



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE PROTECÇÃO VEGETAL

LICENCIATURA EM ENGENHARIA AGRONÓMICA

Projecto Final

Levantamento de Plantas Invasoras no Distrito de Bárue Província de Manica e Modelação da Distribuição Potencial da *Lantana camara* em Moçambique



Autor

Mureille Uwimana

Supervisor

Prof. Doutor Tomás Chiconela

Co-supervisor

Eng. Francisco Munguambe (MSc)

Maputo, Maio de 2026

Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal

Trabalho de Licenciatura

**Levantamento de Plantas Invasoras no Distrito de Bárúè Província de Manica e Modelação
da Distribuição Potencial da *Lantana camara* em Moçambique**

Autor

Mureille Uwimana

Supervisores

Prof. Doutor Tomás Chiconela

Eng. Francisco Munguambe (MSc)

Trabalho de culminação do curso submetido à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal,
Departamento de Protecção Vegetal, como um dos requisitos necessários para a obtenção do
grau de licenciatura em Engenharia Agronómica

Maputo, Maio de 2026

DECLARAÇÃO

Eu, Mureille Uwimana, declaro por minha honra que este trabalho de culminação de curso nunca foi apresentado nesta ou em outra instituição para aquisição de qualquer outro grau académico e que constitui resultado de um esforço individual e de orientação dos meus supervisores. O seu conteúdo é original e todas as fontes consultadas estão devidamente mencionadas no texto e na bibliografia final.

Mureille Uwimana

Data: _____

Maputo, Maio de 2026

DEDICATÓRIA

Este trabalho é dedicado aos meus pais, Anicet Nsabiyumva e Debora Niyonzima, pelo amor incondicional, sacrifício, apoio e educação dada durante todos anos da minha vida.

À minha família em geral pelo apoio incondicional.

AGRADECIMENTOS

A Deus, minha fortaleza, pelo dom da vida;

Aos meus pais, Anicet Nsabiyumva e Debora Niyonzima, minhas maiores referências e motivação na vida;

Aos meus irmãos: Mediatrice Uwamahoro, Nishimwe Josina e Niyongere David Anicet, pelo apoio emocional;

À Família Elihud, pela hospitalidade, pela generosidade e apoio em toda esta jornada;

Aos meus supervisores Prof. Doutor Tomás Chiconela e Eng. Francisco Munguambe (MSc), pelo apoio, paciência e acompanhamento prestado na supervisão deste trabalho;

À toda equipe que colaborou na colecta de dados: Prof. Doutora Natasha Ribeiro, Prof. Doutora Nocy Bila, o Técnico Botânico Ernesto Macamo, em especial à minha colega de trabalho e amiga Oldovanda Julieta Nhantumbo;

À IUCN, no contexto do projecto (*SUSTAIN PRO – Productive Landscape for inclusive Growth in Mozambique*) que disponibilizou suporte técnico e logístico para a execução das actividades de campo;

Aos meus amigos e colegas de formação, em especial à Eliana Fernando João;

À todos que directa ou indirectamente colaboraram para a concretização deste trabalho, o meu

MUITO OBRIGADO.

RESUMO

As plantas invasoras representam uma das maiores ameaças de perda da biodiversidade mundial, provocando prejuízos ecológicos, económicos e sociais. Contudo, em Moçambique ainda há escassez de informação sobre a ocorrência, distribuição e impacto destas espécies. Com base nisso, realizou-se a presente pesquisa, com o objectivo de caracterizar as espécies de plantas invasoras no distrito de Báruè, província de Manica, e modelar a distribuição potencial da *Lantana camara* em Moçambique. Para o efeito, foi realizado o levantamento de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas por meio de amostragem probabilística em parcelas de 1000 m² distribuídas em diferentes pontos do distrito, abrangendo áreas agrícolas, pastagens, matagais e bermas de estradas. Para as espécies arbóreas e arbustivas, considerou-se apenas aquelas que apresentaram DAP ≥ 5 cm, as demais foram apenas contadas e registadas. Para as espécies herbáceas, utilizou-se uma quadrícula de 1 m² aplicada 10 vezes em cada ponto de amostragem. A análise de dados foi com base na classificação das espécies em invasoras e não invasoras, descrição do hábito de crescimento, distribuição por tipo de área e cálculo dos respectivos parâmetros fitossociológicos. A modelação da distribuição potencial da *Lantana camara* foi realizada com o *software* MaxEnt v.3.4.1, utilizando 71 pontos de presença e variáveis bioclimáticas (BIOCLIM) para cenários actuais e futuros (2050 e 2075). No total, foram registadas 247 espécies das quais 53 foram classificadas como invasoras. Entre estas, 36 são herbáceas (68%), 11 arbustos (21%) e 6 árvores (11%), distribuídas em 22 famílias botânicas, com destaque para Poaceae, Fabaceae e Asteraceae. Para as espécies herbáceas, no geral, a *Vernonia poskeana* destacou-se como a mais frequente (12,53%) e com o maior IVI (14,29%), a *Loudetia simplex* registou a maior abundância relativa (3,91%) e *Senna occidentalis* apresentou a maior cobertura relativa (2,02%). No grupo das espécies arbóreas e arbustivas, *Diplorhynchus condylocarpon* foi a mais frequente (6,09%), a *Uapaca kirkiana* teve a maior densidade relativa (15,64%) e *Brachystegia boehmii* destacou-se pela dominância relativa (28,03%) e pelo maior IVI (36,20%). Actualmente, a área potencialmente propensa à invasão por *Lantana camara* no país, é estimada em cerca de 6,24% equivalente a 50.019,22 km², podendo atingir 16,36% (131.140,12 km²) até 2075 sob o cenário climático moderado.

Palavras-chave: Plantas invasoras, levantamento fitossociológico, *Lantana camara*, Distribuição potencial.

ABSTRACT

Invasive plants represent one of the greatest threats to global biodiversity loss, causing ecological, economic, and social damage. However, in Mozambique, there is still a lack of information on the occurrence, distribution, and impact of these species. Based on this, the present research was carried out with the objective of characterizing the invasive plant species in the Bárue district, Manica province, and modeling the potential distribution of *Lantana camara* in Mozambique. To this end, a survey of tree, shrub, and herbaceous species was conducted using probabilistic sampling in 1000 m² plots distributed at different points in the district, covering agricultural areas, pastures, scrubland, and road verges. For tree and shrub species, only those with a DBH $\geq$ 5 cm were considered; the others were only counted and recorded. For herbaceous species, a 1 m² grid was used, applied 10 times at each sampling point. The data analysis was based on classifying the species as invasive and non-invasive, describing their growth habit, distribution by area type, and calculating their respective phytosociological parameters. The potential distribution modeling of *Lantana camara* was performed using *MaxEnt v. 3.4.1 software*, utilizing 71 presence points and bioclimatic variables (BIOCLIM) for current and future scenarios (2050 and 2075). In total, 247 species were recorded, of which 53 were classified as invasive. Among them, 36 are herbaceous (68%), 11 shrubs (21%), and 6 trees (11%), distributed across 22 botanical families, with Poaceae, Fabaceae, and Asteraceae being the most prominent. For herbaceous species, in general, *Vernonia poskeana* stood out as the most frequent (12.53%) and with the highest IVI (14.29%), *Loudetia simplex* registered the highest relative abundance (3.91%), and *Senna occidentalis* presented the highest relative coverage (2.02%). In the group of tree and shrub species, *Diplorhynchus condylocarpon* was the most frequent (6.09%), *Uapaca kirkiana* had the highest relative density (15.64%), and *Brachystegia boehmii* stood out for its relative dominance (28.03%) and the highest IVI (36.20%). Currently, the area potentially prone to invasion by *Lantana camara* in the country is estimated at approximately 6.24%, equivalent to 50,019.22 km², and could reach 16.36% (131,140.12 km²) by 2075 under a moderate climate scenario.

Keywords: Invasive plants, phytosociological survey, *Lantana camara*, Potential distribution.

ÍNDICE

DECLARAÇÃO	ii
DEDICATÓRIA	iii
AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	v
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xi
LISTA DE ANEXOS	xii
LISTA DE ABREVIATURAS	xiii
I. INTRODUÇÃO	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Problema de estudo e Justificação	2
1.3 Objectivos	3
1.3.1 Objectivo geral	3
1.3.2 Objectivos específicos	3
1.4 Questões de estudo	3
II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Plantas invasoras	4
2.1.1 Características das plantas invasoras	4
2.1.2 Impacto das plantas invasoras	6
2.2 Plantas invasoras em Moçambique	7
2.3 <i>Lantana camara</i>	7
2.3.1 Origem e distribuição	7
2.3.2 Hábito e crescimento	7
2.3.3 Características gerais	8

2.3.4	Métodos de controlo	9
2.3.5	Usos.....	11
III.	MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
3.1	Área de estudo.....	12
3.2	Condições edafo-climáticas.....	13
3.3	Levantamento das espécies invasoras	13
3.4	Identificação das espécies	15
3.5	Determinação dos parâmetros fitossociológicos.....	15
3.5.1	Frequência.....	15
3.5.2	Abundância	16
3.5.3	Cobertura	17
3.5.4	Densidade (espécies arbóreas).....	18
3.5.5	Dominância (espécies arbóreas)	19
3.5.6	Índice de Valor de Importância (IVI)	19
3.6	Modelagem da distribuição potencial da <i>Lantana camara</i>	20
IV.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.1	Composição Florística.....	22
4.2	Parâmetros fitossociológicos.....	24
4.2.1	Vegetação herbácea	24
4.2.2	Vegetação arbórea e arbustiva	28
4.3	Espécies invasoras.....	33
4.3.1	Hábito de crescimento.....	35
4.3.2	Distribuição por tipo de área.....	36
4.4	Modelação da distribuição potencial (actual e futura) da <i>Lantana camara</i>	39
4.4.1	Avaliação da contribuição das variáveis para o modelo.....	43

4.4.2 Avaliação das áreas potencialmente propensas à invasão da <i>Lantana camara</i> para os anos 2025, 2050 e 2075	45
V. CONCLUSÃO.....	50
VI. RECOMENDAÇÕES.....	51
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52
ANEXOS	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição florística do levantamento realizado no distrito de Báruè	22
Tabela 2: Espécies invasoras na área de estudo.....	33
Tabela 3: Distribuição das espécies invasoras por tipo de área	36
Tabela 4: Resultados dos testes válidos do modelo	40
Tabela 5: Percentagem de contribuição das variáveis de estudo para o modelo	44
Tabela 6: Percentagem da área potencialmente propensa à invasão da <i>Lantana camara</i> , no presente e no futuro (2050 e 2075) num cenário de mudanças climáticas (RCP4.5 e RCP8.5)..	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Etapas do processo de invasão biológica	5
Figura 2: Localização da área de estudo	12
Figura 3: Disposição das parcelas nos pontos de amostragem	14
Figura 4: Frequência relativa das espécies herbáceas.....	25
Figura 5: Abundância relativa das espécies herbáceas	26
Figura 6: Cobertura relativa das espécies herbáceas.....	27
Figura 7: Índice de valor de importância para as espécies herbáceas.....	28
Figura 8: Frequência relativa das espécies arbóreas e arbustivas	29
Figura 9: Densidade relativa das espécies arbóreas e arbustivas.....	30
Figura 10: Dominância relativa das espécies arbóreas e arbustivas	31
Figura 11: Índice de Valor de Importância para espécies arbóreas e arbustivas	32
Figura 12: Percentagens das espécies invasoras pelo hábito de crescimento	35
Figura 13: Pontos de levantamento da <i>Lantana camara</i>	39
Figura 14: Curvas ROC (<i>Receiver operating characteristic</i>) para os dados teste, AUC (vermelho), desvio padrão (azul) e previsão aleatória (preto), para 2025 (A), 2050 (B e C) e 2075 (D e E) nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, respectivamente.	43
Figura 15: Áreas potencialmente propensas à invasão de <i>Lantana camara</i> em Moçambique, actualmente e no futuro, num contexto de mudanças climáticas.....	48

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1: Ficha de levantamento das espécies herbáceas.	68
Anexo 2: Ficha de levantamento da vegetação arbórea e arbustiva	69
Anexo 3: Parâmetros fitossociológicos para espécies herbáceas.....	71
Anexo 4: Parâmetros fitossociológicos para espécies arbóreas e arbustivas	73

LISTA DE ABREVIATURAS

APFISN	Asia-Pacific Forest Invasive Species Network
CABI	Centre for Agriculture and Bioscience International
CDB	Convenção sobre a Conservação da Biodiversidade
EARO	Ethiopian Agricultural Research Organization
GPS	Global Positioning System
GISD	Global Invasive Species Database
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MAE	Ministério da Administração Estatal
MEWC	Ministry of Environment, Water and Climate (Zimbabwe)
MICOA	Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental
MITADER/MTA (actualmente)	Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural/Ministério da Terra e Ambiente
WFO	World Flora Online

I. INTRODUÇÃO

1.1 Antecedentes

A biodiversidade pode ser definida como a variedade de formas de vida existentes no planeta Terra. A combinação e interações dessas formas de vida, tanto entre si quanto com o seu ambiente, possibilitam o funcionamento dos ecossistemas e o bem-estar de todo o planeta (Enel 2Green Power, 2025; CDB, 2006). Em Moçambique, aproximadamente 80% da população é dependente da biodiversidade e dos serviços ecossistémicos para a sua subsistência e utiliza esses recursos para assegurar o seu bem-estar social, ambiental e económico (Biofund, 2025).

Segundo IPBES (2024), nos últimos 30-50 anos, a biodiversidade tem registrado um declínio de 2% - 6% por década. Essa perda reduz a capacidade dos ecossistemas, como florestas e oceanos, de sequestrar carbono, aumentando assim as concentrações de gases de efeito estufa e acelerando as mudanças climáticas. Para além disso, compromete a disponibilidade de água, favorece o surgimento de patógenos e agrava algumas formas de poluição hídrica prejudicando a saúde humana, vegetal e animal (IPBES, 2024).

A nível global, as principais ameaças à perda de biodiversidade são a mudança no uso da terra, a extração de recursos, a poluição, espécies exóticas invasoras e as mudanças climáticas (Pulido-Chadid *et al.*, 2023). Destas, as invasões biológicas são consideradas a principal causa de extinção global de espécies de pássaros, mamíferos, répteis, peixes de água doce, plantas, artrópodes e gastrópodes, especialmente nas ilhas (Bellard *et al.*, 2022). Espécies exóticas invasoras são responsáveis por 16% de 60% das extinções globais de plantas e animais, e o custo económico global ultrapassou os 423 bilhões de dólares anuais em 2019 (IPBES, 2019).

Dentre as espécies invasoras, as plantas são consideradas uma das maiores ameaças à conservação a longo prazo da diversidade biológica em habitats terrestres e aquáticos (Lee & Macdonald, 2016; Mack *et al.*, 2015; Wilcove *et al.*, 2008). De acordo com Cronk e Fuller (2015), estas espécies de plantas representam uma ameaça significativa para diversas áreas de conservação da África. A *Lantana camara* está entre as plantas invasoras mais amplamente distribuídas e está presente em muitas áreas protegidas, constituindo uma grande ameaça (Kareiva, 1996).

1.2 Problema de estudo e Justificação

Assim como outras espécies invasoras, as plantas invasoras têm sido responsáveis, desde há várias décadas, pelo declínio de diversas espécies nativas e pela degradação de ecossistemas (Downey & Richardson, 2016). Essas plantas alteram a abundância, reprodução, estrutura e composição de comunidades de plantas locais (Bezemer *et al.*, 2014; Bartomeus *et al.*, 2008), competindo directamente por nutrientes, luz, espaço e água, o que leva à redução da diversidade de plantas nativas (Levine *et al.*, 2003; Lodge 1993). Além disso, podem aumentar a frequência de ocorrência de fogo em florestas e reduzir a produtividade nos ecossistemas invadidos (Pimentel *et al.*, 2005).

Para além dos impactos anteriormente descritos, as plantas invasoras são responsáveis pela disseminação de doenças, facilitação da introdução de outras espécies invasoras e hibridação com as espécies nativas (Davis, 2009). Segundo Lockwood *et al.* (2007), uma vez que processos ecológicos são modificados por uma invasão, a resiliência do sistema é afectada de tal forma que, mesmo eliminando as espécies invasoras, o sistema pode não retornar ao estado pré-invasão.

Em Moçambique, a introdução de espécies invasoras ocorreu ao longo dos anos de forma intencional ou accidental para fins, ornamentais (*Lantana camara* L.), comerciais (*Eucalyptus* sp., *Pinus* sp.) e até mesmo para a conservação (*Casuarina* sp.) (MITADER, 2019; MICOA, 2014; MICOA, 2006). Destas, a *Lantana camara* encontra-se na lista das mais disseminadas no país (MITADER, 2015; MICOA 2010) incluindo em áreas protegidas (Mogeia, 2020). Além disso, ela faz parte da Lista das 100 piores espécies invasoras do mundo de acordo com a IUCN (2025), e tem o potencial para substituir outras espécies nativas e diminuir a biodiversidade em florestas secundárias ou áreas agrícolas, tornando-se a espécie dominante (Wagh *et al.*, 2024).

Em 2007 na Austrália, os efeitos da *Lantana camara* custaram cerca de 104 milhões de dólares em termos de perda de produtividade do gado e despesas para o seu controlo (Grice *et al.*, 2014). Na África do Sul e Austrália, esta espécie tem reduzido a produção nas plantações de espécies de madeira (Bhagwat *et al.*, 2012; Graaff & Graaff 1986).

Não obstante as ameaças acima expostas, no país existem poucos registos sobre a cobertura, distribuição, impactos e interações ecológicas de plantas invasoras, levando a um conhecimento limitado das reais ameaças que estas representam, seus efeitos e padrões de infestação local (Mogeia, 2020). Segundo Chaves *et al.* (2013), o conhecimento das espécies presentes em uma

determinada área e a sua distribuição nas unidades ecológicas constitui uma ferramenta fundamental para a identificação das espécies mais importantes numa comunidade vegetal. Além disso, é crucial na elaboração de estratégias de manutenção, recuperação, manejo e conservação das espécies em áreas naturais (Velazco *et al.*, 2020; Matos & Felfili, 2010).

Neste contexto, o presente trabalho visa fornecer informação actualizada sobre as plantas invasoras no distrito de Báruè, e a distribuição potencial da *Lantana camara* no país, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias de controlo e prevenção, assim como informação de base para estudos posteriores.

1.3 Objectivos

1.3.1 Objectivo geral:

- Caracterizar a ocorrência e distribuição de plantas invasoras no distrito de Báruè, província de Manica.

1.3.2 Objectivos específicos:

- Identificar as espécies de plantas invasoras no distrito de Báruè, província de Manica;
- Determinar os parâmetros fitossociológicos das espécies registadas no distrito de Báruè província de Manica;
- Identificar as áreas potencialmente susceptíveis à invasão da *Lantana camara* no território moçambicano.

1.4 Questões de estudo

1. Quais são as espécies de plantas invasoras que ocorrem no distrito de Báruè província de Manica?
2. Como estão distribuídas as espécies de plantas invasoras no distrito de Báruè província de Manica?
3. Quais são as áreas potencialmente susceptíveis a invasão da *Lantana camara* em Moçambique?

II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Plantas invasoras

Segundo a CBD (2002), espécie exótica é uma espécie introduzida fora de sua distribuição natural, incluindo suas partes reprodutivas. Assim que a sua introdução ou propagação ameaça a biodiversidade, ela é considerada invasora.

Espécies exóticas invasoras são resultado da dispersão accidental ou intencional por actividades humanas. Ao serem introduzidas em novos ambientes livres de inimigos naturais, essas espécies adaptam-se e começam a reproduzir-se de modo que ocupam o habitat de espécies nativas e produzem alterações nos processos ecológicos naturais. Com o tempo, tendem a se tornar dominantes após o período necessário para sua adaptação (Ziller *et al.*, 2004).

