

## INVASÃO BIOLÓGICA NO PARQUE NACIONAL DO CATIMBAU, PERNAMBUCO, BRASIL

Francielly Oliveira da Silva<sup>1</sup>

Juliano Ricardo Fabricante<sup>1</sup>

### RESUMO

O processo de invasão biológica é considerado a segunda maior causa de perda da biodiversidade do planeta, perdendo apenas para atividades antrópicas, como o desmatamento. O presente trabalho teve como objetivo realizar um inventário das plantas não nativas do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco. O Parque Nacional do Catimbau localiza-se no Estado de Pernambuco e abrange uma área de 62.300 ha, dentro dos limites dos municípios de Tapanatinga, Ibimirim e Buíque. O inventário foi realizado por meio de busca ativa. As espécies foram categorizadas em exóticas, naturalizadas ou exóticas invasoras. Foram amostradas 18 espécies distribuídas em 16 gêneros e nove famílias. A família com maior número de representantes foi Poaceae. A invasão biológica no Parque Nacional do Catimbau é um problema evidente que requer atenção especial pois, essas espécies causam sérios danos a biodiversidade local, diminuindo a área de preservação das espécies nativas.

**Palavras-chave:** Invasão Biológica; Impactos Ambientais; Conservação da Natureza.

### ABSTRACT

**Biological invasion in Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil.** The biological invasion process is considered the second leading cause of loss of biodiversity on the planet, second only to human activities such as deforestation. This study aimed to carry out an inventory of non-native plants Catimbau National Park, Pernambuco. The inventory was accomplished through active search. The species were categorized into exotic, naturalized or invasive. We sampled 18 species distributed in 16 genera and nine families. The family with the highest number of representatives was Poaceae. Biological invasion in Catimbau National Park is an obvious problem that requires special attention because these species cause serious damage to local biodiversity, reducing the preservation area of native species.

**Keywords:** Biological Invasion; Environmental Impact; Nature Conservation.

### INTRODUÇÃO

O processo de invasão biológica é considerado a segunda maior causa de perda da biodiversidade do planeta, perdendo apenas para atividades antrópicas, como o desmatamento (Williamson, 1999; Pagad et al., 2018). Esse processo ocorre quando qualquer espécie não-nativa é introduzida em um novo local e se adapta, passando a se dispersar e a causar modificações no funcionamento da área invadida (Williamson, 1999; Ziller, 2001a).

Alguns ambientes são mais susceptíveis a invasão que outros (Ziller, 2001b) e, geralmente possuem características que colaboram e agravam esse processo (Wolfe, 2002; Bøhn et al., 2004), a exemplo dos

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Departamento de Biociências, Universidade Federal de Sergipe – UFS, Itabaiana, SE, Brasil. E-mail para correspondência: franoliveiradasilva226@gmail.com

ambientes degradados e daqueles que possuem pouca riqueza e diversidade de espécies (Ziller, 2001a). Contudo, as invasões biológicas não estão restritas a ambientes modificados pelo homem; Unidades de Conservação (UC) também são atingidas por esse problema (GISP, 2007; Ziller e Dechoum, 2013).

O Parque Nacional do Catimbau, localizado no Estado de Pernambuco, é uma UC que foi criada com o intuito de preservar os ecossistemas naturais existentes na região (ICMBio, 2002). Possui uma grande riqueza e diversidade de espécies e encontra-se em áreas sob domínio da Caatinga, onde são encontradas espécies de plantas nativas e endêmicas como *Dyckia limae* L.B. Sm, *Jacaranda rugosa* A. H. Gentry, *Acritopappus buiquensis* Bautista & D.J.N. Hind (Nakajima, 2013), *Tillandsia catimbauensis* Leme, W. Till & J.A. Siqueira (Siqueira-Filho e Leme, 2006) e *Calliandra aeschynomoides* Benth. (Queiroz, 2009). Algumas dessas espécies, inclusive, estão ameaçadas de extinção (Fabricante et al., 2014). Conseqüentemente, o Parque é considerado área prioritária de conservação (Lohmann e Silva-Castro, 2009). A presença desses táxons reforça a importância da conservação do local para que seja garantida a sobrevivência e preservação dessas espécies e de inúmeras outras que ocorrem naturalmente ali.

