.	1,54	0,63	23	0,38	0,65	0,35	0,45
<i>Ximenia americana</i> L.	0,77	0,32	23	0,38	0,49	0,26	0,32
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	0,77	0,32	11	0,19	0,52	0,28	0,26
<i>Chloroleucon</i> sp.2	0,77	0,32	11	0,19	0,24	0,13	0,21
Indeterminada 4	0,77	0,32	11	0,19	0,52	0,28	0,26
<i>Sapindus saponaria</i> L.	0,77	0,32	11	0,19	0,52	0,28	0,26
Indeterminada 1	0,77	0,32	11	0,19	0,52	0,28	0,26
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	0,77	0,32	11	0,19	0,13	0,07	0,19
Total – I	168,00	100	920,57	100	173,33	100	100
Total – II	246,67	100	25,157	100	210,72	100	100
Total – III	243,85	100	6006,01	100	186,66	100	100

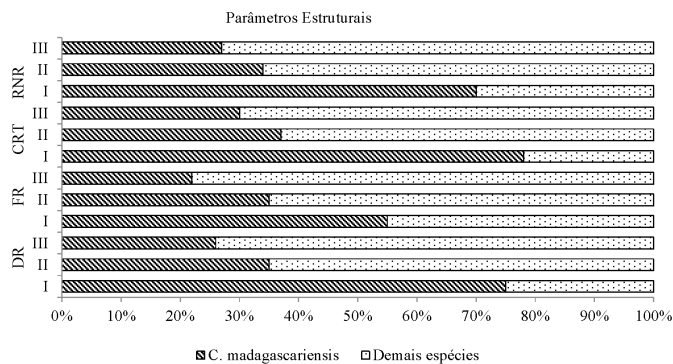


Figura 1. Parâmetros estruturais do estrato regenerante da *C. madagascariensis* e das demais espécies nos ambientes avaliados. Sendo: I = área invadida por *C. madagascariensis*; II = área de transição; III = área não invadida; DR - densidade relativa; FR - frequência relativa; CRT - classe relativa de tamanho; RNR - regeneração natural

Tabela 4. Valores de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equabilidade de Pielou (J') e do Índice de Impacto Ambiental de Exóticas (IIAE)

Índices	Ambientes		
	I	II	III
H'	1,16	2,28	2,30
J'	0,41	0,65	0,69
IIAE	-0,38	0,38	0,46

importância que programas de erradicação e controle sejam implementados como atividades emergenciais (Leão et al., 2011).

Conclusão

A invasão biológica por *C. madagascariensis* reduz a riqueza de espécies e prejudica a autorregeneração das espécies autóctones da Caatinga, o que pode ser comprovado pelos resultados observados na área invadida do presente estudo.

Agradecimentos

Ao Projeto Biomas/EMBRAPA/CNA, pelos recursos financeiros indispensáveis para realização deste trabalho, e a toda equipe do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal da Paraíba, Campus de Areia-PB.

Literatura Citada

- Andrade, L.A. de. Plantas Invasoras: espécies exóticas invasoras da caatinga e ecossistemas associados. 1.ed. Campina Grande, PB: Epgraf, 2013. 100p.
- Andrade, L.A.; Fabricante, J.R.; Oliveira, F.X. 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, v.32, n.3, p.249-255, 2010. <<http://dx.doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v32i3.4535>>.
- Andrade, L.A.; Fabricante, J.R.; Oliveira, F.X. 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 Botanica Brasilica, v.23, n.4, p.935-943, 2009. <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062009000400004>>.

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, v. 161, n.2, p. 105-121, 2009. <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>>.

Bourscheid, K.; Reis, A. Dinâmica da invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em restinga sob processo de restauração ambiental no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. Biotemas, v.23, n.2, p.23-30, 2010. <<http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2010v23n2p23>>.

Brummitt, R.K.; Powell, C.E. Authors of plant names. Kew: Royal Botanic Gardens, 1992. 732p.

Consultoria e Desenvolvimento de Sistemas Ltda - Cientec. Mata Nativa: Sistema para análise fitossociológica e elaboração de planos de manejo de florestas nativas. São Paulo: Cientec, 2002. 126p.

Cottam, G.; Curtis, J.T. The use of distance measures in phytosociological sampling. Ecology, v.37, n.3, p.451-460, 1956. <<http://dx.doi.org/10.2307/1930167>>.

Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos- Funceme; Ipece - Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Perfil básico municipal, Ibaratama, 2013. <http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm-2013/Ibaratama.pdf>. 13 Jan. 2014.