2.1.1 Características das plantas invasoras

De acordo com Matos e Pivello (2009), uma espécie invasora, é uma espécie exótica que se destaca por apresentar altas taxas de crescimento, reprodução e dispersão, seja em ambientes naturais ou modificados.

Das características que favorecem a invasão das plantas, destacam-se a grande produção de sementes pequenas, dispersão pelo vento, maturação precoce, formação de banco de sementes com longa durabilidade no solo, reprodução tanto por sementes quanto por brotação, longos períodos de floração e frutificação, rápido crescimento, pioneirismo e adaptação às áreas degradadas, eficiência na dispersão de sementes e no sucesso reprodutivo e produção de toxinas biológicas que inibem o crescimento de plantas de outras espécies nas proximidades (alelopatia) (MEWC, 2014; Ziller, 2001).

As plantas invasoras podem apresentar ciclos de vida anuais ou perenes, e diferentes formas de crescimento, como aquáticas ou arbóreas. Estas causam diversos danos, pois, uma vez estabelecidas, a erradicação e controlo tornam-se extremamente dispendiosos (Clewley *et al.*, 2012).

Segundo a IUCN (2013), as invasões podem ser vistas como um processo composto por várias etapas sucessivas, embora nem todas as espécies atravessem todas essas etapas. Alguns autores identificam três etapas principais nesse processo: introdução, naturalização e integração (Mack *et al.*, 2000) (Figura 1).

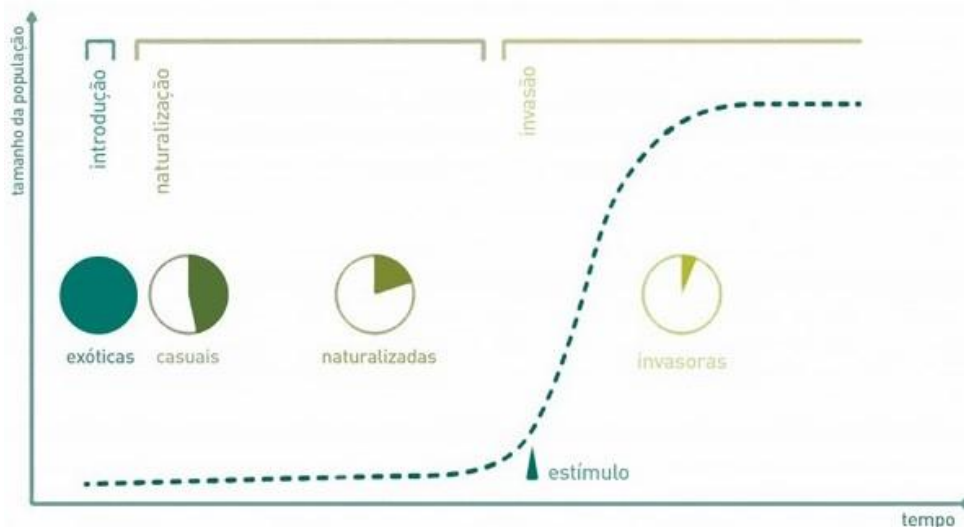


Figura 1: Etapas do processo de invasão biológica

Fonte: Santos, A.I., Calafate, L. (2018)

A introdução é a primeira etapa de invasão, em que a espécie é introduzida num ambiente onde não ocorria anteriormente. A maioria das espécies permanece limitada ao local de introdução e não avança para a fase seguinte. Algumas das espécies introduzidas florescem e reproduzem-se sem intervenção humana, mas não formam populações estáveis.

Na naturalização, uma parte dessas espécies introduzidas estabelecem-se para além da área de introdução, reproduzindo-se e formando populações que se mantêm ao longo de muitas gerações, sem intervenção humana directa e em equilíbrio com as demais espécies.

A invasão/integração é a última etapa, onde algumas das espécies naturalizadas dispersam-se a longas distâncias das plantas-mãe e expandem significativamente as suas populações, podendo causar diversos tipos de impactos. Este crescimento populacional resulta geralmente quando algum estímulo como incêndios, mudanças climáticas ou alterações no uso do solo quebra o equilíbrio existente, desencadeando assim o processo de invasão biológica (Marchante *et al.*, 2014).

2.1.2 Impacto das plantas invasoras

As espécies invasoras provocam impactos tanto bióticos quanto abióticos, afectando a conservação da biodiversidade e dos ecossistemas, pois possuem grande capacidade de dispersão e são capazes de se estabelecerem em diversos tipos de ambientes (Braun, 2022).

Os prejuízos causados pelas plantas invasoras incluem: redução da diversidade e/ou riqueza de espécies nativas, afectando não apenas as plantas, mas também animais e microrganismos; mudanças na estrutura e composição das comunidades vegetais; redução da produtividade agrícola e florestal; alterações químicas no solo, impactando o ciclo de nutrientes, a microbiologia e a hidrologia; riscos à saúde humana e animal; altos custos económicos relacionados à saúde, gestão de áreas produtivas e naturais, entre outros. Esses impactos levam à degradação dos ecossistemas e habitats, frequentemente transformando-os em sistemas dominados por uma única espécie (José *et al.*, 2013; Pimentel, 2002).

Segundo Lockwood *et al.* (2007), após uma invasão, os processos ecológicos são alterados de forma que a resiliência do sistema fica comprometida, o que significa que, mesmo eliminados os indivíduos invasores, o ecossistema pode não voltar ao seu estado original antes da invasão.

Muitos dos impactos causados podem ser definidos e quantificados em termos de custos económicos, que envolvem despesas destinadas à prevenção, redução ou mitigação das perdas causadas por essas espécies. Diagne *et al.* (2021) estimam que as espécies exóticas invasoras são responsáveis por um mínimo de US\$ 1,288 trilhão (dólares americanos de 2017) em danos nos últimos 50 anos, um número que está aumentando constantemente ao longo do tempo.

Por outro lado, algumas plantas invasoras podem trazer benefícios, como contribuir para a recuperação de ecossistemas degradados (Lugo, 2004), estabelecer interações mutualísticas com diversas espécies nativas, incluindo animais (Gleditsch & Carlo, 2011), e oferecer diversos usos para as populações, como para fins ornamentais, lenha, construção e como matéria-prima para a indústria (Kull *et al.*, 2011).

2.2 Plantas invasoras em Moçambique

No documento *Estratégias e Plano de Acção para a Conservação da Diversidade Biológica em Moçambique (2015 – 2035)*, as espécies invasoras são definidas como todas as espécies exóticas que foram introduzidas no território nacional, destacando: *Eucalyptus spp.*, *Pinus spp.*, *Leucaena leucocephala*, *Azadirachta indica*, *Lantana camara*, *Corvus corvus*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Azolla filiculoides* e *Myriophyllum aquaticum*. Salienta-se que a *Lantana camara* é uma das espécies mais disseminadas no país (MITADER, 2015; MICOA, 2010).

Algumas plantas invasoras registadas em zonas protegidas incluem *Parthenium hysterophorus* e *Mimosa pigra* (Pansu *et al.*, 2019; Vieira, 2015), bem como *Vernonanthura phosphorica* (Timberlake *et al.*, 2016). Contudo, registos sobre a distribuição, cobertura, impactos e interações ecológicas destas espécies são escassos no país, o que dificulta a compreensão das reais ameaças que representam e dos padrões locais de infestação. Deste modo, o plano de acção para conservação da biodiversidade propõe o fortalecimento do conhecimento sobre a ecologia das espécies invasoras, com vista ao desenvolvimento de protocolos eficazes de controlo e erradicação (MITADER, 2015).

2.3 *Lantana camara*

2.3.1 Origem e distribuição

Segundo Nawaz *et al.* (2016), *Lantana camara* é uma planta originária da América, região tropical e subtropical e actualmente é encontrada em muitas das regiões tropicais e subtropicais do mundo, cresce em aproximadamente 50 países do mundo.

2.3.2 Hábito e crescimento

Esta espécie cresce principalmente em áreas que vão de 0 a 2000 m de altitude, tanto em regiões temperadas, subtropicais e tropicais. A *Lantana camara* apresenta elevada taxa de crescimento e grande capacidade de sobrevivência em condições desfavoráveis, o que contribui para o seu sucesso ecológico em comparação com outras espécies do género *Lantana* (Nawaz *et al.*, 2016).

A *Lantana camara*, pode crescer em áreas de alta pluviosidade com climas tropicais, subtropicais e temperados. Seu crescimento é favorecido em solos ricos e orgânicos, mas também pode crescer em solos argilosos e basálticos bem drenados (Kifetew & Woldu, 2021).

Em geral, a planta é adaptável a vários factores ambientais, como calor, humidade, seca, salinidade e diferentes tipos de solo; Caracteriza-se também por apresentar um rápido estabelecimento em áreas recentemente queimadas e alta resistência ao fogo (Wagh *et al.*, 2024).

Além disso, por ser uma planta com elevada tolerância a condições adversas e rápida capacidade de regeneração, ela cresce principalmente em áreas abertas e perturbadas, como bermas de estradas, de linhas ferroviárias e canais (Wagh *et al.*, 2024).

2.3.3 Características gerais

A *Lantana camara* faz parte da família Verbenaceae, e é geralmente conhecida como flor-de-são-miguel, camarazinho, catinga-de-mulata, salvia selvagem ou lantana-vermelha por apresentar grande biodiversidade sob condições desfavoráveis (Nawaz *et al.*, 2016; Sharma, 1988).

A Lantana é caracterizada por ser um arbusto aromático, erecto e semitrepador, com altura entre 1,0 e 1,4 metros, ramos espinhosos, folhas com cerca de 3,8 cm de largura e 7,6 cm de comprimento. As flores apresentam com diversas cores, incluindo lilás, laranja, rosa, amarelo e branco, tendendo a mudar de tonalidade com a idade. Os frutos são do tipo drupa, semelhantes a bagas, e amadurecem do verde para o roxo escuro (Nawaz *et al.*, 2016).

2.3.4 Impactos

Vários pesquisadores revelam que a *Lantana camara* é uma espécie invasora, classificada como uma infestante nociva, pois é prejudicial para diversas actividades humanas, como a agricultura e o turismo, além de representar uma ameaça para os ecossistemas naturais (Dessalegn, 2003; EARO, 1996; Takur *et al.*, 1992).

Segundo Wagh *et al.* (2024), a *Lantana camara* dificulta o crescimento de novas árvores por formar arbustos densos retardando assim a regeneração das florestas. Apesar de ser resistente ao fogo, ela altera os padrões de incêndio ao acumular combustível, aumentando o risco de propagação para o dossel, especialmente em áreas secas e áridas, onde os incêndios podem se espalhar rapidamente,

provocando grandes danos ao ecossistema. Ademais, a *Lantana camara* reduz a produtividade das pastagens, prejudicando o crescimento das culturas e dificultando a colheita, fornece abrigo para mosquitos transmissores de malária e mosca tsé-tsé na África o que afecta negativamente o ambiente.

2.3.5 Métodos de controlo

Devido aos impactos negativos das espécies invasoras, diversos programas foram implementados para a sua erradicação ou controlo. A escolha do método depende da severidade e do tipo de invasão, destacando-se o controlo químico, biológico, mecânico e o uso de queimadas (Urban *et al.*, 2011; Mabuda, 2005; Day *et al.*, 2003b; Denton *et al.*, 1991). Contudo, diante das crescentes preocupações com a protecção da biodiversidade, esses métodos têm sido questionados pelos impactos negativos que podem causar.

Neste contexto, o controlo biológico é considerado uma alternativa viável e sustentável a longo prazo (Day *et al.*, 2003b). Esse método baseia-se na premissa de que os agentes biológicos podem reduzir significativamente a aptidão das plantas invasoras e, em determinadas circunstâncias, diminuir a sua densidade populacional (Zalucki *et al.*, 2007). O controlo biológico clássico é recomendado para populações amplamente estabelecidas, mantendo-as em níveis aceitáveis, embora raramente promova sua erradicação total (Wittenberg & Cock, 2001). O seu sucesso depende de diversos factores, como a variação intraespecífica da invasora, as condições climáticas e aspectos ecológicos da planta e dos agentes de controlo (Zalucki *et al.*, 2007; Zalucki & Van Klinken, 2006; Day *et al.*, 2003a; Day & Naser, 2000a). Contudo, importa destacar que este método nem sempre apresenta resultados desejados, devido à sua complexidade de aplicação (Priyanka & Joshi, 2013; Urban *et al.*, 2011; Broughton, 2000).

Os métodos mecânicos, como arranque, corte e roçada, são mais indicados para invasões iniciais, mas apresentam elevado custo e exigem repetição contínua (Wittenberg & Cock, 2001). Já o controlo químico baseia-se principalmente na aplicação de herbicidas, que reduzem o crescimento e a competitividade das plantas invasoras, sendo frequentemente mais eficaz quando os métodos mecânicos não são suficientes (Simberloff, 2008; Tu *et al.*, 2001; Wittenberg & Cock, 2001; Bussan & Dyer, 1999; Sigg, 1998).

Os métodos de controlo da *Lantana camara*, incluem métodos mecânicos, biológicos e químicos. Todavia, cada método apresenta vantagens e desvantagens, sendo essencial uma selecção criteriosa (Kumar *et al.*, 2016; Sharma *et al.*, 2005).

i. Controlo mecânico

A remoção manual das plantas é fundamental para o controlo mecânico de *Lantana camara*. Contudo, essa prática costuma ser viável somente em áreas reduzidas ou nas fases iniciais da infestação, pois pode demandar muito trabalho e um alto custo. Outra técnica de controlo mecânico, envolve o replantio com plantas naturais após a aplicação de fogo como método de controlo (Wagh *et al.*, 2024).

Segundo D'Oliveira *et al.* (2018), em locais com alta infestação, pode se recorrer ao uso de máquinas para o corte da *Lantana camara*. No entanto, é essencial complementar o controlo com a aplicação de herbicidas, uma vez que a rebrotação da planta é muito intensa.

ii. Controle químico

Segundo Ferrell *et al.* (2012), o uso de herbicidas químicos é o método mais apropriado para o controlo da *Lantana camara*, pois é bastante eficaz. Porém torna-se caro e inviável em muitos países em via de desenvolvimento onde a espécie está amplamente estabelecida. Portanto, a maneira mais eficaz para controlar quimicamente a planta é cortando-a antes de aplicar o herbicida; no entanto, essa prática pode ter impactos negativos no ecossistema.

iii. Controlo biológico

De acordo com Sharma *et al.* (2005), existem 41 agentes conhecidos para o controlo biológico da *Lantana*. Porém, nenhum dos libertados em 32 países conseguiu controlar eficazmente a planta invasora. Entretanto, algumas espécies que se estabeleceram, como o percevejo sugador (*Teleonemia scrupulosa*), besouros mineiros de folhas (*Octotoma scabripennis* e *Uroplata girardi*), e a mosca que se alimenta de sementes (*Ophiomyia lantanae*), tiveram um impacto significativo na planta (APFISN, n.d.).

As principais razões pelas quais o controlo biológico não tem sido bem sucedido são provavelmente, a grande diversidade genética e as numerosas formas híbridas de *Lantana camara*

que dificultam a acção eficaz dos agentes de controlo sobre todas as espécies desta planta (Wagh *et al.*, 2024).

iv. Controlo preventivo

A prevenção da propagação de Lantana é o método de controlo mais económico. O mesmo consiste na restrição de novas importações da planta para o país ou região, restringir sua venda e uso em jardins, além de implementar o controlo estratégico das infestações nos locais onde já estão presentes (APFISN, n.d.).

2.3.6 Usos

A *Lantana camara* é principalmente utilizada para fins medicinais, decorativos, fabricação de móveis, mas também serve como lenha, cobertura morta e cerca para gado. Os seus extractos têm propriedades antimicrobianas, fungicidas, inseticidas e nematicidas. Por exemplo, o óleo da Lantana é usado para o tratamento de coceiras, feridas e doenças de pele, além de ser utilizado na medicina tradicional para o tratamento de diversas doenças, como câncer, asma, úlceras, febres e reumatismo. As hastes tratadas podem ser usadas para produzir papel.

Além disso, a Lantana fornece abrigo e alimento para aves, especialmente em áreas onde o habitat natural é escasso, e também é uma fonte de néctar para borboletas e mariposas; e a aranha saltadora (*Evarcha culicivora*) utiliza a planta como local de alimentação e acasalamento. A planta ajuda também, na prevenção de erosão do solo e é uma fonte de matéria orgânica para pastagens. Na Austrália, a Lantana como planta ornamental é uma importante fonte de renda para o sector de viveiros (APFISN, n.d.; Wagh *et al.*, 2024).

III. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em Agosto de 2024, no distrito de Báruè, localizado a noroeste da província de Manica. O mesmo é limitado a norte pelo Distrito de Guro, através do rio Mupha. A oeste é delimitado pela República do Zimbabwe, através do rio Kaeredzi, a sul pelos Distritos de Manica e Gondola através do rio Punguè. E, a este pelo Distrito de Macossa (MAE, 2005). A área de estudo situa-se aproximadamente nas coordenadas geográficas 18°03'54.16" S de latitude e 33°10'28.23" E de longitude (2Markers, 2025) (Figura 2).

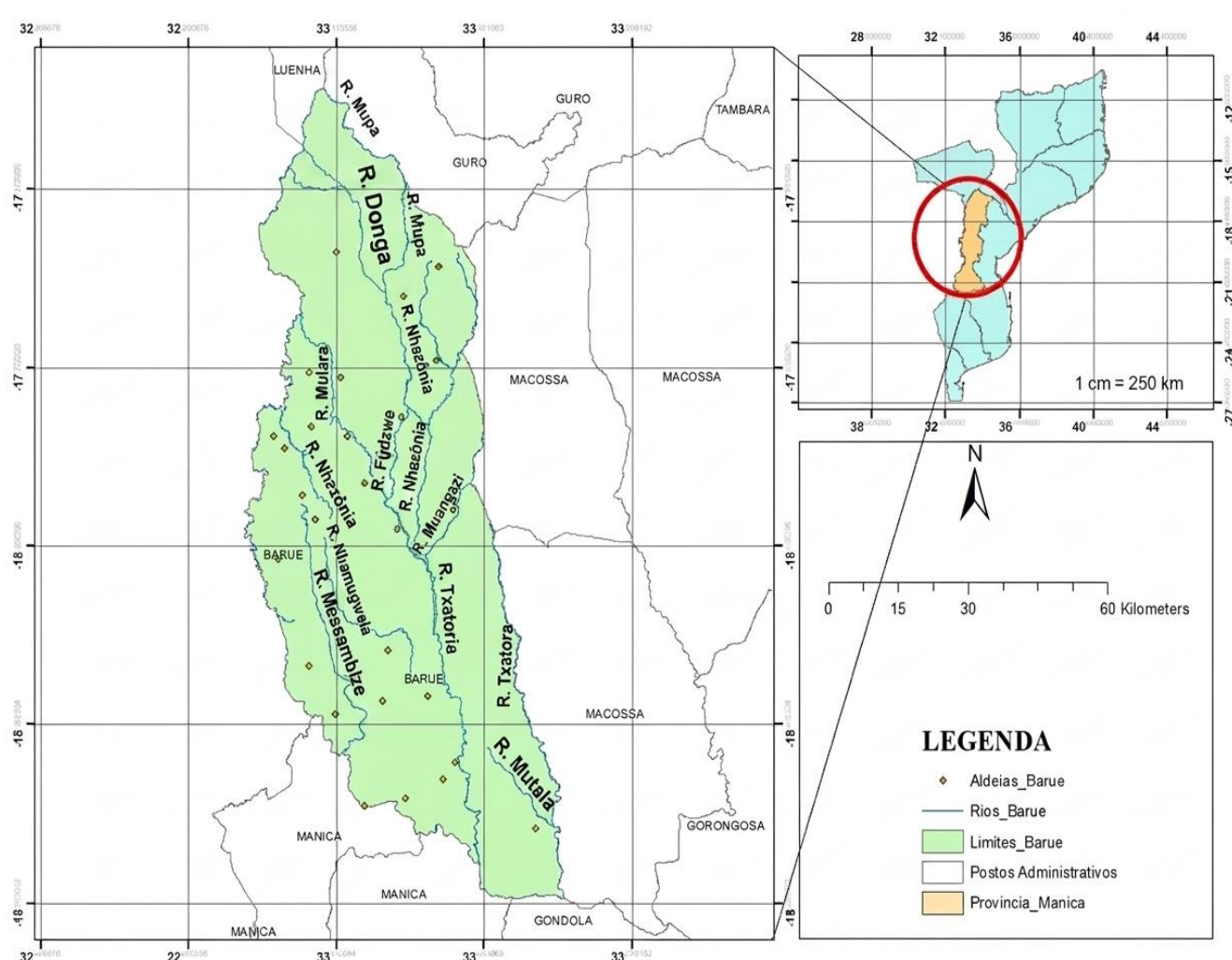


Figura 2: Localização da área de estudo

3.2 Condições edafo-climáticas

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima predominante no distrito de Báruè é do tipo tropical chuvoso de savana, especialmente na região planáltica ao redor do maciço montanhoso de Choa. Apresenta duas estações bem definidas: a estação chuvosa, mais acentuada nas áreas elevadas como Choa, e a estação seca. Uma pequena parte a norte do Distrito é caracterizado pelo clima tropical semi-árido (MAE, 2005).