Fabricante et al. (2014) identificaram, ao longo de todo o parque, áreas de interferência antrópica como pastagem, construções rurais, trilhas que dão acesso a todos os ambientes do parque, além de estradas secundárias que causam o isolamento de várias áreas e presença de rodovias próximas. Esse fato demonstra que mesmo possuindo o objetivo de proteger e preservar espécies nativas, UC podem ser fortemente atingidas e prejudicadas por ações antrópicas, principalmente quando ocorrem próximo a estas áreas o que aumenta a vulnerabilidade as invasões biológicas (Ziller, 2001b).

Devido à importância das invasões biológicas e ao pouco conhecimento sobre o tema no Nordeste brasileiro, o presente trabalho teve como objetivo realizar um levantamento das plantas não nativas do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O Parque Nacional do Catimbau localiza-se no Estado de Pernambuco e abrange uma área de 62.300 ha, dentro dos limites dos municípios de Tapanatinga, Ibimirim e Buíque (Brasil, 2002). O estudo foi realizado nas serras do Parque que são caracterizadas por paredões areníticos e chapadas e se estendeu aos ambientes adjacentes das mesmas. Segundo a classificação climática de Koppen-Geiger, a região apresenta clima BSh'w que é caracterizado com quente e seco (SUDENE, 1990). A vegetação é composta essencialmente por elementos da caatinga, mas pode apresentar espécies de ambientes mais úmidos como a Mata Atlântica, Campo Rupestre e Cerrado (Rodal et al., 1998). Os solos predominantes nas escarpas dos paredões e no topo das serras são os Planossolos e Argissolos e nas regiões planas os Neossolos Litólicos (CPRM, 2005). Apresenta altitude média de 800 m, relevo de levemente a fortemente ondulado, além de afloramentos rochosos (CPRM, 2005).

### Procedimentos

O inventário foi realizado por meio da busca ativa e cada avistamento foi georreferenciado por meio de GPS. Ao todo foram realizadas 10 expedições com duração média de seis horas cada.

As espécies foram categorizadas em exóticas, naturalizadas ou exóticas invasoras, sendo: (i) exótica - toda espécie introduzida fora de sua área de distribuição natural (CDB, 2005); (ii) naturalizada - toda exótica que se reproduz de forma eficaz mantendo uma população viável apenas nas proximidades das plantas-matrizes (Moro et al. 2012) e; (iii) exótica invasora - toda espécie exótica capaz de se dispersar para áreas distantes do local original da introdução causando alterações nos ecossistemas (Ziller, 2001). Essa classificação foi realizada por meio de observações em campo e através de consultas a artigos científicos e sites especializados no assunto (Fabricante e Siqueira-Filho, 2012b; Horowitz et al., 2013; Almeida et al., 2014; Fabricante, et al., 2015a; Bionet-Eafrinet, 2018; CABI, 2018; I3N Brasil, 2018; ISSG Global Invasive Species Database, 2018; Griis, 2018).

## RESULTADOS

Foram amostradas 18 espécies distribuídas em 16 gêneros e nove famílias. A família com maior número de representantes foi Poaceae, com oito espécies (44,4%), seguida das famílias Euphorbiaceae e Myrtaceae com duas espécies cada (11,1%). As demais famílias apresentaram apenas uma espécie cada (5,5%) (Tabela 1).

Quanto ao status, 13 espécies (72,2%) foram categorizadas como exóticas invasoras, três (16,7%) exóticas e duas (11,1%) naturalizadas. Em relação ao hábito, nove espécies (50%) eram herbáceas, cinco (27,8%) arbustivas e quatro (22,2%) arbóreas. Por fim, quanto as suas origens, sete espécies (33,3%) tem como centro de origem o continente africano, oito (44,4%) possuem a ocorrência natural em mais de um continente, duas (11,1%) são da Ásia e uma (5,6%) da Oceania.