Klackenberg, J. Revision of the genus *Cryptostegia* R. Br. (Apocynaceae, Periplocoideae). Journal Adansonia, v.23, n.2, p.205-218, 2001. <<http://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/articles/pdf/a2001n2a3.pdf>>. 18 Mai. 2013.

Kriticos, D.J.; Sutherst, R.W.; Brown, J.R.; Adkins, S.W.; Maywald, G.F. Climate change and biotic invasions: a case history of a tropical woody vine. Journal Biological Invasions, v.5, n.3, p.145-165, 2003. <<http://dx.doi.org/10.1023/A:1026193424587>>.

Leão, T.C.C.; Almeida, W.R.; Dechoum, M.; Ziller, S.R. Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas. 1.ed. Recife: Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste; Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2011. 99p.

Marchante, E.; Kjølner, A.; Struwe, S.; Freitas, H. Invasive *Acacia longifolia* induce changes in the microbial catabolic diversity of sand dunes. Soil Biology and Biochemistry, v.40, n.10, p.2563-2568, 2008. <<http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.06.017>>.

Mateucci, S.D.; Colma, A. Metodologia para el estudio de la vegetacion. Washington: OEA, 1982. 168p.

Moro, M.F.; Martins, F.R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V.; Melo, M.M.R.F.; Andrade, L.A.; Meira Neto, J.A.A. Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos. 1.ed. Viçosa: Ed. UFV, 2011. 556p.

Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. Aims and methods of vegetation Ecology. New York, John Wiley & Sons, 1974. 547p.

Odum, E.P. Ecologia. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434p.

- Pegado, C.M.A., Andrade, L.A., Félix, L.P.; Pereira, I.M. Efeito da invasão biológica de *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*, v.20, n.4, p.889-898, 2006. <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062006000400013>>.
- Rascher, K.G.; Stoltenberg, A.G.; Maguas, C.; Meira-Neto, J.A.A.; Werner, C. *Acacia longifolia* invasion impacts vegetation structure and regeneration dynamics in open dunes and pine forests. *Biological Invasions*, v.13, n.5, p.1099-1113, 2011. <<http://dx.doi.org/10.1007/s10530-011-9949-2>>.
- Reaser, J.K.; Meyerson, L.A.; Cronk, Q.; Poorter, M.; Eldrege, L.G.; Green, E.; Kairo, M.; Latasi, P.; Mack, R.N.; Mauremootoo, J.; O'dowd, D.; Orapa, W.; Sastroutomo, S.; Saunders, A.; Shine, C.; Thrainsson, S.; Vaiutu, L. Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, v.34, n.2, p.98-111, 2007. <<http://dx.doi.org/10.1017/S0376892907003815>>.
- Rodal, M.J.N.F.; Sampaio, E.V.S.B.; Figueiredo, M.A. Manual sobre métodos de estudos florísticos e fitossociológicos - ecossistema caatinga. 1.ed. Brasília, DF: Sociedade Botânica do Brasil, 2013. 24p.
- Shannon, C.E.; Weaver W. The mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 144p.
- Souza, V.C. Invasão biológica por *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. na Paraíba, Brasil: biologia reprodutiva, ecofisiologia de sementes e estrutura populacional. Areia: Universidade Federal da Paraíba, 2012. 199f. Tese Doutorado.
- Souza, V.C.; Andrade, L.A.; Bezerra, F.T.C.; Fabricante, J.R.; Feitosa, R.C. Avaliação populacional de *Sesbania virgata* (Cav.) Pers. (Fabaceae Lindl.), nas margens do rio Paraíba. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v.6, n.2, p.314-320, 2011. <<http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v62a926>>.
- Vieira, M.F.; Leite, M.S.O.; Grossi, J.A.S.; Alvarenga, E.M. Biologia reprodutiva de *cryptostegia madagascariensis* Bojer ex decne. (periplocoideae, apocynaceae), espécie ornamental e exótica no Brasil. *Bragantia*, v.63, n.3, p.325-334, 2004. <<http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052004000300002>>.
- Vilà, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jarosik, V.; Maron, J.L.; Pergl, J.; Schaffner, U.; Sun, Y.; Pysek, P. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, v.14, n.7, p.702-708, 2011. <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>>.
- Zenni, R.D.; Ziller, S.R. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v.34, n.3, p.431-446, 2011. <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042011000300016>>.
- Ziller, S.R.; Zalba, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. *Natureza e Conservação*, v.5, n.2, p.8-15, 2007. <https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/822757/mod_resource/content/1/Ziller%20-%20Zalba%20%20-%20Natureza%20e%20Conservacao%202007%20Portugués.pdf>. 25 Nov. 2015.