A temperatura média anual varia entre 20 e 26°C na região de Catandica e entre 20 e 24°C na região de Choa. Entretanto, no verão, as temperaturas dificilmente ultrapassam os 34°C, o inverno é relativamente frio e a amplitude térmica anual não é muito elevada (MAE, 2005).

A precipitação média anual em Catandica (estação mais próxima), está em torno de 1.591 mm, enquanto a evapotranspiração potencial média anual é de cerca de 1.240 mm (MAE, 2005).

O distrito caracteriza-se por ter solos argilosos e de boa permeabilidade, contudo, as regiões da localidade de Nhassacara (planície do norte) apresentam solos areno-argilosos, de fraca fertilidade (MAE, 2005).

3.3 Levantamento das espécies invasoras

O levantamento da vegetação foi realizado no âmbito do projecto (*SUSTAIN PRO – productive Landscape for inclusive Growth in Mozambique*) promovido pela IUCN, que tem como objectivo promover sistemas alimentares sustentáveis e paisagens produtivas.

O projecto pré-estabeleceu alguns pontos de levantamento, como CDRs (campos de demonstração de resultados), nascentes de água, florestas, áreas abandonadas e bermas de estradas. Em cada ponto foram marcados 4 transectos de 300 m a norte, este, sul e oeste, e em cada transecto foram demarcadas 3 parcelas de amostrais de 50 m x 20 m, separados por uma distância de 50 m (Booth, *et al.*, 2003) (Figura 3).

O levantamento foi feito através de uma amostragem probabilística sistemática, onde os pontos foram previamente lançados no *Google Earth* e em seguida introduzidos no GPS. A colecta de dados seguiu as principais vias de acesso do distrito, mantendo um espaçamento de 2-3 km entre os pontos.

Alguns pontos inicialmente definidos localizavam-se em áreas de difícil acesso, como áreas pedregosas sem vegetação. Nesses casos, os pontos foram translocados para locais mais próximos possível e realizou-se o levantamento. No total foram 108 pontos de levantamento.

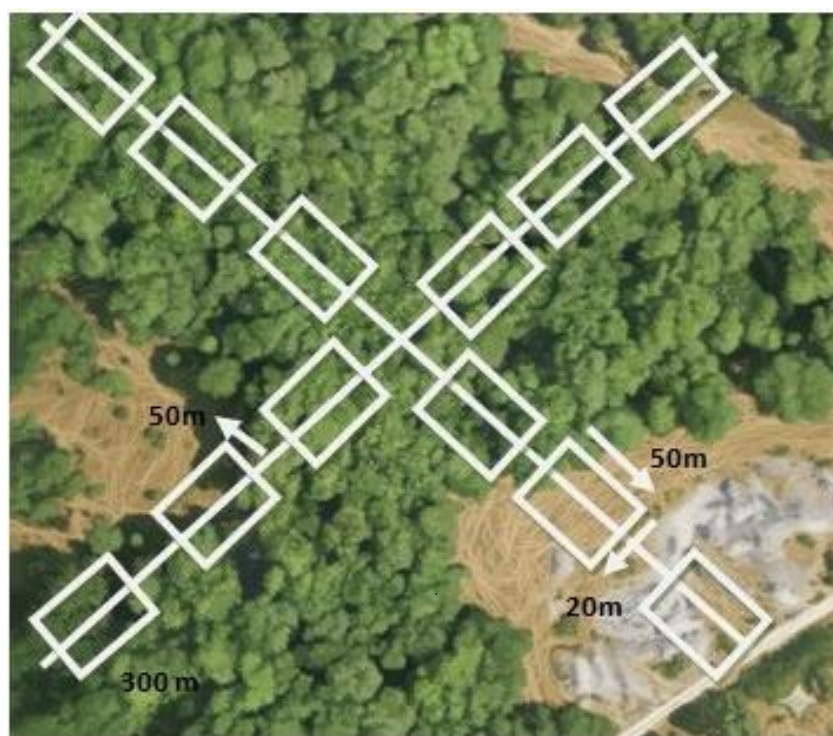


Figura 3: Disposição das parcelas nos pontos de amostragem

Nesses locais, foram realizados levantamentos de plantas arbóreas, arbustivas e herbáceas. Para as espécies arbóreas e arbustivas, fez-se a identificação e contagem de todas as plantas com DAP (diâmetro à altura do peito) inferior a 5 cm, e aquelas com $DAP \geq 5$ cm fez-se a contagem e medições do diâmetro usando uma suta, tendo-se registado: o nome científico, o número de indivíduos da espécie, número de fuste (troncos), sanidade do fuste e a respectiva altura através do

método de estimativa visual (Muturi, 2012; Silva *et al.*, 2012). Observou-se também a qualidade da copa e tipo de área, na ficha previamente preparada para o levantamento de arbustos e árvores.

Quanto às espécies herbáceas, o levantamento foi feito por meio de lançamento da quadrícula de 1 m² (1 m x 1 m) em 10 pontos dentro de cada parcela amostral de 1000 m², seguindo um padrão em X, onde o espaçamento entre as quadrículas foi de 10 m. Dentro de cada quadrícula, foi registrada: a abundância, cobertura e altura de cada espécie presente.

3.4 Identificação das espécies

A identificação das espécies em cada parcela e/ou quadrícula, foi feita com recurso a manuais de campo, aplicativo *PlantNet* e ajuda do colector botânico que acompanhou todas as etapas do trabalho de campo. As espécies não identificadas no campo foram colhidas e levadas para o Herbário da Faculdade de Ciências da UEM (Departamento de Ciências Biológicas) para a sua identificação. Após esta fase, fez-se a classificação das espécies observadas em invasoras e não invasoras, recorrendo-se à base de dados da CABI (2025).

3.5 Determinação dos parâmetros fitossociológicos

3.5.1 Frequência

A frequência é um parâmetro que indica se uma espécie está presente ou ausente nas unidades ou parcelas amostradas, podendo ser expressa como absoluta ou relativa (Booth *et al.*, 2003; Kozera, 2001).

i. Para as herbáceas

$$Fa_i = \frac{N^o \text{ de quadrículas que contém a espécie } i}{N^o \text{ total de quadrículas}} \quad (1)$$

$$Fr_i = \frac{Fa_i}{\sum Fa} \times 100\% \quad (2)$$

Onde:

Fa_i: frequência absoluta da espécie i;

FR_i : frequência relativa da espécie i;

$\sum Fa$: somatório das frequências absolutas de todas as espécies.

ii. Para as lenhosas

$$Fai = \left(\frac{Pi}{P} \right) \quad (3)$$

$$FRi = \left(\frac{Fai}{\sum Fa} \right) \times 100\% \quad (4)$$

Onde:

Fa_i : frequência absoluta da espécie i;

P_i : número de parcelas com ocorrência da espécie i;

P: número total de parcelas;

FR_i : frequência relativa da espécie i;

$\sum Fa$: somatório das frequências absolutas de todas as espécies.

3.5.2 Abundância

A abundância corresponde ao número de indivíduos de uma determinada espécie dentro de uma área definida. Essa quantificação foi realizada através da contagem de indivíduos de uma dada espécie numa área de 1 m², utilizando-se à escala adaptada de Daubermire (1968):

Abundância (plantas/indivíduos por m²)

1 = Raro (1 a 5 plantas)

2 = Pouco comum (6 a 14 plantas)

3 = Comúm (15 a 29 plantas)

4 = Abundante (30 a 99 plantas)

5 = Muito abundante (+ de 100 plantas)

Para o cálculo da abundância média (ou absoluta) e da abundância relativa, aplicou-se as fórmulas adaptadas de Magombe (2000):

$$\overline{Ab}_i = \frac{\sum Ab_i}{N^o \text{ de vezes em que foi registada a espécie } i} \quad (5)$$

$$\overline{Abr}_i = \frac{\overline{Ab}_i}{\sum \overline{Ab}} \times 100\% \quad (6)$$

Onde:

$\overline{Ab}_i$: Classe média de abundância da espécie i;

$\sum Ab_i$: Soma das classes de abundância da espécie i;

$\overline{Abr}_i$: Abundância relativa da espécie i;

$\sum \overline{Ab}$: é o somatório dos valores médios das abundâncias de todas as espécies.

3.5.3 Cobertura

A cobertura de uma espécie representa a proporção da superfície do solo ocupada pela projecção perpendicular da parte aérea dos indivíduos dessa espécie, sendo expressa em percentagem da área total observada (Colma, 1982). Estimou-se a cobertura com base na escala adaptada de Daubernmire (1968).

Cobertura

1 = 0 a 5 % da área coberta por m²

2 = 6 a 25 % da área coberta por m²

3 = 26 a 50 % da área coberta por m²

4 = 51 a 75 % da área coberta por m²

5 = 76 a 100 % da área coberta por m²

Para a determinação da cobertura média (ou absoluta) e cobertura relativa aplicou-se as seguintes fórmulas adaptadas de Magombe (2000):

$$\overline{Cob}_i = \frac{\sum Cob_i}{Nr\ de\ vezes\ que\ foi\ registada\ a\ espécie\ i} \times 100 \quad (7)$$

$$Cobr_i = \frac{\overline{Cob}_i}{\sum \overline{Cob}} \times 100\% \quad (8)$$

Onde:

$\overline{Cob}_i$: é a classe média da cobertura da espécie i;

$\sum Cob_i$: é a soma das classes de cobertura da espécie i.

$Cobr_i$: é a cobertura relativa da espécie i;

$\sum \overline{Cob}$: é a somatório dos valores médios das coberturas de todas as espécies.

3.5.4 Densidade (espécies arbóreas)

A densidade representa a participação das diferentes espécies dentro da comunidade vegetal. A densidade absoluta (DA) refere-se à quantidade de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área, enquanto a densidade relativa (DR) indica a participação de cada espécie em relação ao número total de indivíduos (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974):

$$DA = \frac{n}{Área} \quad (9)$$

$$DR = \left(\frac{n}{N}\right) * 100 \quad (10)$$

Onde:

DA: Densidade absoluta;

n: número de indivíduos de uma determinada espécie;

N: número total de indivíduos;

DR: Densidade relativa.

3.5.5 Dominância (espécies arbóreas)

A dominância diz respeito à taxa de ocupação do ambiente pelos indivíduos de uma dada espécie por unidade de área ou a projecção da área basal à superfície do solo, normalmente considerada por hectare (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974):

$$DoA = \frac{g_i}{Área (ha)} \quad (11)$$

$$g_i = \frac{\pi \cdot DAP^2}{4} \quad (12)$$

$$DoR = \left(\frac{g_i}{G}\right) \times 100 \quad (13)$$

Onde:

DoA: Dominância absoluta;

g_i : Área basal;

DAP: Diâmetro à altura do peito;

DoR: Dominância relativa;

G: Somatório das áreas basais das espécies.

3.5.6 Índice de Valor de Importância (IVI)

O Índice de Valor de Importância (IVI) permite identificar as espécies mais relevantes dentro da área analisada. Esse índice é composto pelos parâmetros relativos da estrutura horizontal da vegetação (Felfili & Venturoli, 2000). Em termos teóricos, a espécie com maior IVI é considerada a que obtém maior êxito na exploração dos recursos disponíveis em seu ambiente (Durigan, 2003).

i. Para as herbáceas

$$IVI = Abr + Cobr + Fr \quad (14)$$

ii. Para as arbóreas

$$IVI = DR + FR + DoR \quad (15)$$

Onde:

IVI: Índice do Valor de importância;

CobR: Cobertura relativa;

Fr: Frequência relativa;

DR: Densidade relativa;

FR: Frequência relativa;

DoR: Dominância relativa.

3.6 Modelagem da distribuição potencial da *Lantana camara*

Para a modelação da distribuição actual e futura (2050 e 2075) da invasão da espécie em estudo no país, foi utilizado o Modelo de Distribuição de Espécies de Entropia Máxima na sua versão 3.4.1, conhecido como MaxEnt.

O MaxEnt é uma importante ferramenta que baseia-se no princípio de entropia máxima, é usada para fazer predições da distribuição espacial das espécies utilizando localizações de pontos de presença e variáveis ambientais do habitat (Mabjaia, 2024; Phillips *et al.*, 2006).

A selecção das variáveis finais para correr o modelo atendeu a três critérios: (1) aquelas que foram estatisticamente importantes para determinar os dados de presença da *Lantana camara*, (2) as que são biologicamente/ecologicamente importantes para o estabelecimento e invasão da *Lantana camara* e (3) as que não apresentaram colinearidade com outras variáveis bioclimáticas. Este processo resultou na selecção de 6 variáveis climáticas: temperatura média anual (BIO 1),

temperatura mínima do mês mais frio (BIO 6), amplitude térmica anual (BIO 7), temperatura média do trimestre mais seco (BIO 9), precipitação do mês mais seco (BIO 14), e precipitação do trimestre mais seco (BIO 17). O critério determinante para a selecção destas variáveis foi a sua importância bioecológica.

Nas configurações do *software MaxEnt*, seleccionou-se 10 réplicas e usou-se a média de resultados de todos os modelos para obter um modelo mais robusto. Foram seleccionados 75% dos dados de presença para serem utilizados como dados de treino do modelo e 25% para serem utilizados na validação do modelo e usou-se o formato de saída da transformação *Cloglog* devido à sua fundamentação teórica mais sólida em comparação com os demais formatos (Gwate *et al.*, 2023; Diarrassouba *et al.*, 2019).

A modelação foi feita para dois contextos, actual (2025) e futuro (2050 e 2075), tendo em conta as mudanças climáticas. Escolheu-se o ano de 2050 como referência por convenção para representar o período (2041-2060) e 2075 para representar (2061-2080), capturando mudanças climáticas de médio e longo prazo respectivamente. Para o futuro, foram considerados dois cenários (RCP 4.5 e RCP 8.5); onde o RCP 4.5 representa uma trajectória de estabilização, em que políticas de mitigação são implementadas, como a transição para tecnologias energéticas de baixa emissão e a utilização de captura e armazenamento de carbono. Em contrapartida, o RCP 8.5, descreve uma trajectória de altas emissões, caracterizada por crescimento populacional acelerado, alta demanda energética e forte dependência de combustíveis fósseis e da produção de alimentos (Riahi *et al.*, 2011; Thomson *et al.*, 2011).

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Composição Florística

Nos levantamentos realizados neste estudo, identificou-se um total de 247 espécies, distribuídas por 168 gêneros e 61 famílias, das quais 53 espécies foram classificadas como invasoras (Tabela 1).

Tabela 1: Composição florística do levantamento realizado no distrito de Báruè

FAMÍLIA	Nr. de gênero	Nr. de espécie	Percent. de espécie (%)	Nr. de espécies invasoras	Nr. de espécies não invasoras
Verbenaceae	3	4	1,619	1	3
Poaceae	20	30	12,146	13	17
Fabaceae	29	58	23,482	9	49
Myrtaceae	1	1	0,405	0	1
Asteraceae	18	23	9,312	9	14
Hypericaceae	1	1	0,405	0	1
Melastomataceae	1	1	0,405	0	1
Annonaceae	3	3	1,215	1	2
Chrysobalanaceae	1	1	0,405	0	1
Nephrolepidaceae	1	1	0,405	0	1
Euphorbiaceae	7	12	4,858	3	9
Convolvulaceae	2	2	0,810	1	1
Menispermaceae	1	2	0,810	0	2
Typhaceae	1	1	0,405	0	1
Asparagaceae	2	2	0,810	2	0
Boraginaceae	1	1	0,405	0	1
Cyperaceae	2	4	1,619	1	3
Araceae	1	1	0,405	1	0
Malvaceae	7	9	3,644	1	8
Lamiaceae	2	2	0,810	0	2
Phyllanthaceae	2	3	1,215	0	3
Amaranthaceae	2	2	0,810	1	1
Moraceae	1	2	0,810	1	1
Rubiaceae	4	4	1,619	1	3
Nyctaginaceae	1	1	0,405	1	0
Tiliaceae	1	1	0,405	0	1
Apocynaceae	4	4	1,619	0	4
Polygalaceae	2	2	0,810	0	2

Tabela 1: Composição florística do levantamento realizado no distrito de Báruè (cont.)					
Dennstaedtiaceae	1	1	0,405	1	0
Commelinaceae	1	1	0,405	1	0
Pedaliaceae	1	1	0,405	0	1
Ranunculaceae	1	1	0,405	0	1
Sapindaceae	6	7	2,834	1	6
Smilacaceae	1	1	0,405	0	1
Acanthaceae	2	2	0,810	0	2
Oxalidaceae	1	1	0,405	1	0
Loganiaceae	1	3	1,215	0	3
Caesalpiniaceae	1	1	0,405	0	1
Combretaceae	3	8	3,239	0	8
Anacardiaceae	2	2	0,810	1	1
Lauraceae	1	2	0,810	0	2
Polygonaceae	1	1	0,405	0	1
Rhamnaceae	1	3	1,215	1	2
Bignoniaceae	2	6	2,429	0	6
Araliaceae	1	2	0,810	0	2
Proteaceae	1	1	0,405	0	1
Sapotaceae	1	1	0,405	0	1
Sterculiaceae	1	2	0,810	0	2
Celastraceae	3	4	1,619	0	4
Ochnaceae	1	3	1,215	0	3
Connaraceae	1	1	0,405	0	1
Ebenaceae	2	3	1,215	0	3
Cactaceae	1	1	0,405	0	1
Flacourtiaceae	2	3	1,215	1	2
Rutaceae	1	1	0,405	0	1
Scrophulariaceae	1	1	0,405	0	1
Dilleniaceae	1	1	0,405	0	1
Capparaceae	1	1	0,405	0	1
Clusiaceae	1	1	0,405	0	1
Simaroubaceae	1	1	0,405	0	1
Meliaceae	1	1	0,405	0	1
Total	168	247	100	53	194

As famílias que apresentaram maior número de espécies foram: Fabaceae 58 (23,48%), Poaceae 30 (12,14%), Asteraceae 23 (9,31%), Euphorbaceae 12 (4,85%) e Malvaceae 9 (3,64%). As restantes apresentaram um número abaixo de 9 (3,64%). A predominância das famílias Fabaceae, Poaceae e Asteraceae foi reportada em vários estudos similares realizados em diferentes regiões do país (Benvindo, 2024; Mabjaia, 2024; Matlasse 2021 e Zavale 2018). A razão por detrás dessa predominância deve-se a factores ecológicos e biológicos dessas famílias que favorecem sua abundância e distribuição, tais como a alta capacidade de produção e dispersão de sementes, sistema radicular e caulinar bastante desenvolvido e resistência a diferentes condições climáticas e de solo (Freschet *et al.*, 2021; (Poschlod *et al.*, 2013). A família Fabaceae por exemplo, possui uma elevada diversidade de espécies, capacidade de prosperar em vários biomas, grande potencial na fixação de nitrogénio e adaptabilidade funcional (Siddiqui, 2025).