## DISCUSSÃO

Alguns estudos semelhantes apresentaram um maior número de espécies quando comparado ao presente trabalho. Em um levantamento feito no Parque Estadual de Porto Ferreira no estado de São Paulo, foram levantadas 45 espécies (Dickfeldt et al., 2013); em outro realizado no Parque Nacional de Brasília, Horowitz et al. (2013) listaram 43 táxons; Fabricante et al. (2015a) registraram 31 espécies em ilhas fluviais no rio São Francisco; já em um levantamento realizado próximo a depósitos de resíduos domiciliares nas cidades de Brasília e Goiânia, foram encontradas 23 espécies (Santana e Encinas, 2008). Porém, outros trabalhos apresentaram menor número. Em um levantamento no Parque Nacional do Iguaçu, no estado do Paraná (Rodolfo et al., 2008), foram encontradas 15 fanerógamas; já em um trabalho realizado por Moro et al. (2011), em um fragmento de vegetação savânica no Ceará foram encontrados 12 táxons. Algumas das áreas com maior número de espécies não nativas que foram citadas acima (Santana e Encinas, 2008; Fabricante et al. 2015a) sofrem com intensas atividades antrópicas. Isso faz com que ocorra uma facilitação do acesso e estabelecimento de espécies não nativas (Ziller, 2001a).

No trabalho de Moro et al. (2011) foram encontradas 12 espécies das quais três eram árvores, duas arbustos, duas trepadeiras e cinco herbáceas; já no trabalho de Horowitz (2013) foram listadas 43 espécies sendo 12 árvores, oito arbustos, três bambus arbóreos e 20 herbáceas e; no trabalho de Fabricante et al. (2015) foram listadas sete árvores, 21 herbáceas, duas lianas e um arbusto. Como se pode observar, a

maioria das espécies exóticas nos trabalhos citados são herbáceas, assim como no presente estudo. Esse fato pode estar ligado ao grande potencial de dispersão característico da maioria dos representantes desse grupo (Carmona et al., 1999), capacidade de ocupação de ambientes recém-formados e de se adaptar a condições diversas (Instituto Hórus, 2018).

Muitas espécies exóticas foram introduzidas no Brasil com o intuito econômico, para servirem de alimentação para o gado, arborização de praças e cidades, ornamentação de jardins e também para a fabricação de biocombustível (Ziller, 2001; Harrington et al., 2003; Heiden et al., 2006). Mas, devido ao seu elevado grau de dispersão e adaptação essas plantas se espalharam de maneira desordenada (Williamson, 1999; Everett, 2000; Ziller, 2001), chegando a atingir até áreas de conservação ambiental.

Segundo Ziller e Dechoum (2013), a presença de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação é crescente. Também relatam que em todas as regiões do Brasil ocorrem a substituição de espécies nativas por exóticas. Ainda afirmam que a presença dessas espécies se deve a degradação do ambiente, a intensidade de uso do solo e também a densidade populacional das regiões, e que isso contribui para a introdução e facilitação das espécies, inclusive em áreas protegidas.

A maioria das espécies encontradas neste levantamento são exóticas invasoras, que podem causar grandes impactos nos ambientes que invadem, ameaçando a biodiversidade nativa e modificando a composição e estrutura vegetal (Moro et al., 2012). Dentre essas espécies, destaca-se *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. Conhecida popularmente como algaroba, esse táxon é originário das regiões semiáridas da América do Norte e Central e norte da América do Sul. No Brasil, a *P. juliflora* invade principalmente a Caatinga (Fabricante, 2013a). Estima-se que atualmente as áreas invadidas pela algaroba no Nordeste já se aproximam de um milhão de hectares (Andrade et al., 2010). Essa espécie também é exótica invasora em países da Ásia, África, América do Sul, América do Norte e Oceania (CABI, 2018; I3N Brasil, 2018). Esse táxon causa diversos impactos nas áreas que invade, afetando a resiliência de sítios invadidos, causando a homogeneização da flora e impedindo que espécies autóctones se estabeleçam (Pegado et al., 2006), além de alterar a química e a fertilidade dos solos, diminuir a disponibilidade de recursos hídricos (Dzikiti et al., 2013) e afetar arranjos produtivos (Fabricante, 2013a). *P. juliflora* também é um grande problema em vários países da África, onde invade uma área equivalente a um milhão de hectares no Quênia (Maundu et al., 2009; Witt, 2010) e em áreas semiáridas do continente, foi responsável pelo esgotamento dos recursos naturais (Witt et al., 2017).

Conhecida popularmente como fumo-bravo ou charuto-do-rei, *Nicotiana glauca* Graham tem sua origem na Argentina e Bolívia (Nee, 1986). Há registro de ocorrência desta espécie em todas as regiões do Brasil (Fabricante, 2013a). Ela também é exótica invasora em alguns países da África, Oceania, Europa e América Central (CABI, 2018; I3N Brasil, 2018). Possui poder alelopático (Florentine et al., 2006) e por isso impossibilita que espécies nativas se estabeleçam nas áreas por ela invadidas (Panter et al., 2000). Ela também é tóxica para os animais e para os seres humanos (Fabricante, 2014).

A espécie *Calotropis procera* (Aiton) W.T.Aiton, conhecida popularmente como flor-de-seda, lâ-de-seda ou saco-de-velho, tem sua origem na África e na Ásia (Rahman e Wilcock, 1991). A espécie invade áreas do Cerrado, Caatinga e Restinga (Rangel e Nascimento, 2011; Fabricante et al., 2013c). Há registros de sua ocorrência nas regiões Norte, Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste (Fabricante, 2013a). Essa espécie

também causa graves problemas em regiões semiáridas dos países da Oceania (Bebawi et al., 2015) além de também ser exótica invasora nos países do continente americano (CABI, 2018; I3N Brasil, 2018). *Calotropis procera* afeta a resiliência dos sítios invadidos, pois possui em suas folhas substâncias alelopáticas (Al-Zahrani e Al-Robai, 2007), também invade pastos e pode intoxicar o gado (Ulhôa et al., 2007) devido a presença de substâncias tóxicas presentes no látex de suas estruturas que podem causar sérios danos levando o animal a morte (Sharma, 1934; Mahmoud et al., 1979).

**Tabela 1.** Lista de espécies inventariadas no Parque Nacional do Catimbau. Sendo: E = Exótica; N = Naturalizada; EI = Exótica invasora.

Família	Espécie	Hábito	Status	Origem
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	arbóreo	N	Índia
Apocynaceae	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T.Aiton	arbustivo	EI	África e Ásia
Asparagaceae	<i>Agave sisalana</i> Perrine	herbáceo	N	México
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia tirucalli</i> (Boiss.) S. Carter	arbustivo	N	África
	<i>Ricinus communis</i> L.	arbustivo	EI	África
Fabaceae	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth	arbóreo	EI	Américas
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.	arbóreo	E	Austrália
	<i>Psidium guajava</i> L.	arbóreo	EI	América Central
Nyctaginaceae	<i>Catharanthus roseus</i> (L.) Don	herbáceo	EI	África
Poaceae	<i>Aristida adscensionis</i> L.	herbáceo	EI	África
	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	herbáceo	EI	Índia
	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	herbáceo	EI	África e Ásia
	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P.Beauv. ex Roem. & Schult.	herbáceo	EI	África
	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	herbáceo	EI	África, Índia e Indonésia
	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	herbáceo	EI	América tropical
	<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	arbustivo	EI	África
Solanaceae	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	herbáceo	EI	África
	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	arbustivo	EI	Argentina e Bolívia

Tendo sua origem na África, Índia e Indonésia (Humphreys, 1967), *Cenchrus ciliares* L. é conhecida popularmente por capim-buffel ou capim-búfalo. No Brasil, essa espécie invade áreas do Cerrado, Caatinga e em Florestas, há registro de sua ocorrência em todas as regiões do país (Fabricante, 2013a). Ela também é exótica invasora em regiões áridas da Austrália (Smyth et al., 2009), além de invadir os Estados Unidos, México, Oceania, América Central e América do Sul (I3N Brasil, 2018). *C. ciliares* possui a capacidade de modificar ambientes (Clarke et al., 2005) comprometendo assim a composição de espécies, riqueza e biodiversidade de áreas invadidas (Alves et al., 2017).