4.2 Parâmetros fitossociológicos

4.2.1 Vegetação herbácea

i. Frequência Relativa

Os resultados da frequência relativa mostram que, entre as 10 espécies mais frequentes destacam-se a *Vernonia poskeana* com 12,53%, seguida pela *Celosia trigyna* com 9% e pela *Hyperthelia dissoluta* com 7,77%. A seguir, está a *Melinis repens* (5,70%), *Trichodesma zeylanicum* (5,31%), *Jacquemontia tamnifolia* (3,58%), *Digitaria perrottetii* (3,47%), *Corchorus triloculares* (3,19%), *Panicum maximum* (2,57%) e *Loudetia simplex* (2,35%). As espécies restantes apresentaram frequências relativas abaixo de 2,35% (Figura 4).

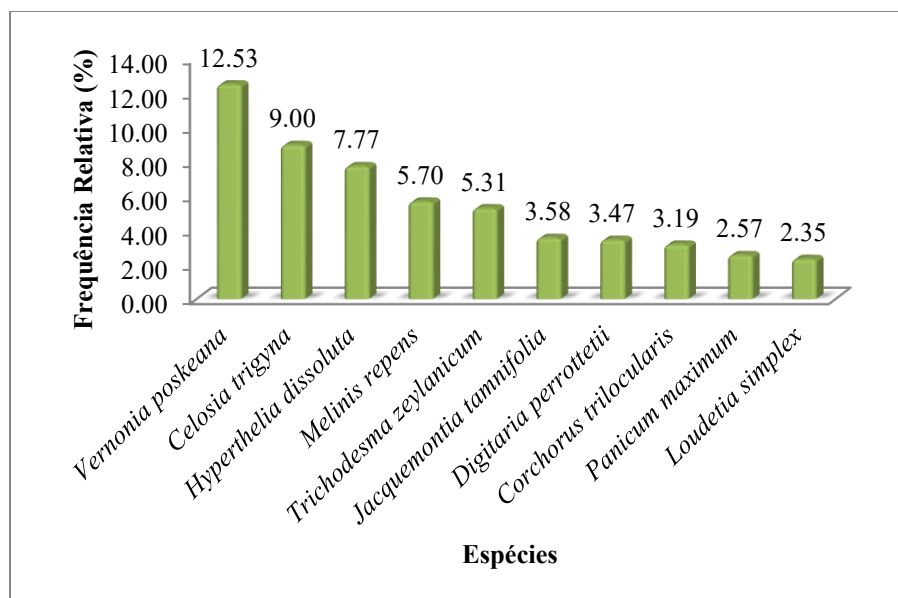


Figura 4: Frequência relativa das espécies herbáceas

A elevada frequência relativa de *Vernonia poskeana*, *Celosia trigyna* e *Hyperthelia dissoluta* observada no presente estudo, pode estar associada às suas adaptações ecológicas que lhes conferem vantagens competitivas em diferentes tipos de ambiente, sejam perturbados ou não.

A *Vernonia poskeana* é reconhecida pela sua ampla distribuição e capacidade de adaptação a diversos habitats, incluindo pastagens, florestas decíduas, margens de rios, estradas e afloramentos rochosos. Prefere solos arenosos profundos e ocorre desde o nível do mar até altitudes de 1500 metros, o que evidencia uma elevada capacidade de colonização em zonas abertas e margens de floresta (WFO, 2025; Pope, 1986).

Por outro lado, a *Celosia trigyna* é frequentemente encontrada em ambientes perturbados, como campos cultivados e margens de cursos de água, desenvolvendo-se bem em solos variados, desde arenosos até areno-argilosos. A sua presença desde o nível do mar até cerca de 1900 metros de altitude, aliada à sua tolerância ecológica, explica a sua abundância (Fern, 2025; von Staden, 2017).

A *Hyperthelia dissoluta*, por sua vez, é uma gramínea comum em savanas, pastagens e margens de florestas. Adapta-se bem em solos arenosos profundos e áreas perturbadas como margens de estradas e zonas agrícolas, apresentando grande capacidade de colonização em ambientes abertos (Heuzé *et al.*, 2015).

ii. Abundância Relativa

Os resultados mostram que, a espécie mais abundante foi a *Loudetia simplex* com 3,91% da abundância total, seguida de *Heteropogon melanocarpus* (2,15%), *Bulbostylis burchellii* (2,09%) e *Hyperthelia dissoluta* (1,98%). As restantes espécies tiveram uma abundância relativa inferior a 1,98% (Figura 5).

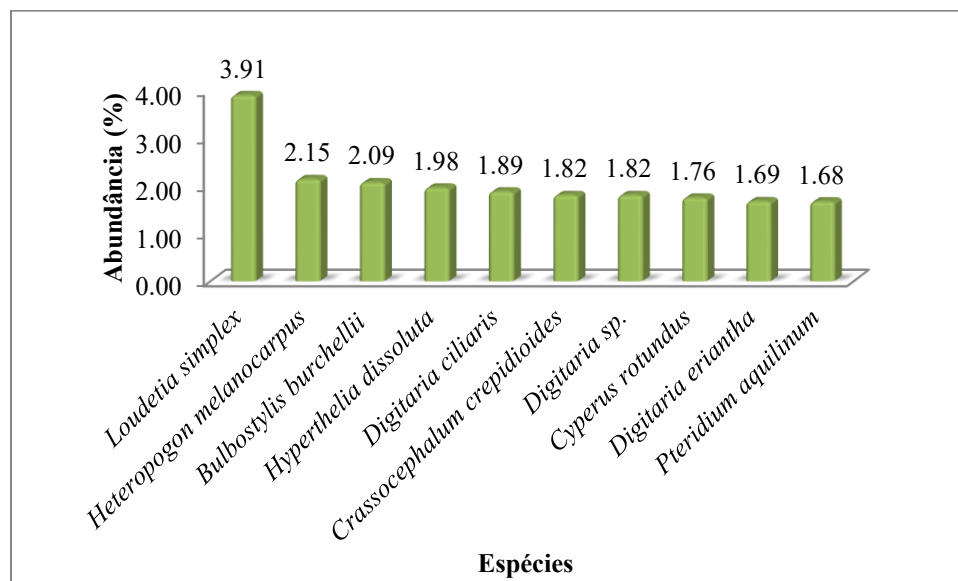


Figura 5: Abundância relativa das espécies herbáceas

De acordo com Hutchinson (1961), a alta abundância relativa de uma espécie pode indicar que ela tenha utilizado estratégias adaptativas resultantes da competição com outras espécies, ou que apresenta alta capacidade de colonização. No caso de *Loudetia simplex*, estudos morfológicos mostram que ela possui bases foliares densas e persistentes, que protegem os meristemas do fogo e permitem rebrotamento eficiente após queimadas, característica essencial para sua sobrevivência e manutenção de alta abundância em ambientes sujeitos a incêndios frequentes (Hagl *et al.*, 2021).

Pode constatar-se que está-se perante uma comunidade vegetal equilibrada, sem dominância expressiva de uma única espécie. Observa-se variações muito pequenas na abundância relativa entre espécies (como 0,1%), que podem ser interpretadas como ecologicamente pouco expressivas,

especialmente em comunidades com alta equitabilidade, conforme os princípios discutidos por Magurran (2004).

iii. Cobertura Relativa

Os resultados da cobertura relativa mostram que, a *Senna occidentalis* apresenta maior cobertura relativa de 2,02% seguida por *Loudetia simplex* (1,92%), *Bulbostylis burchellii* (1,86%), *Heteropogon melanocarpus* (1,85%), *Hyperthelia dissoluta* (1,79%). E as restantes apresentam uma cobertura relativa inferior a 1,79% (Figura 6).

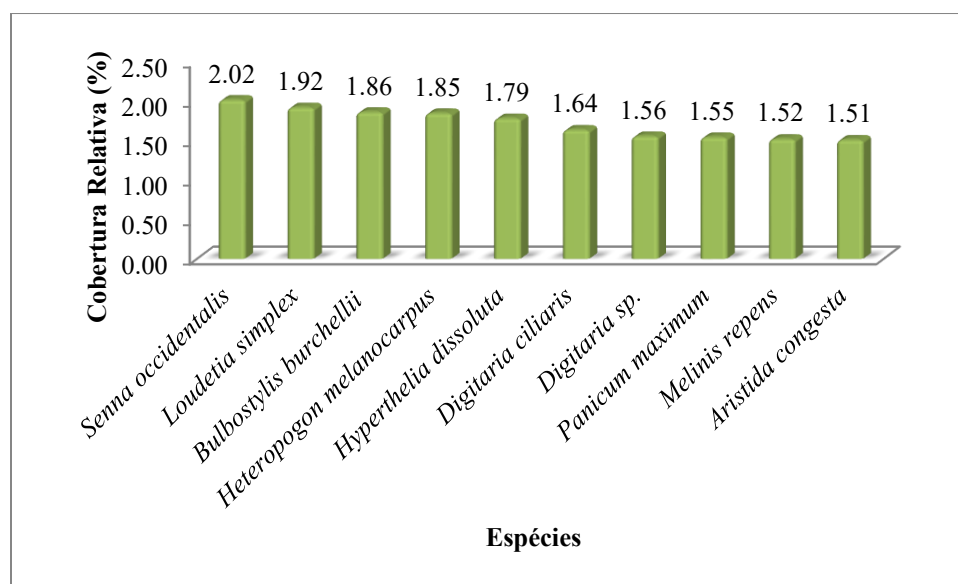


Figura 6: Cobertura relativa das espécies herbáceas

A *Senna occidentalis* é uma planta de porte arbustivo, com crescimento intenso e pode atingir até 2 metros de altura (Fern, 2025). Ao analisar os resultados obtidos, observa-se que essa espécie, não está entre as 10 espécies mais abundantes. Segundo Braun-Blanquet (1979), espécies com poucos indivíduos, mas de grande porte, podem apresentar alta cobertura relativa mesmo com baixa abundância. Isso deve-se à sua capacidade de ocupar amplas áreas do solo, resultado de seu porte robusto e estrutura bem desenvolvida.

iv. Índice de Valor de Importância (IVI)

Os resultados mostram que, a espécie que apresentou maior índice de valor de importância (IVI) foi a *Vernonia Poskeana* com 14,29%, seguida pelas espécies *Hypertelia dissoluta* (11,53%), *Cellosia trigyna* (10,91%), *Melinis repens* (8,83%), *Trichodesma zeylanicum* (7,22%). As restantes espécies apresentaram o IVI inferior a 7,22% (Figura 7).

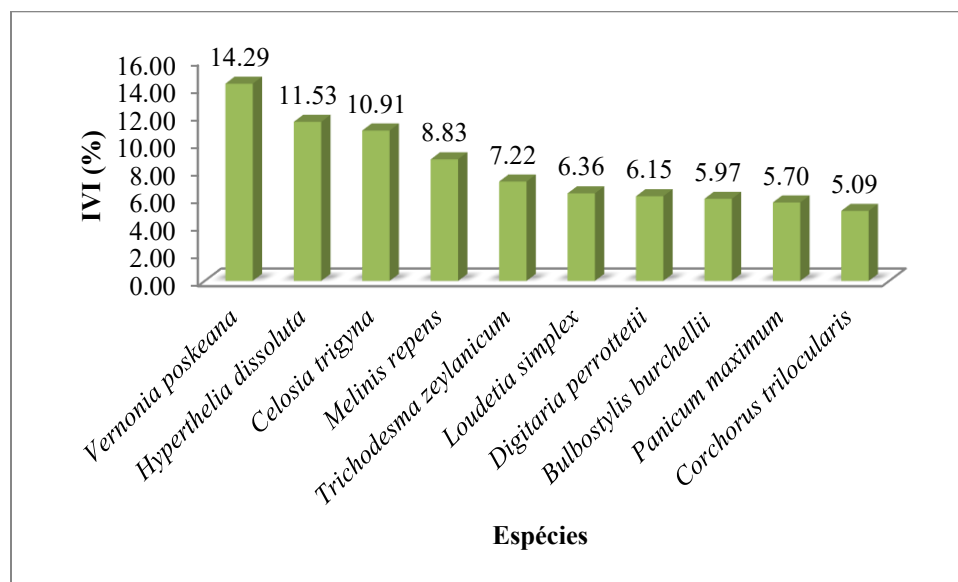


Figura 7: Índice de valor de importância para as espécies herbáceas

A *Vernonia poskeana* destacou-se por apresentar o maior Índice de Valor de Importância (IVI), apesar de não estar entre as 10 espécies com maior abundância relativa, nem com maior cobertura relativa. Essa elevada importância ecológica pode ser explicada por apresentar a maior frequência relativa, indicando que a espécie está amplamente distribuída no distrito de Báruè, embora com poucos indivíduos por parcela e de pequeno porte.

A ampla distribuição de *Vernonia poskeana* em diversos habitats, como pastagens, bosques, afloramentos rochosos e ao longo de riachos, represas e estradas, geralmente em solos arenosos reforça a adaptabilidade da espécie a ambientes variados (Hyde *et al.*, 2025).

4.2.2 Vegetação arbórea e arbustiva

i. Frequência Relativa

Os resultados mostram que, das 10 espécies mais frequentes, destacam-se a *Diplorhynchus condylocarpon* com 6,09%, seguida pela *Brachystegia sp.* (5,08%), *Julbernardia globiflora* (5,08%) e pela *Pterocarpus angolenses* (4,57%). As espécies restantes apresentaram frequências relativas menores a 4,57% (Figura 8).

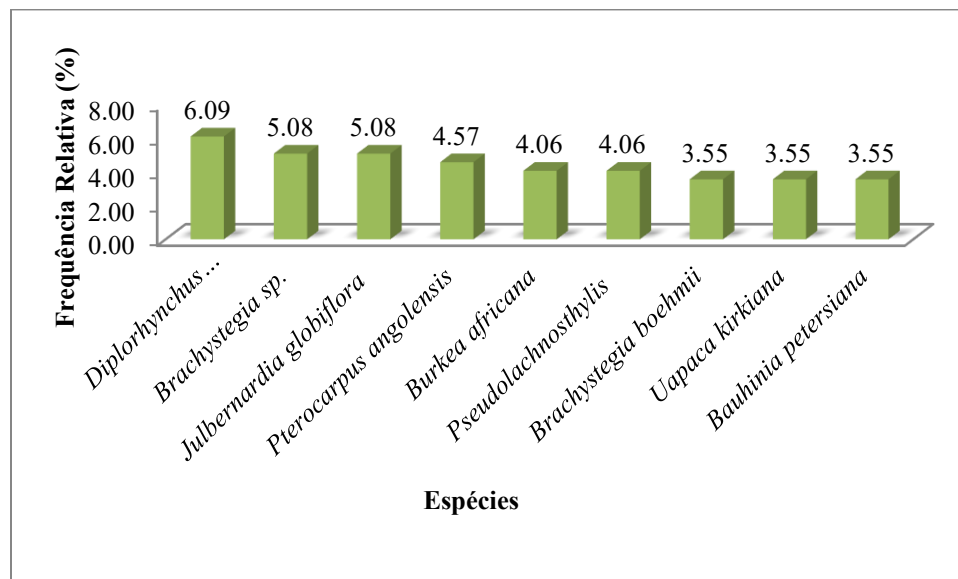


Figura 8: Frequência relativa das espécies arbóreas e arbustivas

Esses resultados podem reflectir tanto a adaptabilidade ecológica dessas espécies quanto a influência das características locais do ambiente, como tipo de solo e histórico de perturbações, factores que impactam directamente na sua distribuição espacial (Mário *et al.*, 2021).

Em um estudo realizado por Matusse *et al.* (2021), na savana de miombo em Unango, norte de Moçambique, resultados similares foram observados, tendo a *Julbernardia globiflora*, *Uapaca kirkiana* e algumas espécies do género *Brachystegia* como a *Brachystegia boehmii*, estiveram na lista das 10 espécies com maior frequência relativa.

ii. Densidade Relativa

Os resultados mostram que, das 10 espécies com maior densidade relativa, destacam-se a *Uapaca Kirkiana* com 15,64%, seguida pela *Diplorhynchus condylocarpon* (10,38%), *Brachystegia sp.*

(8,21%), *Julbernardia globiflora* (8,21%) e pela *Vachellia sp.* (7,56%). As restantes espécies apresentaram densidade relativa abaixo de 7,56% (Figura 9).

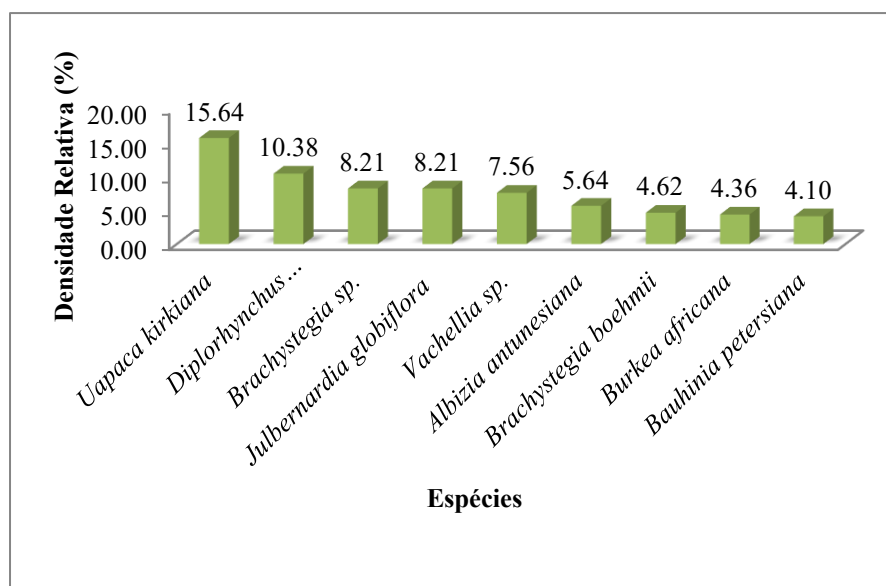


Figura 9: Densidade relativa das espécies arbóreas e arbustivas

As espécies identificadas pertencem, em grande parte, a formações típicas de Florestas de Miombo, que dominam extensas áreas da região Centro e Norte de Moçambique (BIOFUND, 2020; FAO, 2001; Campbell, 1996; Frost, 1996). A elevada densidade relativa observada na área estudada é coerente com o padrão descrito para esse tipo de vegetação, que se estabelece com certa preferência em solos pobres e bem drenados, em clima tropical sazonal, e com histórico de distúrbios moderados, como queimadas periódicas, que moldam sua estrutura e composição (Ryan & Williams, 2011; Chidumayo & Gumbo, 2010).

Resultados similares foram observados no trabalho realizado por Zunguze (2022), no Parque Nacional de Gorongosa, na província de Sofala, onde espécies como *Diplorhynchus condylocarpon* e *Julbernardia globiflora* estiveram em destaque quanto à sua maior densidade relativa.

iii. Dominância Relativa

Os resultados da dominância relativa mostram que, das 10 espécies com maior dominância relativa, destacam-se a *Brachystegia boehmii* com 28,03%, seguida pela *Sterculia quinqueloba* (7,62%),

Burkea sp. (3,46%) e pela *Brachystegia sp.* (3,29%). As restantes espécies apresentaram densidade relativa menor a 3,29% (Figura 10).

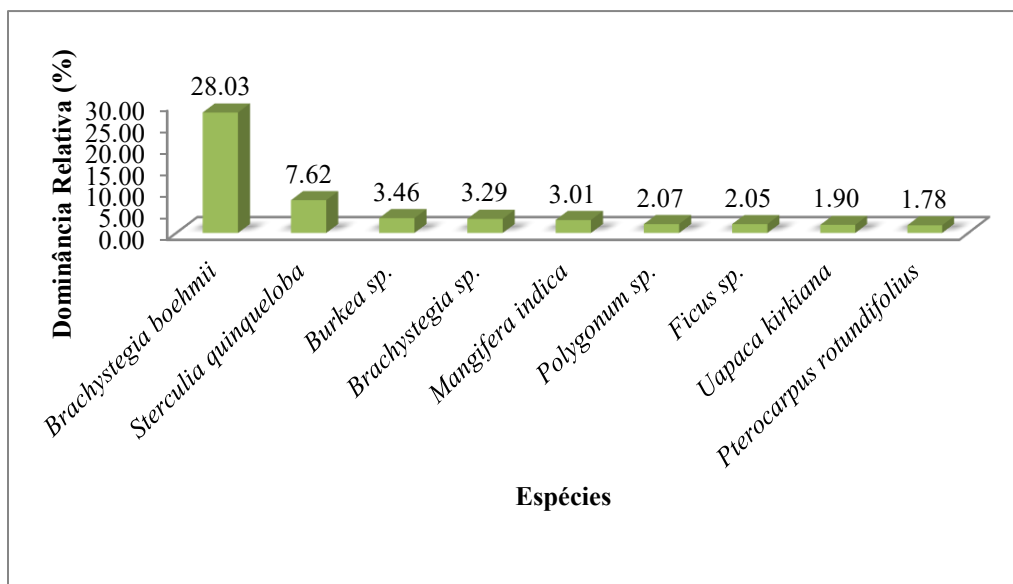


Figura 10: Dominância relativa das espécies arbóreas e arbustivas

Num estudo realizado por Manjate e Massuque (2019), na Floresta de Miombo em dois ambientes distintos no Distrito de Sanga, Norte de Moçambique, a *Brachystegia boehmii* esteve entre as 10 espécies com maior dominância relativa. Este resultado é explicado pelo facto da espécie ser competitiva em ambientes com solos pobres e condições adversas, além de ser resistente e capaz de regenerar rapidamente em áreas perturbadas.

Por sua vez, no trabalho realizado por Moreno *et al.* (2020), na floresta de Miombo de Munhiba, distrito de Mocuba, a *Sterculia quinqueloba* apresentou a maior dominância relativa. Esses resultados evidenciam que a dominância das espécies pode variar espacialmente, dependendo de factores locais como solo, histórico de perturbação e os estágios da sucessão natural (Chidumayo & Gumbo, 2010).

iv. Índice de Valor de Importância (IVI)

A espécie que apresentou maior índice de valor de importância (IVI) foi a *Brachystegia boehmii* com 36,20%, seguida pelas espécies *Zizyphus mauritiana* (17,71%), *Diplorhynchus condylocarpon*

(17,54%), *Brachystegia sp.* (16,57%) e *Julbernardia globiflora* (14,40%). As restantes espécies apresentaram o IVI inferior a 14,40% (Figura 11).

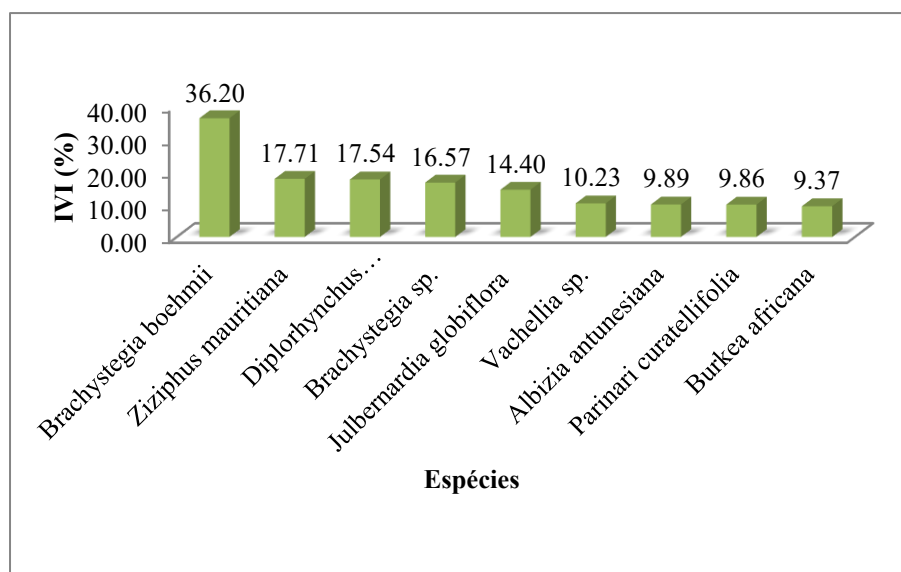


Figura 11: Índice de Valor de Importância para espécies arbóreas e arbustivas

Resultados similares foram encontrados por vários autores (Meneses *et al.*, 2025; Zunguze, 2022; Matusse *et al.*, 2021; Moreno *et al.*, 2020 e Manjate & Massuque 2019), nos quais as espécies *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Diplorhynchus condylocarpon*, se destacaram por fazerem parte das espécies com maior índice de valor de importância (IVI).

Em contrapartida, os resultados diferem com os obtidos por Mabdjaia (2024), onde as espécies *Vernonanthura phosphorica*, *Julbernardia globiflora* e *Macaranga sp.*, foram as que apresentaram maior IVI respectivamente.

Essas diferenças reflectem variações espaciais e ecológicas dentro das áreas de estudo. Áreas mais perturbadas tendem a favorecer espécies pioneiras ou adaptadas a condições adversas, enquanto áreas menos perturbadas ou em estágios mais avançados de sucessão apresentam maior dominância de espécies típicas de Miombo, como *Brachystegia boehmii* e *Julbernardia globiflora* (Chidumayo & Gumbo, 2010; Campbell, 1996; Frost, 1996).

4.3 Espécies invasoras

A Tabela 2 apresenta a lista geral das 53 espécies invasoras distribuídas em 22 famílias botânicas, com destaque para as famílias Poaceae (12 espécies), Fabaceae (9 espécies) e Asteraceae (9 espécies), pois apresentaram maior número de espécies.

Tabela 2: Espécies invasoras na área de estudo

Nr.	FAMÍLIA	GÊNERO	ESPÉCIE
1	Amaranthaceae	Amaranthus	<i>Amaranthus spinosus</i> L.
2	Anacardiaceae	Mangifera	<i>Mangifera indica</i> L.
3	Annonaceae	Annona	<i>Annona squamosa</i> L.
4	Araceae	Colocasia	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott
5	Asparagaceae	Agave	<i>Agave sisalana</i> Perrine
6		Asparagus	<i>Asparagus africanus</i> Lam.
7	Asteraceae	Parthenium	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.
8		Bidens	<i>Bidens pilosa</i> L.
9		Ageratum	<i>Ageratum conyzoides</i> L.
10		Tridax	<i>Tridax procumbens</i> L.
11		Gnaphalium	<i>Gnaphalium purpureum</i> L.
12		Sonchus	<i>Sonchus oleraceus</i> L.
13		Conyza	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist
14		Crassocephalum	<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S.Moore
15		Acanthospermum	<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.
16	Commelinaceae	Commelina	<i>Commelina benghalensis</i> L.
17	Convolvulaceae	Ipomoea	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.
18	Cyperaceae	Cyperus	<i>Cyperus rotundus</i> L.
19	Dennstaedtiaceae	Pteridium	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn
20	Euphorbiaceae	Ricinus	<i>Ricinus communis</i> L.
21		Euphorbia	<i>Euphorbia heterophylla</i> L.
22		Euphorbia	<i>Euphorbia hirta</i> L.
23	Fabaceae	Sesbania	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.
24		Mucuna	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.
25		Leucaena	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit
26		Dichrostachys	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.
27		Senna	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link
28		Prosopis	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.
29		Indigofera	<i>Indigofera tinctoria</i> L.
30		Crotalaria	<i>Crotalaria retusa</i> L.
31		Dalbergia	<i>Dalbergia melanoxylon</i> Guill. & Perr.

Tabela 2: Espécies invasoras na área de estudo (cont.)			
32	Flacourtiaceae	Flacourtia	<i>Flacourtia indica</i> (Burm.f.) Merr.
33	Malvaceae	Hibiscus	<i>Hibiscus cannabinus</i> L.
34	Moraceae	Ficus	<i>Ficus sycomorus</i> L.
35	Nyctaginaceae	Boerhavia	<i>Boerhavia diffusa</i> L.
36	Oxalidaceae	Oxalis	<i>Oxalis articulata</i> Savigny
37	Poaceae	Sporobolus	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay
38	Poaceae	Pennisetum	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.
39		Melinis	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka
40		Cynodon	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.
41		Echinochloa	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase
42		Eragrostis	<i>Eragrostis curvula</i> (Schrud.) Nees
43		Heteropogon	<i>Heteropogon contortus</i> (L.) P.Beauv. ex Roem. & Schult.
44		Imperata	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P.Beauv.
45		Eragrostis	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.
46		Digitaria	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler
47		Urochloa	<i>Urochloa panicoides</i> P.Beauv.
48		Digitaria	<i>Digitaria eriantha</i> Steud.
49		Eleusine	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.
50	Rhamnaceae	Ziziphus	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.
51	Rubiaceae	Oldenlandia	<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.
52	Sapindaceae	Cardiospermum	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.
53	Verbenaceae	Lantana	<i>Lantana camara</i> L.

De acordo com Leão *et al.* (2011), as famílias Poaceae e Fabaceae destacam-se como as mais comuns entre as plantas invasoras, devido a suas características fisiológicas. No caso das Poaceae, destaca-se a fotossíntese do tipo C4, enquanto nas Fabaceae sobressai a capacidade de fixação de nitrogênio.

No que se refere à família Asteraceae, esta é responsável por cerca de 16% das espécies invasoras mais problemáticas do mundo. Esse facto pode ser explicado, em grande parte, pela elevada produção de sementes da maioria das suas espécies (Monaco & Sheley, 2012).

4.3.1 Hábito de crescimento

A figura 12 apresenta hábito de crescimento das espécies invasoras identificadas. Da sua observação, nota-se que, 36 das espécies que fazem parte deste grupo são herbáceas (68%), 11 são arbustos (21%) e 6 são árvores (11%), de um total de 53 espécies observadas.

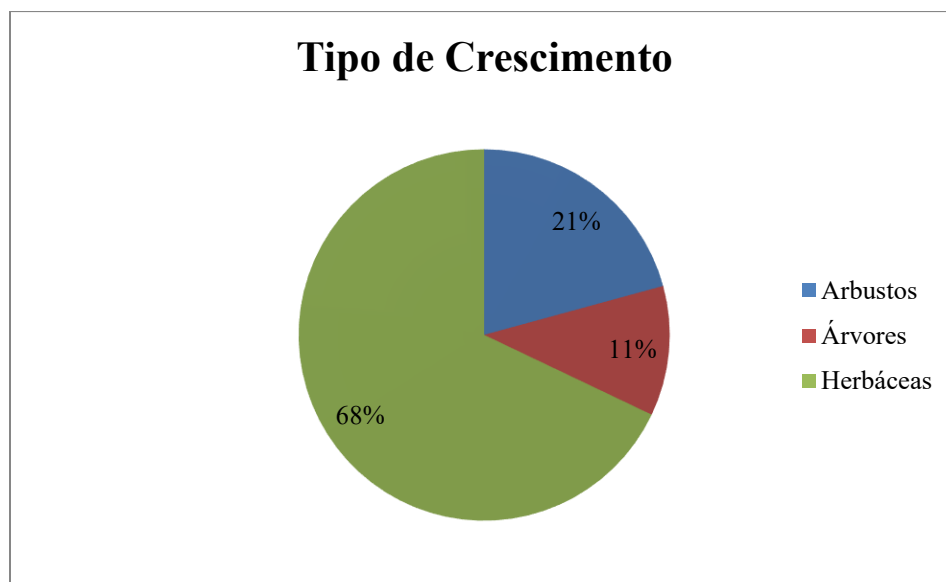


Figura 12: Percentagens das espécies Invasoras pelo hábito de crescimento

A maior predominância de espécies herbáceas entre as invasoras em relação a outras categorias (arbustos e árvores), pode ser explicado pelo facto de apresentarem um rápido crescimento, ciclo de vida curto, alta produção de sementes e eficiência na dispersão. Essas características conferem vantagem competitiva em ambientes perturbados, facilitando a sua disseminação e estabelecimento (Pyšek & Richardson, 2007; Rejmánek & Richardson, 1996).

A área de estudo abrangeu em grande medida áreas perturbadas pelo homem, como machambas activas, abandonadas, queimadas, pastagens e bermas de estradas, que favorecem a colonização rápida pelas espécies herbáceas. Em ecossistemas perturbados, estas espécies tendem a dominar os estágios iniciais de invasão devido ao seu rápido estabelecimento e reprodução acelerada (Davis *et al.*, 2000; Hobbs & Huenneke, 1992).

Os resultados obtidos neste estudo, assemelham-se com os reportados por Mabjaia (2024) e Matlasse (2021) em trabalhos de levantamento realizados em Manica e Gaza, respectivamente. Ambos estudos observaram para a categoria das árvores 41 e 24, o equivalente a 21% e 16%; arbustos 31 e 25 (19% e 17%), e herbáceas 90 e 102 (56% e 67%), respectivamente.

4.3.2 Distribuição por tipo de área

Dos resultados obtidos, nota-se a ocorrência das espécies invasoras em todos os tipos de áreas (agrícola, floresta, pastagens e bermas de estradas), tendo as áreas agrícolas apresentado o maior número de espécies, seguidas pelas florestas, bermas de estradas e por último, as das pastagens (Tabela 3).

Tabela 3: Distribuição das espécies invasoras por tipo de área

Espécie	Área Agrícola	Floresta	Pastagem	Berma de Estrada
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	✓			
<i>Agave sisalana</i> Perrine	✓	✓		
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	✓	✓		
<i>Annona squamosa</i> L.	✓	✓		
<i>Asparagus africanus</i> Lam.	✓	✓		
<i>Bidens pilosa</i> L.	✓	✓		✓
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	✓			
<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	✓			
<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	✓			
<i>Commelina benghalensis</i> L.	✓			
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	✓			
<i>Crassocephalum crepidioides</i> (Benth.) S.Moore	✓			
<i>Crotalaria retusa</i> L.	✓			
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	✓	✓	✓	
<i>Cyperus rotundus</i> L.	✓	✓	✓	
<i>Dalbergia melanoxylon</i> Guill. & Perr.	✓			
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	✓	✓	✓	✓
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	✓			
<i>Digitaria eriantha</i> Steud.	✓			
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	✓			

Tabela 3: Distribuição das espécies invasoras por tipo de área (cont.)				
<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	✓			
<i>Eragrostis curvula</i> (Schrud.) Nees	✓	✓	✓	
<i>Euphorbia heterophylla</i> L.	✓	✓		
<i>Euphorbia hirta</i> L.	✓			
<i>Flacourtia indica</i> (Burm.f.) Merr.	✓	✓	✓	
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	✓	✓		
<i>Hibiscus cannabinus</i> L.	✓	✓		
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P.Beauv.	✓	✓		
<i>Indigofera tinctoria</i> L.	✓	✓	✓	
<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	✓	✓		✓
<i>Lantana camara</i> L.	✓	✓		✓
<i>Mangifera indica</i> L.	✓			
<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	✓	✓		
<i>Oldenlandia corymbosa</i> L.	✓			
<i>Oxalis articulata</i> Savigny	✓			
<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	✓			✓
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	✓		✓	
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	✓		✓	
<i>Ricinus communis</i> L.	✓			✓
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	✓		✓	✓
<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	✓			✓
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	✓			
<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	✓		✓	
<i>Tridax procumbens</i> L.			✓	
<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	✓			
Total	44	18	11	8

É de salientar que, algumas espécies ocorreram em mais de um tipo de área, como *Bidens pilosa*, *Ageratum conyzoides*, *Euphorbia heterophylla* e *Indigofera tinctoria*, isso revela a elevada plasticidade ecológica e capacidade de adaptação a diversos ambientes dessas espécies. A *Bidens pilosa*, por exemplo, ocorreu em todo tipo de área, excepto nas áreas de pastagem. Ela é uma planta exótica invasora altamente agressiva, capaz de colonizar uma ampla variedade de habitats, como pastagens, florestas, áreas húmidas, margens de rios, áreas costeiras, campos agrícolas, bermas de estradas e ferrovias (Kato-Noguchi & Kurniadie, 2024). Apesar da *Bidens pilosa* ser uma planta extremamente invasora e altamente plástica, a sua ausência nas pastagens da área de estudo, pode

ser explicada por características ecológicas do próprio ambiente e pela densidade das espécies dominantes, para além de servir de alimento para o gado (Alikwe *et al.*, 2014).

Chauhan *et al.* (2019) e Carmona & Villas Bôas (2001), reportaram que, a *Bidens pilosa* apresenta máxima emergência quando a suas sementes estão em solo exposto, sendo limitada por cobertura vegetal densa. Assim, a alta competitividade de gramíneas forrageiras e o sombreamento do solo nas pastagens podem reduzir a disponibilidade de nichos ecológicos para esta espécie, limitando o seu estabelecimento, embora não haja evidências directas envolvendo as espécies específicas observadas neste estudo.

Entretanto, algumas espécies mostraram maior especificidade, sendo encontradas apenas em áreas florestais (*Tridax procumbens*) ou de pastagem (*Echinochloa pyramidalis*), indicando uma possível dependência de determinadas condições ecológicas ou níveis específicos de perturbação. A presença exclusiva de certas espécies em habitats menos perturbados sugere que factores como cobertura vegetal densa e menor actividade antrópica influenciam na composição florística dessas áreas (Lőrincz *et al.*, 2024; Schmera *et al.*, 2023; de Mattos *et al.*, 2021).

A *Echinochloa pyramidalis* é uma gramínea tolerante ao pastoreio. É também cultivada como forragem e é capaz de regenerar rapidamente após períodos secos ou incêndios, mantendo elevada produtividade. Portanto, a sua ocorrência apenas em pastagens está relacionada à compatibilidade entre sua ecologia e o manejo do habitat, que favorece a sua sobrevivência e propagação (FAO, 2010; Ecocrop, 2010).

A *Tridax procumbens* por sua vez, é uma planta típica de solos expostos, áreas perturbadas e terrenos abandonados, com sementes que germinam preferencialmente à luz, sendo comum em regiões quentes e húmidas (Vanijajiva, 2014). No presente estudo, a ocorrência pontual de *Tridax procumbens* em áreas florestais pode refletir micro-clareiras ou distúrbios localizados. Porém, essa observação deve ser tratada como hipótese ecológica, uma vez que a literatura não confirma o estabelecimento desta espécie em florestas densas.

As bermas de estradas e áreas agrícolas apresentaram maior disparidade florística, sugerindo que ambientes mais perturbados tendem a favorecer a ocorrência de plantas invasoras (Souza, 2009; Sousa, Oliveira & Silva, 2003; Sousa, 1995). A maior ocorrência de espécies invasoras em áreas

agrícolas, comparativamente às bermas de estradas, pode ser explicada pelo nível mais intenso de perturbação associado às práticas agrícolas. As perturbações facilitam a invasão de espécies ao aumentarem a disponibilidade de recursos, reduzem a diversidade e alteram a composição da comunidade (Shea & Chesson, 2002; Davis *et al.*, 2000; Hobbs & Huenneke, 1992).

4.4 Modelação da distribuição potencial (actual e futura) da *Lantana camara*

No presente estudo foram registados 71 pontos com a presença da *Lantana camara*, dos 108 pontos inventariados, que foram utilizados para fazer a modelação da sua distribuição potencial (Figura 13).