A espécie *Melinis repens* (Willd.) Zizka, conhecida popularmente por capim-favorito, capim-gafanhoto, capim-rosado, capim-natal, tem sua origem no continente africano (Filgueira, 1990). Existem relatos de invasão da espécie em regiões da Caatinga, no Cerrado e nas Florestas Estacionais (Fabricante, 2013a). Essa planta também é invasora em países da Oceania, América do Norte e América Central (CABI, 2018; I3N Brasil, 2018). *M. repens* impede que ocorra a sucessão natural de espécies nativas, afetando assim

os sítios reprodutivos dessas espécies (Langeland, 2008).

Conhecida popularmente por capim-pé-de-galinha, capim-pé-de-papagaio ou capim-pé-de-sapo, a espécie *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd. é originária da África (CABI, 2018). No Brasil existem relatos de invasão de *D. aegyptium* em regiões da Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e nas Florestas Estacionais e também em áreas degradadas da Restinga (Fabricante, 2014). Essa espécie também é exótica invasora na Europa, Oceania e em alguns países da América Central (CABI, 2018; I3N Brasil, 2018). A espécie compete com plantas agrícolas (Chauhan, 2011), diminui a qualidade de pastagens e pode ser hospedeiro de pragas de lavouras (Fabricante, 2014).

Originária da África (Filgueira, 1990), *Aristida adscensionis* L. é também conhecida como capim-panasco. No Brasil existem relatos de sua invasão em áreas degradadas da Caatinga, também existe registro de sua ocorrência nas regiões Norte, Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste (Fabricante, 2013b). Essa espécie também é exótica invasora na França e Estados Unidos (I3N Brasil, 2018). Por conter substâncias alelopáticas em suas estruturas, *A. adscensionis* afeta a resiliência de sítios invadidos ao inibir a germinação das sementes de outras plantas (Fabricante, 2013b).

Com origem no continente africano (CABI, 2018), *Ricinus communis* L. é também conhecida popularmente como mamona. No Brasil, há registro de invasão de *R. communis* em regiões da Caatinga, Cerrado, Estepe, Restinga e Mata Atlântica litorânea e de interior (Fabricante, 2013b). Esta planta também é invasora em vários países do continente asiático, americano, europeu e Oceania (CABI, 2018; I3N Brasil, 2018). A mamona é tóxica para os animais e também para o homem (Galand e Bailey, 2006), porque possui substâncias tóxicas em suas folhas e sementes, que ao serem ingeridas podem causar morte (Tokarnia, 1975; Galand e Bailey, 2006) e afeta arranjos produtivos ao competir com culturas agrícolas, retardando a germinação das sementes (Borges et al., 2011).

## CONCLUSÃO

A invasão biológica no Parque Nacional do Catimbau é um problema evidente que requer atenção especial, pois essas espécies causam sérios danos à biodiversidade local, comprometendo o funcionamento dos ecossistemas presentes. Assim, se faz necessário a implementação de medidas preventivas, como programas de informação a população, monitoramento e também controle.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W. R. et al. 2014. The alien flora of Brazilian Caatinga: deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. **Biological Invasions**, 16:1-6.
- ALVES, J. S. et al. 2017. Biological invasion by *Cenchrus ciliaries* L.: is there an impact on Caatinga composition and diversity of herbaceous stratum?. **Revista de Biologia Neotropical**, 14(2):101-110.
- AL-ZAHRANI, H. S.; AL-ROBAI, S. A. 2007. Allelopathic effect of *Calotropis procera* leaves extract on seed germination of some plants. **Journal of King Abdulaziz University-Science**, 19:115-126.
- ANDRADE, L. A.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. 2010. 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**, 32(3):249-255.

APG. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, 181:1-20.

BALTZ, D. M.; MOYLE, P. B. 1993. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. **Ecological Applications**, 3(2):246-255.

BEBAWI, F. F.; CAMPBELL, S. D.; MAYER, R. J. 2015. Seed bank longevity and age to reproductive maturity of *Calotropis procera* (Aiton) W.T. Aiton in the dry tropics of northern Queensland. **The Rangeland Journal**, 37(3):239-247.

BioNET-EAFRINET. 2017. Invasive Plants. Disponível em: <<http://keys.lucidcentral.org/keys/v3/eafrinet/plants.htm>>. Acesso em: 8 ago. 2017.