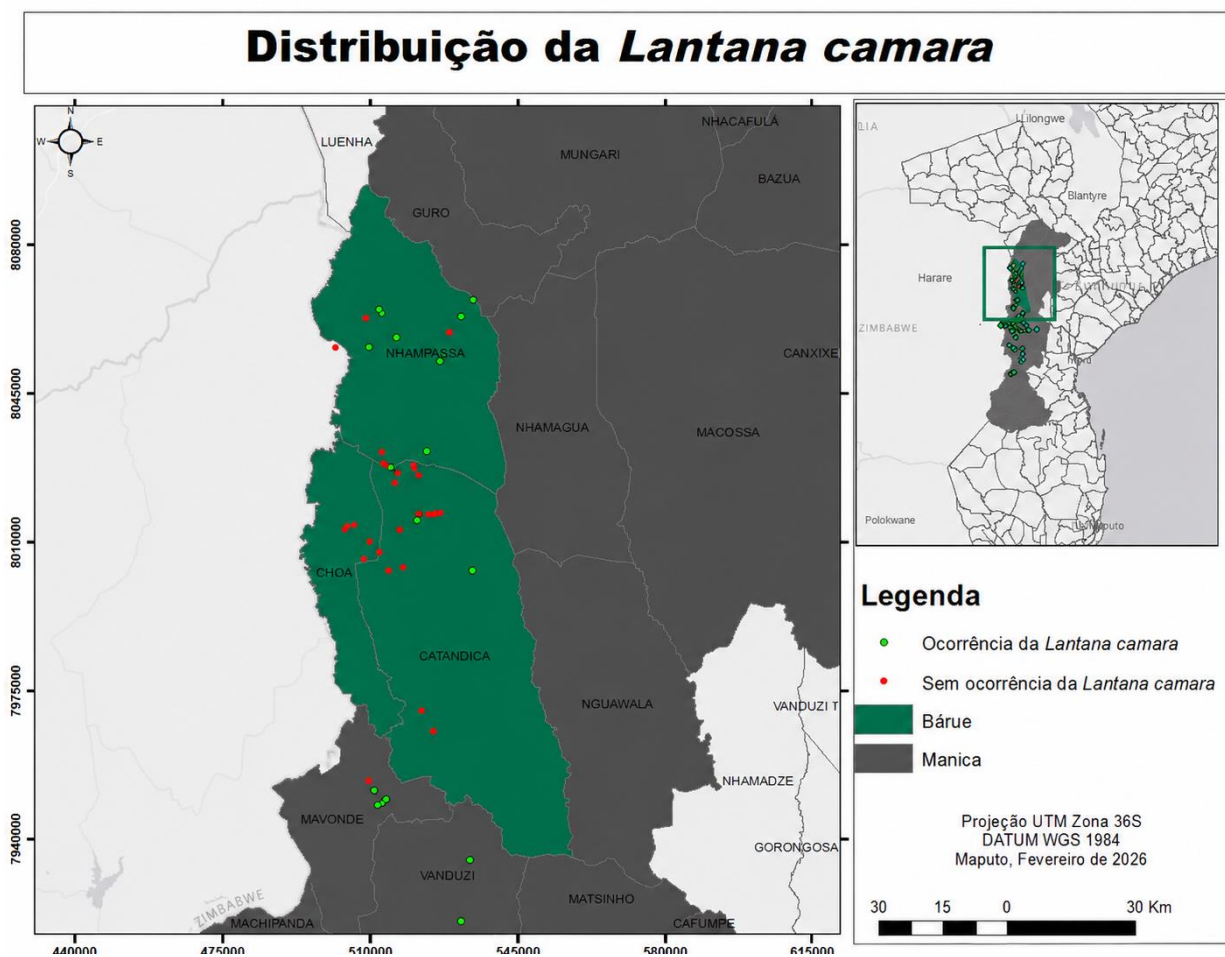


Figura 13: Pontos de levantamento da *Lantana camara*

Os resultados obtidos mostram uma possível distribuição potencial da espécie *Lantana camara* em Moçambique, tendo em conta o cenário actual (2025) e a projecção futura para os anos de 2050 e 2075, em condições moderadas (RCP4.5) e pessimistas (RCP8.5), em relação ao clima.

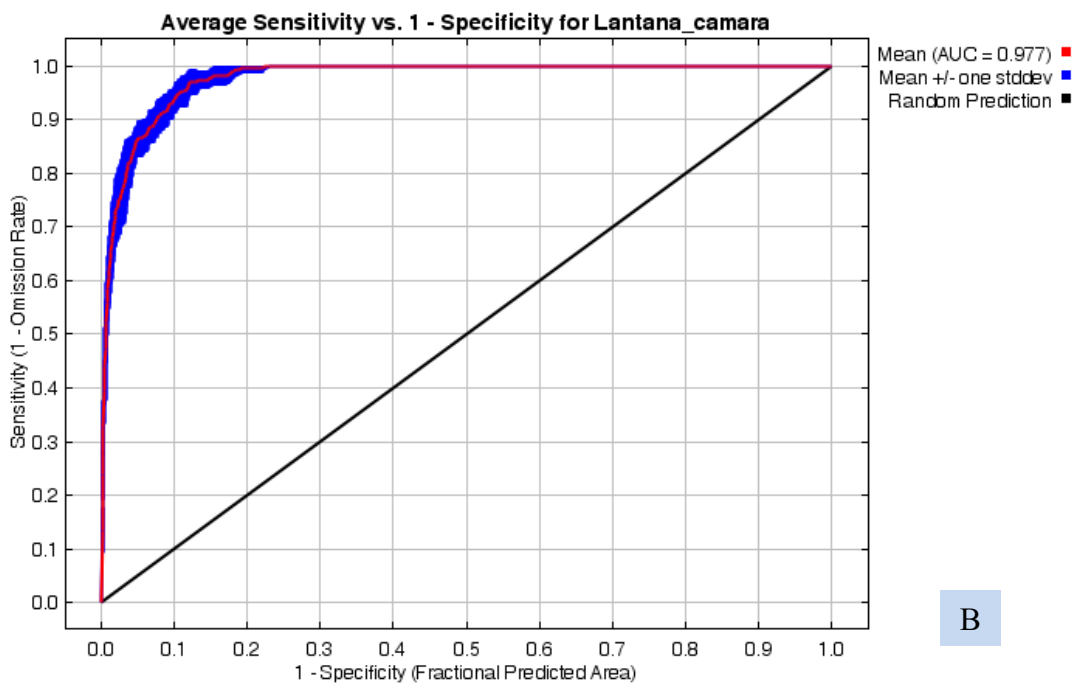
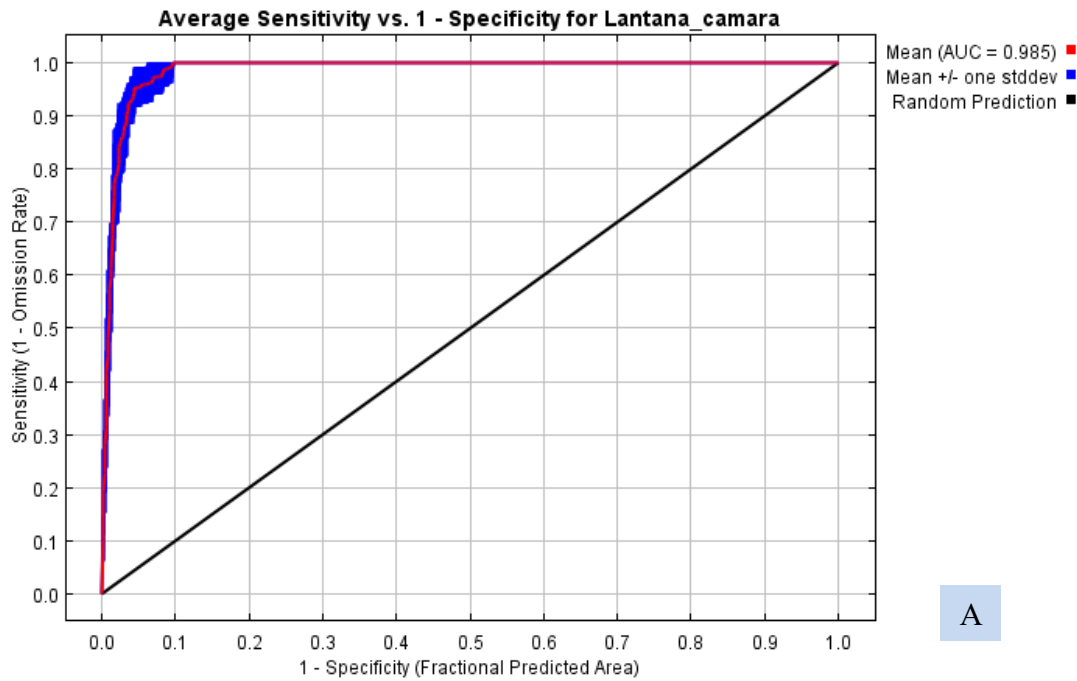
Os modelos ajustados apresentaram boas curvas de ROC (*Receiver Operating Characteristic*), baseadas na média de 10 repetições. As curvas de ROC fazem a relação entre a sensibilidade e a especificidade do modelo, ou seja, mostram a sua capacidade de identificar com alta precisão as áreas com verdadeiros positivos e as áreas com verdadeiros negativos (Fielding & Bell, 1997).

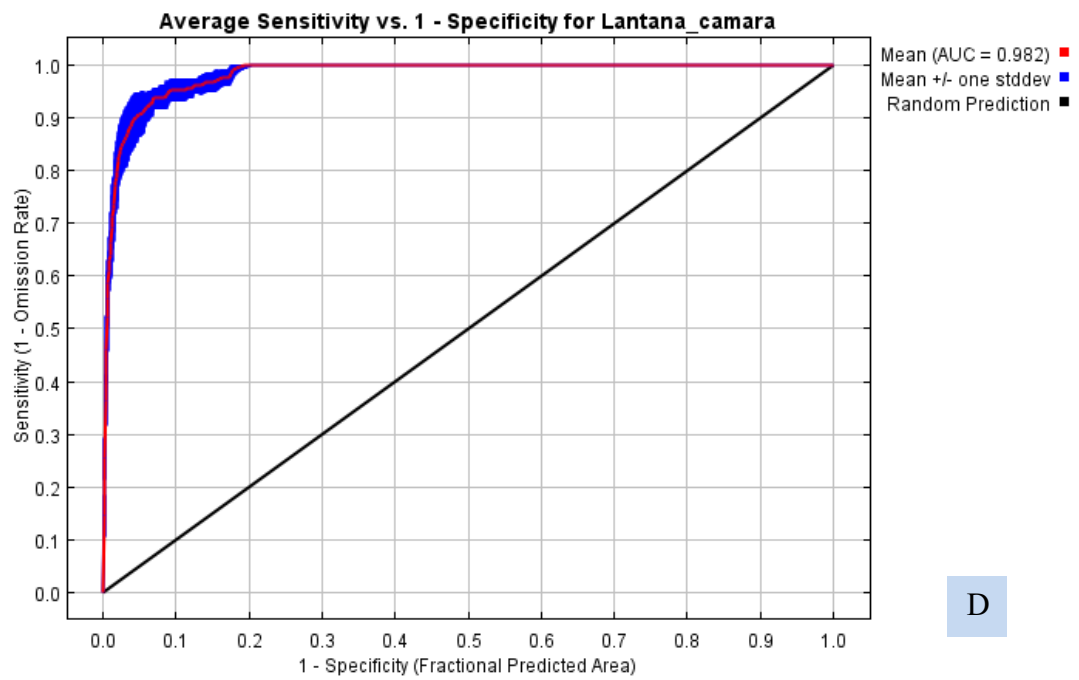
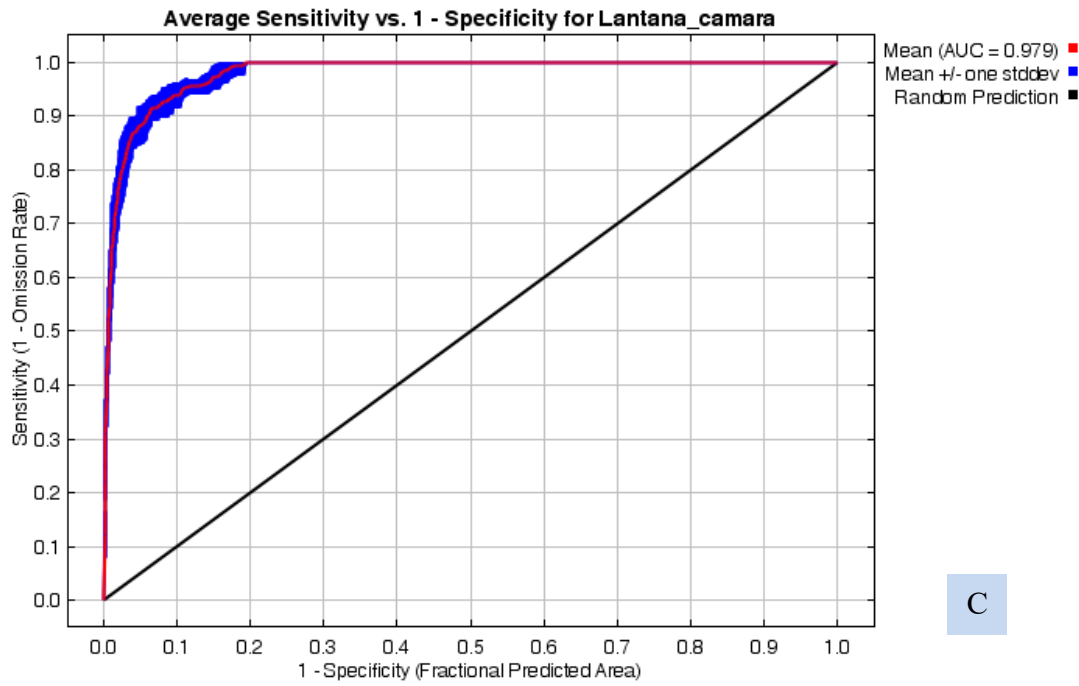
Os valores de AUC (área abaixo da curva) variaram entre 0,973 e 0,980, o que indica um óptimo desempenho do modelo. Além disso, os desvios padrão baixos, variando entre 0,006 e 0,009 (Tabela 4).

Tabela 4: Resultados dos testes válidos do modelo

Ano	Cenários	AUC	Thresholds
Actual (2025)	-	0,980±0,006	0,2099
2050	RCP4.5	0,973±0,009	0,0361
	RCP8.5	0,974± 0,008	0,0263
2075	RCP4.5	0,979±0,008	0,0146
	RCP8.5	0,980± 0,008	0,0314

O valor de AUC mede o desempenho do modelo, através da probabilidade deste em fazer uma classificação adequada dos pontos de ocorrência e pontos de ausência (Dalapicolla, 2016). Valores de AUC entre 0,7 e 0,8 indicam desempenho razoável do modelo, valores entre 0,8 e 0,9 desempenho bom, e valores entre 0,9 e 1, desempenho excelente. Com base nessa classificação, os resultados obtidos neste estudo (0,97 e 0,98) evidenciam que o modelo apresentou excelente capacidade preditiva (White *et al.*, 2023) (Figura 14).





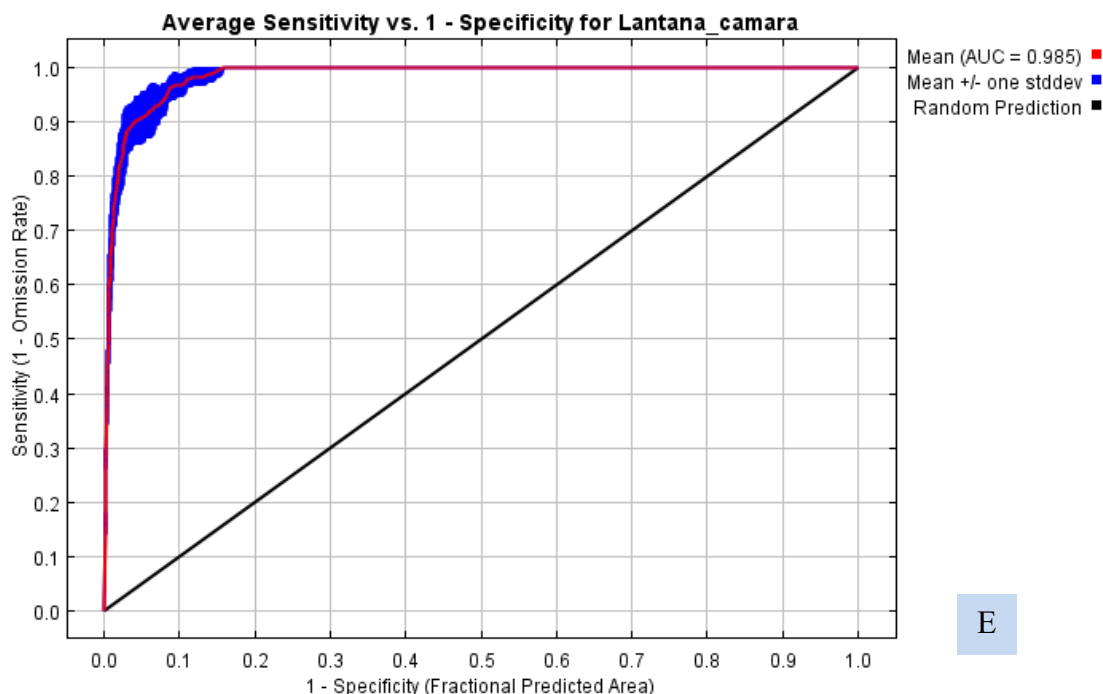


Figura 14: Curvas ROC (*Receiver operating characteristic*) para os dados teste, AUC (vermelho), desvio padrão (azul) e previsão aleatória (preto), para 2025 (A), 2050 (B e C) E 2075 (D e E) nos cenários RCP4.5 e RCP8.5, respectivamente.

4.4.1 Avaliação da contribuição das variáveis para o modelo

A Tabela 5 apresenta a percentagem de contribuição das variáveis utilizadas no modelo *MaxEnt*, com base no teste de Jackknife. De acordo com os dados da tabela, observa-se que, a variável que mais contribuiu no modelo, no cenário actual, a temperatura média anual (Bio 1), enquanto nos cenários futuros, destacou-se a temperatura média do trimestre mais seco (Bio 9), excepto para o ano de 2075 no cenário RCP 8.5, em que a variável mais relevante foi a temperatura mínima do mês mais frio (Bio 6).

As demais variáveis Bio 17 (precipitação do trimestre mais seco), Bio 7 (Amplitude térmica) e Bio 14 (precipitação do mês mais seco), apresentaram variações nas suas contribuições para o presente e cenários futuros.

Tabela 5: Percentagem de contribuição das variáveis de estudo para o modelo

Variável	Actual/2025	Futuro/2050		Futuro/2075	
		Cenário		Cenário	
		RCP4.5	RCP8.5	RCP4.5	RCP8.5
Bio 1	57	9.9	14.6	14.7	12.1
Bio 9	16.2	58.6	41	40	23.3
Bio 17	11	9	7.7	9.5	9.8
Bio 6	9.7	5	8.3	12.3	25.3
Bio 7	5.1	11.7	20	19.2	24.2
Bio 14	1	5.9	8.5	4.3	5.5

As variáveis climáticas ligadas à precipitação e temperatura desempenham um grande papel na definição da área geográfica de *Lantana camara* (Day *et al.*, 2003, CABI, 2020).

Neste estudo, a temperatura média anual (Bio 1) foi a variável com maior contribuição no modelo de distribuição potencial da *Lantana camara*, o que revela a grande influência da temperatura sobre a espécie. Segundo Day *et al.* (2003), a espécie não apresenta um limite superior bem definido para temperatura ou precipitação. Contudo, a sua distribuição é fortemente limitada por baixas temperaturas.

A *Lantana camara* raramente ocorre em regiões com temperaturas mínimas frequentes que são inferiores a 5 °C. Por exemplo, na vizinha África do Sul, a sua distribuição está limitada a áreas com temperatura média anual superior a 12,5 °C (GISD, 2025). Essa limitação térmica inferior é um factor decisivo na determinação dos habitats adequados à espécie.

Nesse contexto, num cenário mais pessimista de mudanças climáticas (RCP 8.5) para 2075 a variável Bio 6 (temperatura mínima do mês mais frio) apresenta maior contribuição no modelo, reflectindo a sensibilidade da espécie às temperaturas mínimas.

No estudo realizado por Tiwari *et al.* (2022), na Índia, para o presente (2020), a segunda variável com maior contribuição foi a Bio 14 (precipitação do mês mais seco), enquanto que, neste estudo foi a variável com menor contribuição no modelo. Essa diferença pode ser explicada pela diferença

geográfica e pela combinação de variáveis bioclimáticas feita nos modelos de cada estudo em questão.

Para os cenários futuros, a temperatura média do trimestre mais seco (Bio 9) apresentou maior contribuição. Resultado similar foi observado no trabalho de Pagny *et al.* (2020), realizado na Costa do Marfim, onde esta variável esteve entre as duas que mais contribuíram para o modelo. Para a *Lantana camara* os cenários climáticos futuros indicam uma faixa óptima de temperatura média do trimestre mais seco entre 24,5 e 30,8°C, reforçando a relevância dessa variável para explicar a distribuição da espécie em ambientes tropicais.

A precipitação do trimestre mais seco (Bio 17) também apresentou uma contribuição considerável para o modelo. Sob cenários climáticos futuros, a *Lantana camara* apresenta preferência por locais onde a precipitação do trimestre mais seco varia entre 10 e 430 mm. Esses resultados indicam que as projecções climáticas para o futuro apontam uma tendência de redução da pluviosidade, o que poderá favorecer a proliferação da espécie (Pagny *et al.*, 2020).

4.4.2 Avaliação das áreas potencialmente propensas à invasão da *Lantana camara* para os anos 2025, 2050 e 2075

Os resultados das previsões de distribuição potencial da *Lantana camara* determinados por meio das variáveis climáticas, indicam que a área actualmente propensa à invasão da espécie no país, corresponde a 6,24%, o equivalente a uma área de 50.019,22 km². Entretanto, nos próximos anos a área tenderá a aumentar, num contexto de mudanças climáticas, onde num cenário moderado (RCP4.5) a percentagem da área poderá atingir 16,36% (131.140,12 km²) até o ano de 2075 (Tabela 6).

Tabela 6: Percentagem da área potencialmente propensa à invasão da *Lantana camara*, no presente e no futuro (2050 e 2075) num cenário de mudanças climáticas (RCP4.5 e RCP8.5)

Ano	Cenário	Percentagem de área potencial (%)	
		Inadequada	Propensa
Actual (2025)	--	93,76	6,24
2050	RCP4.5	84,63	15,37
	RCP8.5	84,39	15,61

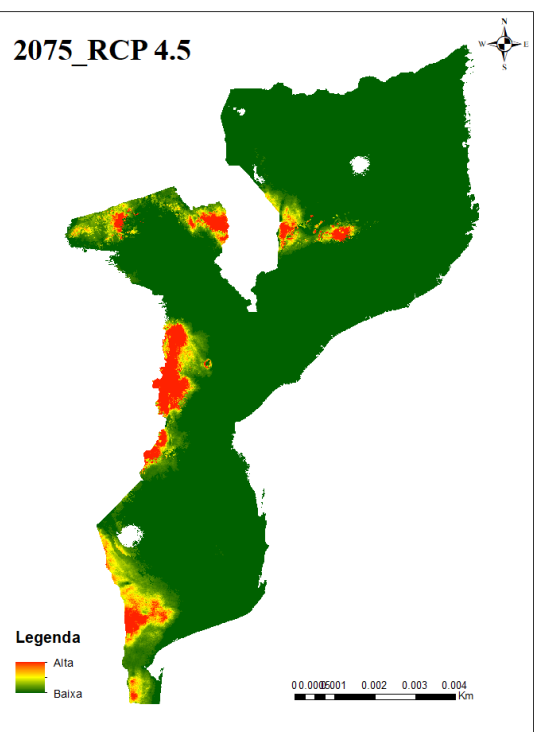
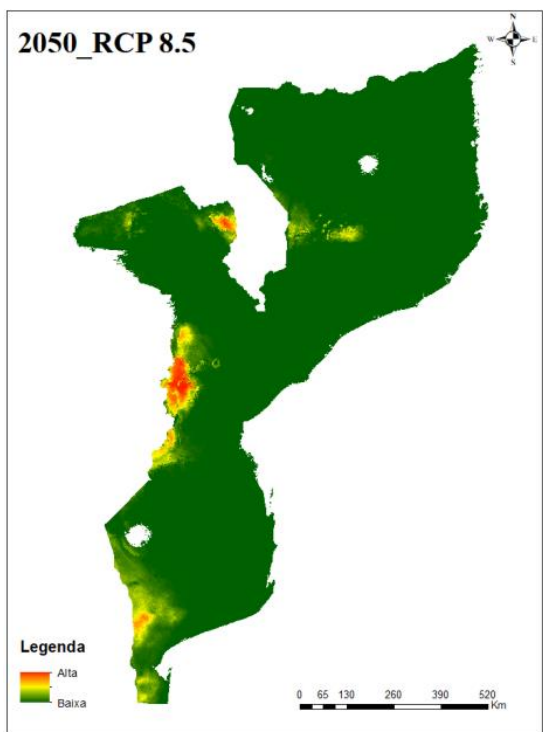
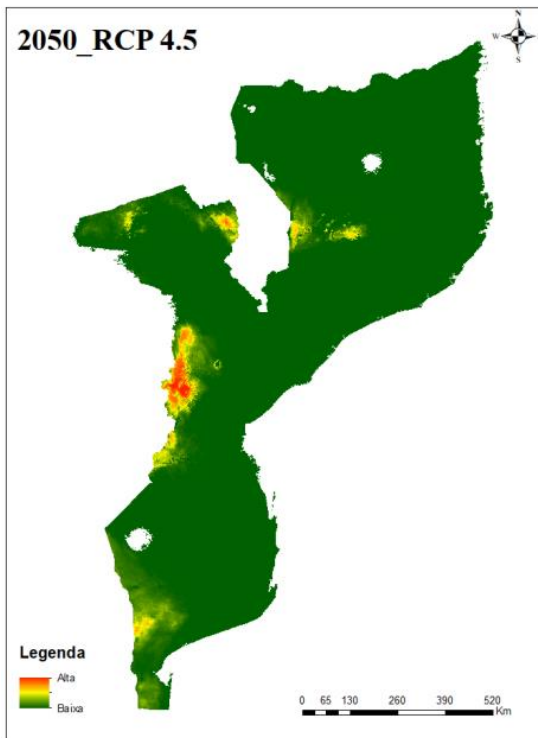
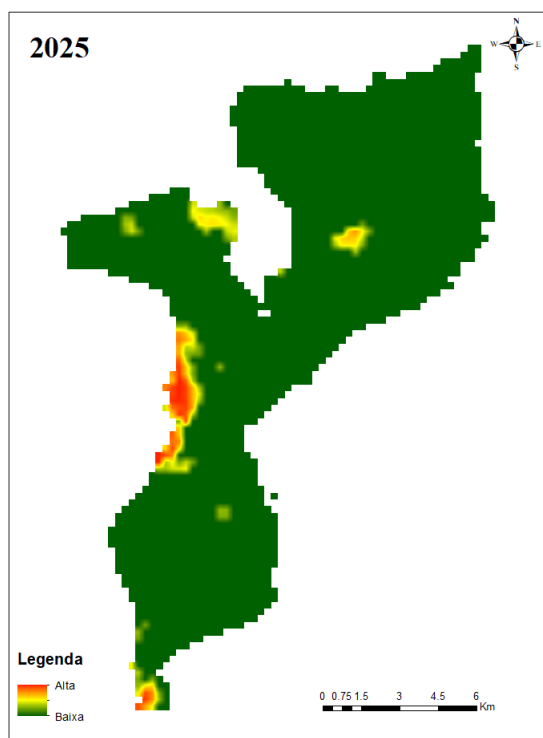
Tabela 6: Percentagem da área potencialmente propensa à invasão da *Lantana camara*, no presente e no futuro (2050 e 2075) num cenário de mudanças climáticas (RCP4.5 e RCP8.5) (cont.)

2075	RCP4.5	83,64	16,36
	RCP8.5	87,65	12,35

Segundo Khan e Verma (2022), as alterações no clima afectam a fisiologia dos organismos e causam um impacto significativo na sua distribuição e migração, causando mudanças nos seus habitats. Como resultado das mudanças climáticas, espera-se que as espécies apresentem diferenças nas áreas de habitat, adaptando-se às condições de uma região específica ou que saiam do seu nicho climático (Bellard *et al.*, 2012; Lovejoy & Hannah, 2006). Sendo a *Lantana camara* uma planta invasora típica de regiões tropicais, as condições de clima quente e húmido previstas para o futuro poderão proporcionar um ambiente favorável à sua invasão em regiões onde não ocorria e sua expansão onde já ocorre (Adhikari *et al.*, 2024).

Os resultados da Figura 15, mostram as áreas potencialmente propensas à invasão por *Lantana camara* a nível nacional. Observa-se que, actualmente, essas espécies concentram-se na província de Manica, seguida pela província de Maputo, bem como em algumas áreas no norte da província de Tete e da Zambézia.

Para as projecções futuras (2050 e 2075), observa-se um aumento das áreas potencialmente propensas à invasão por *Lantana camara*, particularmente na província de Maputo. Esse padrão sugere que as alterações nas variáveis climáticas poderão tornar algumas áreas menos favoráveis e outras mais propícias ao estabelecimento da espécie. Observa-se também uma ligeira expansão das áreas favoráveis à invasão, como é o caso do norte da província de Maputo, sudoeste de Gaza, noroeste de Tete, norte da Zambézia e oeste de Nampula.



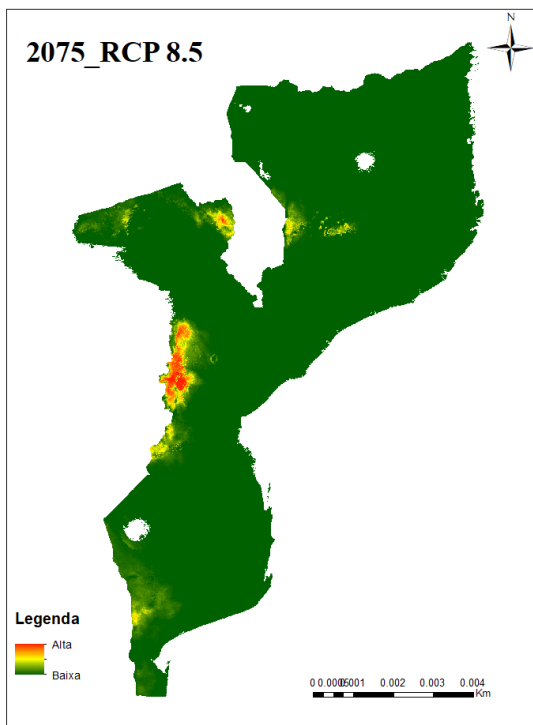


Figura 15: Áreas potencialmente propensas à invasão de *Lantana camara* em Moçambique, actualmente e no futuro, num contexto de mudanças climáticas

Embora a espécie tolere uma ampla gama de condições climáticas, alterações na temperatura e na precipitação, em determinadas regiões podem tornar o habitat menos adequado, reduzindo a adequabilidade ambiental e, conseqüentemente, a probabilidade futura de ocorrência da espécie, como observado em vários estudos realizados noutras espécies (El-Khalafy *et al.*, 2025; Hosseini *et al.*, 2024 e Koç *et al.*, 2024).

Segundo McClean *at al.* (2005), as áreas propensas à invasão de espécies exóticas invasoras, estão em constante mudança devido às mudanças climáticas. Na figura 15 é possível constatar uma ligeira mudança nas áreas de invasão da *Lantana camara* ao longo dos anos, podendo deduzir-se que esta espécie irá adaptar-se às mudanças climáticas e expandir-se para novas áreas. Essa constatação está de acordo com os resultados de Zhang *et al.* (2014), que relatam que altas temperaturas resultantes das mudanças climáticas facilitam a invasão da *Lantana camara* em novas áreas.

Resultados similares foram observados por Pagny *et al.* (2020), na Costa do Marfim, onde foi registrado um aumento de cerca de 4% de habitats com alta probabilidade de ocorrência da *Lantana camara* numa projecção para os próximos 50 anos. A explicação apresentada por Qin *et al.* (2015), é que a tolerância fisiológica desta espécie à temperatura e à precipitação pode aumentar a disponibilidade de habitats favoráveis à sua proliferação.

Contrariamente, no presente estudo, observa-se que, para o horizonte temporal de 2075, num cenário pessimista de mudanças climáticas (RCP 8.5), a área potencialmente propensa à invasão reduz de 16,36% para 12,35% (Tabela 6). Essa redução pode estar associada às condições climáticas extremas previstas neste cenário, que podem ultrapassar os limites ecológicos da espécie (Gebrewahid *et al.*, 2025). No trabalho realizado por estes autores, sobre a modelação da distribuição da *Lantana camara* para os períodos de 2020-2100 na Etiópia, foram observados resultados similares, em que no cenário RCP 8.5 a área potencial reduziu em cerca de 4,50% para 2070 e 4,91% para 2090.

Esse padrão pode ser explicado pelo facto do RCP 8.5 representar um cenário de altas emissões de gases de efeito estufa, caracterizado por um rápido aquecimento global, que pode provocar aumentos extremos de temperatura, alterações nos padrões de precipitação e maior frequência de eventos climáticos extremos. Esses factores podem reduzir os habitats adequados para *Lantana camara* (Masson-Delmotte *et al.*, 2021; Meinshausen *et al.*, 2020; Oneill *et al.*, 2016). Além disso, as condições climáticas extremas podem favorecer espécies vegetais mais adaptadas a elevadas temperaturas e baixa disponibilidade de humidade, intensificando a competição e reduzindo ainda mais a área de distribuição adequada para a espécie (Bellard *et al.*, 2012).

Em contrapartida, foi observado um aumento da área potencialmente propensa à invasão no cenário RCP 4.5. Esse resultado pode ser justificado pelo facto do RCP 4.5 representar um cenário de emissões moderadas, caracterizado por emissões mais controladas de gases de efeito estufa e um aquecimento global mais gradual (Warren *et al.*, 2018; Thuiller *et al.*, 2008). Dessa forma, os impactos das mudanças climáticas tendem a ser menos severos em comparação com o cenário RCP 8.5, podendo criar condições mais favoráveis para o estabelecimento e crescimento de *Lantana camara* em determinadas regiões (Thuiller *et al.*, 2008).

V. CONCLUSÃO

Tendo em consideração os resultados obtidos neste estudo, conclui-se que:

- No levantamento realizado no distrito de Báruè, província de Manica, foram identificadas 247 espécies de plantas, das quais 53 espécies são invasoras, distribuídas por 22 famílias botânicas, com maior representatividade das famílias Poaceae, Fabaceae e Asteraceae.
- Entre as espécies herbáceas, a *Vernonia poskeana* destacou-se como a mais frequente (12,53%) e com o maior índice de valor de importância (14,29%). A *Loudetia simplex* registrou a maior abundância relativa (3,91%), enquanto a *Senna occidentalis* teve a maior cobertura relativa (2,02%) em toda a área de estudo. No grupo das espécies arbóreas e arbustivas, a espécie *Diplorhynchus condylocarpon* foi a mais frequente (6,09%). A *Uapaca kirkiana* apresentou a maior densidade relativa (15,64%) e a *Brachystegia boehmii* destacou-se tanto pela dominância relativa (28,03%) quanto pelo maior índice de valor de importância (36,20%).
- As áreas potencialmente susceptíveis à invasão pela *Lantana camara* estão mais concentradas na zona centro e sul do país, podendo atingir 16,36% do território nacional até 2075, face aos actuais 6,24%.

VI. RECOMENDAÇÕES

Diante das conclusões deste estudo, recomenda-se:

- O monitoramento sistemático das espécies invasoras encontradas no distrito de Báruè, com especial atenção para as áreas agrícolas e florestais, que demonstraram maior susceptibilidade à invasão;
- A realização de pesquisas nas áreas estudadas bem como noutras, com o objectivo de avaliar os impactos da *Lantana camara* e de outras espécies invasoras sobre a vegetação nativa local;
- A realização de pesquisas similares em outras regiões do país, especialmente nas áreas identificadas como potencialmente propensas à invasão por *Lantana camara*, de modo a contribuir para o desenho de estratégias de contenção e prevenção mais eficazes, considerando os cenários associados às mudanças climáticas.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alafi, A. M. (2024). *Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do Baixo Limpopo, Província de Gaza*, Monografia, FAEF-UEM, Maputo.
- Alikwe, P. C. N., Ohimain, E. I., & Omotosho, S. M. (2014). Evaluation of the proximate, mineral, phytochemical and amino acid composition of *Bidens Pilosa* as potential feed/feed additive for non-ruminant livestock. *Animal and Veterinary Sciences*, 2(2), 18–21
- Asia-Pacific Forest Invasive Species Network. (n.d.). *Lantana camara*. Acessado em: <https://apfism.org/>
- Bartomeus, I., Vilà, M. & Santamaría, L. (2008) Contrasting effects of invasive plants in plant-pollinator networks. *Oecologia* 155, 761–770.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Bellard, C., Marino, C., & Courchamp, F. (2022). Ranking threats to biodiversity and why it doesn't matter. *Nature Communications*, 13, 2616. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30339-y>
- Benvindo, H. H. (2024). *Avaliação da composição florística invasora do Regadio do Baixo Limpopo*, Monografia, UEM-FAEF, Maputo.
- Bezemer, T.M., Harvey, J.A. & Cronin, J.T. (2014) Response of native insect communities to invasive plants. *Annual Review of Entomology* 59, 119–141.
- Bhagwat, S.A., Breman, E., Thekaekara, T., Thornton, T.F. & Willis, K.J. (2012) A battle lost? Report on two centuries of invasion and management of *Lantana camara* L. in Australia, India and South Africa. *PLoS ONE* 7, 1–10.
- BIOFUND. (2020). *Miombo Woodland Metrics for Mozambique*. <https://www.biofund.org.mz/wp-content/uploads/2020/12/20200221-Miombo-Woodland-metrics-finalreport.pdf>
- Booth, B. D., Murphy, S. D., Swanton, C. J. (2003). Weed ecology in natural and agricultural systems, *CABI Publishing*, ISBN 0-85199-528-4

- Braun, F. V. (2022). Espécies exóticas invasoras no Jardim Botânico de Porto Alegre, Mongrafia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid: Blume.
- Broughton, S. (2000) Review and evaluation of *Lantana* biocontrol programs. *Biological Control* 17, 272–286.
- CABI. (2020). *Lantana camara* (*Lantana*). In Invasive Species Compendium. CAB International. Acessado em: 24 de julho de 2025, de <https://www.cabi.org/isc/datasheet/2984>
- Carmona, R., Villas Bôas, H. D. C. (2001). The dynamics of *Bidens pilosa* seeds in the soil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36(3), 457–463
- Campbell, B. M. (1996). The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa. CIFOR-ICRAF. <https://www.cifor-icraf.org/knowledge/publication/465/>
- Chauhan, B. S., Ali, M., & Florentine, S. K. (2019). Seed germination ecology of *Bidens pilosa* and its implications for weed management. *Scientific Reports*, 9, 18429
- Chaves, A. D. C. G., Santos, R. M. S., Santos, J. O., Fernandes, A. A., & Maracajá, P. B. (2013). *A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas*. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 9(2), 42–48. Centro de Saúde e Tecnologia Rural - CSTR, UFCG.
- Chidumayo, E. N., & Gumbo, D. J. (2010). The Dry Forests and Woodlands of Africa: Managing for Products and Services. Earthscan. https://documents.worldbank.org/curated/en/216091468153551468/pdf/705210WP0Mio_mbo0web0Box370075B00PUBLIC0.pdf
- Clewley, G.D., Eschen, R., Shaw, R.H., Wright, D.J. (2012). The effectiveness of classical biological control of invasive plants. *Journal of Applied Ecology*. 49:1287-1295.
- Cronk, Q. C. B., Fuller, J. C. (2015). *Plant Invasions: The Threat to Natural Ecosystems*. Chapman & Hall, London.
- D'Oliveira, P. S., Brighenti, A. M., de Oliveira, V. M., & Cabral de Miranda, J. E. (2018). *Plantas tóxicas em pastagens: Lantana camara* (*Lantana camara* L.) – Família *Verbenaceae* (Comunicado Técnico 87). Embrapa Gado de Leite.