BØHN, T. et al. 2004. Rapidly changing life history during invasion. **Oikos**, 106:138-150.

BORGES, C. S. et al. 2011. Efeitos citotóxicos e alelopáticos de extratos aquosos de *Ricinus communis* utilizando diferentes bioindicadores. **Tecnologia & Ciências Agropecuária**, 5(3):15-20.

BRASIL. 2002. **Decreto de 13 de dezembro de 2002**: Cria o Parque Nacional do Catimbau, nos Municípios de Ibirimir, Tupanatinga e Buíque, no Estado de Pernambuco, e dá outras providências. Diário Oficial da União, 13p. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/dnn/2002/dnn9771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2002/dnn9771.htm)>. Acesso em: 8 ago. 2018.

CABI, Centre for Agriculture and Bioscience. 2018. Invasive Species Compendium. Disponível em: <<http://www.cabi.org/isc/>>. Acesso em: 29 nov. 2018.

CARMONA, R.; MARTINS, C. R.; FÁVERO, A. F. 1999. Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 34(6):1067-1074.

CBD, Convention On Biological Diversity. 2005. Handbook of the Convention on Biological Diversity including its Cartagena Protocol on Biosafety. 3. ed. Montreal: Convention on Biological Diversity, 1493p.

CHAUHAN, B. S. 2011. Crowfootgrass (*Dactyloctenium aegyptium*) germination and response to herbicides in the Philippines. **Weed Science**, 59(4):512-516.

CLARKE, P. J.; LATZ, P. K.; ALBRECHT, D. E. 2005. Long-term changes in semi-arid vegetation: Invasion of an exotic perennial grass has larger effects than rainfall variability. **Journal of Vegetation Science**, 16:237-248.

CPRM, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. 2005. Diagnóstico dos municípios de Águas Belas, Buíque, Itaíba, Pedra, Tupanatinga, Venturosa, estado de Pernambuco. In: J. C. Mascarenhas et al. (Ed.). **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Recife: CPRM/PRODEEM, Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais/ Programa de Desenvolvimento Energético dos Estados e Municípios, 11p.

DICKFELDT, E. P.; JANDUCCI, B. Z.; JANDUCCI, S. A. 2013. Levantamento das espécies vegetais exóticas e experiências de manejo no Parque Estadual de Porto Ferreira, SP. In: IX FÓRUM AMBIENTAL DA ALTA PAULISTA, 2013, São Paulo, p. 118-137.

DZIKITI, S. et al. 2013. Water relations and the effects of clearing invasive *Prosopis* trees on groundwater in an arid environment in the Northern Cape, South Africa. **Journal of Arid Environments**, 90:103-113.

ELTON, C. S. 1958. **The ecology of invasions by animals and plants**. London, RU: Methuen, 81p.

EVERETT, R. A. 2000. Patterns and pathways of biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, 15:177-178.

FABRICANTE, F. R. et al. 2014. Categorização do risco de extinção de *Dyckia limae* L. B. Sm. e *Tillandsia catimbauensis* Leme, W. Till & J. A. Siqueira por meio de critérios de distribuição geográfica. **Biotemas**, 27(2):203-207.

FABRICANTE, J. R. 2013a. **Plantas exóticas e exóticas invasoras da Caatinga**. v. 1. Florianópolis, SC : Bookess, 50p.

FABRICANTE, J. R. 2013b. **Plantas exóticas e exóticas invasoras da Caatinga**. v. 2. Florianópolis, SC : Bookess, 50p.

FABRICANTE, J. R. 2014. **Plantas exóticas e exóticas invasoras da Caatinga**. v. 4. Florianópolis, SC : Bookess, 50p.

- FABRICANTE, J. R. et al. 2015. Atributos ecológicos da bioinvasora *Nicotiana glauca* Graham (solanaceae) e avaliação da susceptibilidade de sua ocorrência no Brasil. **Ciência Florestal**, **25**(4):959-967.
- FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, M. N. A.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. 2013c. Aspectos da ecologia de *Calotropis procera* (Apocynaceae) em uma área de Caatinga alterada pelas obras do Projeto de Integração do Rio São Francisco em Mauriti, CE. **Rodriguésia**, **64**(3):647-654.
- FABRICANTE, J. R.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. 2012b. Mudanças nas paisagens da Caatinga e as invasões biológicas. **Boletín de la Red Latinoamericana para el estudio de plantas invasoras**, **2**(2): 23p.
- FABRICANTE, J. R. et al. 2015a. Non-native and invasive alien plants on fluvial islands in the São Francisco river, northeastern Brazil. **Check List**, **11**(1):1-7.
- FILGUEIRAS, T. S. 1990. Africanas no Brasil: gramíneas introduzidas da África. **Cadernos de Geociências**, **5**(1):57-63.
- FLORENTINE, S. K. et al. 2006. The arid land invasive weed *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae): population and soil seed bank dynamics, seed germination patterns and seedling response to flood and drought. **Journal of Arid Environments**, **66**:218-230.
- GARLAND, T; BAILEY, E. M. 2006. Toxins of concern to animals and people. **Revue scientifique et technique**, **25**(1):341-351.
- GISP, Global Invasive Species Programme. 2007. Invasive alien species and protected áreas. A scoping report, part I. The global invasive species programme. 93p. Disponível em: <[http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias\\_protectedareas\\_scoping\\_i.pdf](http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/ias_protectedareas_scoping_i.pdf)>. Acesso em 29 nov. 2018.
- ISSG, Invasive Species Specialist Group. 2018. Disponível em: <<http://www.issg.org/>>. Acesso em: 29 nov. 2018.
- GRIIS, Global Register of Introduced and Invasive Species. 2018. Disponível em: <<http://www.griis.org/>>. Acesso em: 29 nov. 2018.
- HARRINGTON, R. A.; KUJAWSKI, R.; RYAN, H. D. P. 2003. Invasive plants and the green industry. **Journal of Arboriculture**, **29**:42-48.
- HEIDEN, G.; BERBIERI, R.; STUMF, E. R. T. 2006. Considerações sobre o uso de plantas ornamentais nativas. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, **12**(1):2-7.
- HOROWITZ, C.; MARTINS, C. R.; WALTER, B. M. T. 2013. Flora exótica no Parque Nacional de Brasília: levantamento e classificação das espécies. **ICMBio**, **3**(2):50-73.
- HUMPHREYS, L. R. 1967 Buffelgrass (*Cenchrus ciliaris*) in Austrália. **Tropical Grasslands**, **1**:123-133.
- I3N BRASIL, Invasive Information Network. Iabin. 2017. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br/www/>>. Acesso em: 29 nov. 2018.
- ICMBio, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2002. Parque Nacional do Catimbau. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/visitacao1/unidades-abertas-a-visitacao/732-parque-nacional-do-catimbau>>. Acesso em: 29 nov. 2018.
- INSTITUTO HÓRUS. 2018. Ervas e gramíneas. Disponível em: <[http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf\\_classes\\_herbaceas](http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf_classes_herbaceas)>. Acesso em: 23 jul. 2018.
- LANGELAND, A. 2008. Identification and biology of nonnative plants in Florida's natural areas. IFAS Communication Services, University of Florida. Disponível em: <<http://plants.ifas.ufl.edu/identif.htm>>. Acesso em: 29 nov. 2018.
- LOHMANN, L. G.; SILVA-CASTRO, M. M. 2009. Bignoniaceae. In: A. M. Guilietti et al. (Org.). **Plantas raras do Brasil**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, p. 96-100.
- MAHMOUD, O. M.; ADAM, S. E. I.; TARTOUR, G. 1979. The effects of *Calotropis-Procera* on small ruminants. II. Effects on sheep and goats. **Journal of Comparative Pathology**, **89**:251-64.

- MAUNDU, P. et al. 2009. Impacts of *Prosopis juliflora* on Kenya's semi-arid and arid ecosystems and local livelihoods. **Biodiversity**, **10**:33-50.
- MORO, M. F.; CASTRO, A. S.; ARAÚJO, F. S. 2011. Composição florística e estrutura de um fragmento de vegetação savânica sobre os tabuleiros pré-litorâneos na zona urbana de Fortaleza, Ceará. **Rodriguésia**, **62**(2):407-423.
- MORO, M. F. et al. 2012. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, **26**(4):991-999.
- MURTHY, M. S.; RAVINDRA, R. 1975. Allelopathic effects of *Aristida adscensionis*. **Oecologia**, **18**(3):243-249.
- NAKAJIMA, J. N. 2013. *Acritopappus*. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB111654>>. Acesso em: 26 fev. 2017.
- NEE, M. 1986. **Flora de Veracruz: Solanaceae**. Veracruz: Instituto Nacional de Investigaciones, 191p.
- PAGAD, S. et al. 2018. Data descriptor: introducing the global register of introduced and invasive species. **Scientific Data**, **5**(170102):1-12.
- PANTER, K. E. et al. 2000. Comparison of cleft palate induction by *Nicotiana glauca* in goats and sheep. **Teratology**, **61**(3):203-210.
- PEGADO, C. M. A. et al. 2006. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, **20**(4):887-898.
- QUEIROZ, L. P. 2009. **Leguminosas da Caatinga**. Feira de Santana, BA: UEFS, Universidade Estadual de Feira de Santana/Kew: Royal Botanic Gardens, 467p.
- RAHMAN, M. A.; WILCOCK, C. C. 1991. A taxonomic revision of *Calotropis* (Asclepiadaceae). **Nordic Journal of Botany**, **11**(3):301-308.
- RANGEL, E. S.; NASCIEMNTO, M. T. 2011. Ocorrência de *Calotropis procera* (Ait.) R. Br. (Apocynaceae) como espécie invasora de restinga. **Acta Botânica Brasilica**, **25**(3):657-663.
- RODAL, M. J. et al. 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**, **58**(3):517-526.
- RODOLFO, A. M.; TEMPONI, L. G.; CÂNDIDO JR., J. F. 2008. Levantamento de plantas exóticas na trilha do Poço Preto, Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, **6**(1):22-24.
- SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. 2008. Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. **Revista Biotemas**, **21**(4):29-38.
- SHARMA, G. K. 1934. *Calotropis procera* and *Calotropis gigantea*. **Indian Journal Veterinary Science and Animal Husbandry**, **4**:63-74.
- SIQUEIRA-FILHO, J. A.; LEME, E. M. 2006. **Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste: biodiversidade, conservação e suas bromélias**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio Editorial, 360p.
- SMYTH, A.; FRIEDEL, M.; O'MALLEY, C. 2009. The influence of buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) on biodiversity in an arid Australian landscape. **The Rangeland Journal**, **31**(3):307-320.
- SUDENE, Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1990. **Dados pluviométricos mensais do Nordeste**. Recife: SUDENE, 239p.
- TOKARNIA, C. H.; DÖBEREINER, J.; CANELLA, C. F. 1975. Intoxicação experimental em bovinos pelas folhas de *Ricinus communis*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, **10**(8):1-7.
- TROPICOS. 2018. *Missouri Botanical Garden*. Disponível em: <<http://www.tropicos.org>>. Acesso em: 20 nov. 2018.
- ULHÔA, N.; FERNADES, G. W.; ALMEIDA-CORTEZ, J. 2007. Uma estranha na paisagem. **Ciência Hoje**, **41**(241):70-72.

- WILLIAMSON, M. 1999. Invasions. **Ecography**, **22**:5-12.
- WITT, A. B. R. 2010. Biofuels and invasive species from an African perspective – a review. **GCB Bioenergy**, **2**:321-329.
- WITT, A. B. R. et al. 2012. A preliminary assessment of the extent and potential impacts of alien plant invasions in the Serengeti-Mara ecosystem, East Africa. **Koedoe** Pretoria, **59**(1):1-16.
- WOLFE, L. M. 2002. Why alien invaders succeed: support for the Escape-from-Enemy Hypothesis. **The American Naturalist**, **160**(6):705-711.
- ZILLER, S. R. 2001a. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, **30**(1780):77-79.
- ZILLER, S. R. 2001b. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Ciência Hoje**, **30**(178):77-79.
- ZILLER, S. R.; DECHOUM, M. S. 2013. Plantas e vertebrados exóticos invasores em unidades de conservação no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, **3**(2):4-31.