- Daubenmire, R. (1968) *Plant communities: a textbook of plant synecology*. New York: Harper & Row, 300 p.
- Davis, M. A. (2009). *Invasion biology*. Oxford University Press.
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88(3), 528–534
- Day, M.D. & Naser, S. (2000a) Factors influencing the biological control of *Lantana camara* in Australia and South Africa. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 37, 57–75.
- Day, M. D., Broughton, S., Hannan-Jones, M. A. (2003). Current distribution and status of *Lantana camara* and its biological control agents in Australia, with recommendations for further biocontrol introductions into other countries. *BioControl* 24: 63N–76N.
- Day, M.D., Broughton, S. & Hannan-Jones, M. A. (2003a). Current distribution and status of *Lantana camara* and its biological control agents in Australia, with recommendations for further biocontrol introductions into other countries. *Biocontrol News and Information* 24, 63–76.
- Day, M.D., Wiley, C.J., Playford, J. & Zalucki, M.P. (2003b) *Lantana: Current management status and future prospects*. Canberra. ACIAR Monograph 102. ACIAR Mono.
- De Mattos, I., Zimbres, B., & Marinho-Filho, J. (2021). Habitat specificity modulates the response of small mammals to habitat fragmentation, loss, and quality in a Neotropical savanna. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 751315. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.751315>
- Denton, G.R.W., Muniappan, R. & Marutani, M. (1991) Status and natural enemies of the weed, *Lantana camara* in Micronesia. *Tropical Pest Management* 37, 338–344.
- Dessalegn Dessisa and Binggeli, P. (2003). Ethiopian Plants. Online: [http://members.lycos.co.uk].
- Diagne, C., Turbelin, A. J., Moodley, D., Novoa. A., Leroy, B., Angulo, E., Adamjy, T., Dia, Cakm., Taheri, A., Tambo, J., Dobigny, G., Courchamp, F. (2021). The economic costs of biological invasions in Africa: a growing but neglected threat? In: Zenni RD, McDermott S, García Berthou E, Essl F (Eds) *The economic costs of biological*

invasions around the world. *NeoBiota* 67: 11–51.
<https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59132>

- Diarrassouba, A., Gnagbo, A., Kouakou, Y. C., Campbell, G., Tiedoué, M. R., Tondossama, A., Kühl, H. S., & Koné, I. (2019). Differential response of seven duiker species to human activities in Taï National Park, Côte d'Ivoire. *African Journal of Ecology*, 58(1), 58–68. <https://doi.org/10.1111/aje.12665>.
- Downey, P.O., Richardson, D.M. (2016). Alien plant invasions and native plant extinctions: a six-threshold framework. *AoB PLANTS*. 8: plw047.
- EARO. (1996). IAS (invasive alien species). Removing the Barriers to Invasive Species Management. Online [<http://www.undp.org/gef/index.htm/>].
- Ecocrop. (2010). *Echinochloa pyramidalis*. FAO Database. Acessado em: <http://ecocrop.fao.org/ecocrop/srv/en/cropView?id=585>
- El-Khalafy, R., Ahmed, N., & Youssef, M. (2025). Modeling the impact of climate change on the distribution of *Micromeria serbaliana* in the Mediterranean region. *BMC Plant Biology*, 25, 127. <https://bmcpplantbiol.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12870-025-07127-z>
- Enel Green Power. (2025). Biodiversity: what it is, why it is important, and how to preserve it. <https://www.enelgreenpower.com/learning-hub/sustainable-development/biodiversity>
- Food and Agriculture Organization (FAO). (2001). Miombo woodlands in Southern Africa: Mozambique country report. FAO. <https://www.fao.org/4/J0628E/J0628E67.htm>
- FAO. (2010). *Echinochloa pyramidalis*. Food and Agriculture Organization. Acessado em: <http://ecocrop.fao.org/ecocrop/srv/en/cropView?id=585>
- Felfili, J. M. & Venturoli, F (2000). *Tópicos em análise de vegetação*, Universidade de Brasília, Comunicações Técnicas Florestais v.2, n.2.
- Fern, K. (2025). *Celosia trigyna*, *Senna occidentalis*. Tropical Plants Database. Acessado em: 19 de Maio de 2025, de <https://tropical.theferns.info/viewtropical.php?id=Celosia+trigyna>
- Ferrell, J., Sellers, B., & Jennings, E. (2012). Herbicidal control of large leaf *Lantana camara*. *Weed Technology*, 26(3), 554–558.

- Fielding, A. H., & Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1), 38–49. <https://doi.org/10.1017/S0376892997000088>
- Freschet, G. T., Cornelissen, J. H. C., Wardle, D. A., Van der Putten, W. H., McCormack, M. L., & Bardgett, R. D. (2021). A starting guide to root ecology: Strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements. *New Phytologist*. <https://doi.org/xxxx>
- Frost, P. (1996). The ecology of miombo woodlands. In B. Campbell (Ed.), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa* (pp. 11–57). CIFOR. Acessado em: https://www.cifor-icraf.org/publications/pdf_files/Books/Miombo.pdf
- Fundação para a Conservação da Biodiversidade (BIOFUND). (2025). A nossa biodiversidade. Acessado em: 15 de maio de 2025, de <https://www.biofund.org.mz/mocambique/nossa-biodiversidade/>
- Gebrewahid, Y., Tesfamariam, B., Berhe, D. H., Birhane, E., Girmay, M., Abebe, T., Teklehaymanot, T., Eyasu, G., Hagazi, N., Haregeweyn, N., Abe, T., & Yebyo, G. S. (2025). Climate-driven range shift modelling of *Lantana camara* distribution in Ethiopia. *Discover Sustainability*, 6, 939. <https://doi.org/10.1007/s43621-025-01666-z>
- Gleditsch, J. M., & Carlo, T. A. (2011). Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions*, 17, 244–253.
- Global Invasive Species Database (2025). Species profile: *Lantana camara*. Acesso em: 24 de julho de 2025, de <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=56>
- Govender, N., Trollope, W. S. W., & Van Wilgen, B. W. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 748–758. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x>
- Graaff, J.L. & Graaff, J.L. (1986) *Lantana camara*, the plant and some methods for its control. *South African Forestry Journal* 136, 26–30.
- Grice, T., Morin, L. & Scott, J. (2014) A review of recent weed research and management relevant to Australian livestock industries and proposals for future investments.

- Gwate, O., Canavan, K., Grant D. Ma, David M. Richardson & V. Ralph Clark (2023) Assessing habitat suitability for selected woody range-expanding plant species in African mountains under climate change, *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 78:1-2, 87-101, DOI: 10.1080/0035919X.2023.2205368.
- Hagl, P. A., Gargiulo, R., Fay, M. F., Solofondranohatra, C., Salmona, J., Suescun, U., Rakotomalala, N., Lehmann, C. E. R., Besnard, G., Papadopoulos, A. S. T., & Vorontsova, M. S. (2021). Geographical structure of genetic diversity in *Loudetia simplex* (Poaceae) in Madagascar and South Africa. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 196(1), 81–99. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/boaa098>
- Heuzé, V., Tran, G., & Hassoun, P. (2015). Yellow thatching grass (*Hyperthelia dissoluta*). Feedipedia. INRAE, CIRAD, AFZ and FAO. Acessado em: <https://www.feedipedia.org/node/429>
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337
- Hosseini, S. M., Asadi, A., & Karimi, H. (2024). The influence of climate change on the future distribution of two *Thymus* species in Iran: MaxEnt model-based prediction. *Scientific Reports*, 14(1), 53405. <https://www.nature.com/articles/s41598-024-53405-5>
- Hutchinson, G.E. (1961). The paradox of the plankton. *The American Naturalist*, 95(882), 137–145.
- Hyde, M. A., Wursten, B. T., Ballings, P., & Coates Palgrave, M. (2025). Flora of Mozambique: Species information: *Vernonia poskeana* subsp. *poskeana*. Acessado em: 19 de Maio de 2025, em https://www.mozambiqueflora.com/speciesdata/species.php?species_id=158490
- IPBES. (2019). Relatório de avaliação global sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos: resumo para formuladores de políticas. Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. <https://ipbes.net/global-assessment>
- IPBES. (2024). Avaliação sobre as interligações entre biodiversidade, água, alimentos e saúde (Relatório do Sumário para Formuladores de Políticas). Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. <https://www.ipbes.net/nexus-assessment>

- IUCN. (2013). Invasive plants affecting Protected Areas of West Africa – management for reduction of risk for Biodiversity. IUCN, Gland, Switzerland and Ouagadougou, Burkina Faso. Africa Central: IUCN. PP 7-84.
- Jose, S., Singh, H. P., Batish, D. R., Kohli, R. K., & Bardhan, S. (2013). Invasive plant ecology: The horse behind the cart? In S. Jose, H. P. Singh, D. R. Batish, & R. K. Kohli (Eds.), *Invasive plant ecology* (pp. 1–6). Taylor & Francis Group.
- Kato-Noguchi, H., & Kurniadie, D. D. (2024). The invasive mechanisms of the noxious alien plant species *Bidens pilosa*. *Plants*, 13 (3), 356. <https://doi.org/10.3390/plants13030356>
- Khan, S., & Verma, S. (2022). Ensemble modelling to predict the impact of future climate change on the global distribution of *Olea europaea* subsp. *cuspidata*. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5, 977691. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.977691>
- Kifetew, M., & Woldu, Z. (2021). Impact assessment on an invasive species, *Lantana camara*, on indigenous species composition and socio-economic environment around Adama and Bishofitu areas, Ethiopia. *Journal of Environment and Earth Science*, 11 (3), 29–42. Acessado em: <https://www.iiste.org/Journals/index.php/JEES/article/view/55885>.
- Kozera, C. (2001). *Composição Florística e estrutura fitossociológica do estrato herbáceo – subarbustivo em duas áreas de floresta ambrofila densa Paraná*, Brasil, dissertação de mestrado, campinas.
- Koç, C., Dinç, M., & Eker, I. (2024). Predicting the potential distribution of *Zelkova carpinifolia* under climate change using MaxEnt. *Scientific Reports*, 14(1), 78733. <https://www.nature.com/articles/s41598-024-78733-4>
- Kull, C. A., Shackleton, C. M., Cunningham, P. J., Ducatillon, C., Dufour-Dror, J. M., Esler, K. J., Friday, J. B., Gouveia, A. C., Griffin, A. R., Marchante, E., Midgley, S. J., Pauchard, A., Rangani, H., Richardson, D. M., Rinaudo, T., Tassin, J., Urgenson, L. S., van Wilgen, B. W., Zenni, R. D., & Zylstra, M. J. (2011). Adoption, use and perception of Australian acacias around the world. *Diversity and Distributions*, 17, 822–836.
- Kumar, R., Katityar, R., Kumar, S., Kumar, T., & Singh, V. (2016). *Lantana camara*: an alien weed, its impact on animal health and strategies to control. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences*, 4(35), 321–337

- Leão, T. C., Almeida, W. R., Dechoum, M., & Ziller, S. R. (2011). *Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas*. Recife, Brasil: Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental.
- Lee, G., & Macdonald, I. A. W. (2016). Conserving vitality and diversity: Proceedings of the World Conservation Congress Workshop on Invasive Alien Species (foreword). World Conservation Congress, 20 October, Montreal, Canada.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2007). *Invasion ecology*. Blackwell Publishing Limited.
- Lőrincz, Á., Hábcenyus, A. A., Kelemen, A., Ratkai, B., Tölgyesi, C., Lőrinczi, G., Frei, K., Bátor, Z., & Maák, I. E. (2024). Wood-pastures promote environmental and ecological heterogeneity on a small spatial scale. *Science of the Total Environment*, 907, 136987. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.136987>
- Lovejoy, T. E., & Hannah, L. (2006). *Climate Change and Biodiversity*. Teri Press.
- Lugo, A.E. (2004). The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2:265-273.
- Mabjaia, L. L. D. (2024). *Levantamento de plantas invasoras na Província de Manica e modelação da distribuição potencial da Vernanthura phosphorica*, Monografia, UEM-FAEF, Maputo.
- Mabuda, K. (2005) Biocontrol science and technology Eutreta xanthochaeta (Diptera: Tephritidae) is unsuitable for biocontrol of *Lantana camara* in Africa. *Biocontrol Science and Technology* 15, 635–639.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2015). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10(3):689-710.
- Mack, R. N.; Simberloff, D.C.; Lonsdale, M.W.; Clout, M and Bazzaz, F. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications, Ithaca. Ecology*: PP 689-710.
- Magombe, M. (2000). *Estudo de Infestantes Aquáticas no Regadio de Chókwe*. Trabalho de Licenciatura, Maputo. UEM-FAEF.
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

- Manjate, M. J., & Massuque, J. Z. (2019). Composição florística e estrutura da vegetação da savana de Miombo em dois ambientes distintos no Distrito de Sanga, Norte de Moçambique. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 10(1), 77-89. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.001.0007>
- Marchante, H., Morais, M., Freitas, H., & Marchante, E. (2014). *Guia prático para a identificação de plantas invasoras em Portugal*. Imprensa da Universidade de Coimbra.
- Markers. (2025). Coordinates of Bárue district, Manica, Mozambique. Acessado em: 16 de maio de 2025, de <https://kn.2markers.com/300976>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., & Gomis, M. (Eds.). (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Matos, D. M. S., & Pivello, V. R. (2009). O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: Alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, 61(1), 27–30.
- Matos, M.Q. & Felfili, J.M. (2010). *Florística, Fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí. Brasil*
- Matteucci, S. D., & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Washington, D.C.: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Matusse, R. A., Manjate, M. J., & Pedro, V. (2021). Influence of geographic distance on the floristic composition of the Miombo savannah in Unango, northern Mozambique. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 9(6), 170–176. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20210906.12>
- McClean, C. J., Lovett, J. C., Küper, W., Hannah, L., Sommer, J. H., Barthlott, W., Termansen, M., Smith, G. F., Tokumine, S., & Taplin, J. R. D. (2005). African plant diversity and climate change. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 92(2), 139–152.
- Meinshausen, M., Nicholls, Z. R. J., Lewis, J., Gidden, M. J., Vogel, E., Freund, M., Beyerle, U., Gessner, C., Nauels, A., & Bauer, N. (2020). The shared socio-economic pathway (SSP) greenhouse gas concentrations and their

extensions to 2500. *Geoscientific Model Development*, 13, 3571–3605.
<https://doi.org/10.5194/gmd-13-3571-2020>

- Meneses, O. M., Ribeiro, N. S., Shirvani, Z., & Andrew, S. M. (2025). Resilience of the Miombo Woodland to Different Fire Frequencies in the Levas Flor Forest Concession, Central Mozambique. *Forests*, 16(1), 10. <https://doi.org/10.3390/f16010010>
- MEWC. (2014). Zimbabwe's fifth national report. Report, Zimbabwe: Ministry of environment water & climate
- Micoa (2010) Estratégia E Plano De Acção para a Conservação da Diversidade Biológica de Moçambique. 2010, 133.
- Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural (MITADER). (2015). Estratégia e plano de acção para a conservação da diversidade biológica em Moçambique (2015-2035). Direcção Nacional de Ambiente, p. 129.
- Ministry for Coordination of Environmental Affairs, Republic of Mozambique (MICOA). (2006). Third National Report of the Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/doc/world/mz/mz-nr-03-en.pdf>.
- Ministry for the Coordination of Environmental Affairs (MICOA) (2014). Fifth National Report on the Implementation of Convention on Biological Diversity in Mozambique. In: Anselmina, L.L., Clara, L., Ana, P.F. (Editors), Maputo, p. 129. <https://www.cbd.int/doc/world/mz/mz-nr-05-en.pdf>.
- Ministry of Land, Environment and Rural Development (MITADER) (2019). Sixth National Report on the Implementation of Convention on Biological Diversity in Mozambique. In: Ntumi, C., Pires, S., Nhambe, C. (Editors). Maputo, p. 170. <https://www.cbd.int/doc/nr/nr-06/mz-nr-06-en.pdf>.
- Mitjans Moreno, C. B., Pacheco Escobar, J., Domingos, E. dos A. A., & Rafael, N. V. (2020). Estrutura, composição e diversidade da flora lenhosa da floresta de Miombo de Munhiba, distrito Mocuba, Moçambique. *Quebracho - Revista de Ciencias Forestales*, 28 (2), 112-122
- Mogeia, S. S. L. S. (2020). *Interações tróficas: Herbivoria e efeito de plantas invasoras na composição de plantas e insetos nativos*, Dissertação de mestrado, Universidade Lúrio, Sofala.

- Monaco, T. A., & Sheley, R. L. (2012). Invasive plant ecology and management: Linking processes to practice. *CABI Publishing*. <https://doi.org/10.1079/9781845938116.0000>
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). Aims and Methods of Vegetation Ecology. Wiley. Acessado em: <https://archive.org/details/aimsmethodsofveg0000muel>
- Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H (1974) *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley & Sons, 547 p.
- Muturi, G. A. (2012). *Ecological impacts of Prosopis invasion in riverine forests of kenya*, Thesis, Wageningen University, Wageningen, ISBN: 978-94-6173-402-0.
- Nawaz, A., Ayub, M. A., Nadeem, F., & Al-Sabahi, J. N. (2016). *Lantana (Lantana camara)*: A medicinal plant having high therapeutic potentials – A comprehensive review. *International Journal of Chemical and Biochemical Sciences*, 10, 52 – 59.
- Negi, G. C. S., Maikhuri, R. K., Rawat, L. S., Pharswan, D., & Dhyani, P. P. (2019). *Lantana camara L.* (Verbenaceae): An invasive weed and its ecological significance. *Acta Botanica Hungarica*, 61(3–4), 251–268. <https://doi.org/10.1556/034.61.2019.3-4.5>
- O'Neill, B. C., Tebaldi, C., van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., Knutti, R., Kriegler, E., Lamarque, J. F., & Lowe, J. (2016). The Scenario Model Intercomparison Project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 9, 3461–3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- Pagny, F. P. J., Mevanly, O., Abrou, N. E. J., & Tiébré, M.-S. (2020). Prediction of the potential invasion of *Lantana camara L.* (Verbenaceae), an exotic plant species in Côte d'Ivoire from a modeling approach. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 14(4), 1241–1261. <http://ajol.info/index.php/ijbcs>
- Pansu, J., Guyton, J.A., Potter, A.B., Atkins, J.L., Daskin, J.H., Wursten, B., Kartzinel, T.R. & Pringle, R.M. (2019) Trophic ecology of large herbivores in a reassembling African ecosystem. *Journal of Ecology* 107, 1355–1376.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259.

- Pimentel, D. (2002). Introduction: non-native species in the world. In Pimentel, D. (ed.), *Biological Invasions: Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. pp 3-8. CRC PRESS. Nova Iorque.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. (2005) Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52, 273–288.
- Pope, G. V. (1986). *Vernonia poskeana* subsp. Botswana G.V. Pope. In Flora Zambesiaca (Vol. 6, Part 1). Royal Botanic Gardens, Kew. JSTOR *Global Plants*.
Acessado em: 19 de maio de 2025, de <https://plants.jstor.org/compilation/vernonia.poskeana>
- Poschlod, P., Abedi, M., Bartelheimer, M., Dolezal, J., & Hensen, I. (2013). Seed ecology and assembly rules in plant communities. In J. C. van der Maarel (Ed.), *Vegetation Ecology* (pp. 164–202). John Wiley & Sons.
- Pulido-Chadid, K., Virtanen, E., & Geldmann, J. (2023). How effective are protected areas for reducing threats to biodiversity? A systematic review protocol. *Environmental Evidence*, 12, Article 31. <https://doi.org/10.1186/s13750-023-00311-4>
- Priyanka, N. & Joshi, P.K. (2013) A review of *Lantana camara* Studies in India. *International Journal of Scientific and Research Publications* 3, 1–11.
- Pyšek, P., & Richardson, D. M. (2007). Traits associated with invasiveness in alien plants: Where do we stand? In W. Nentwig (Ed.), *Biological Invasions* (pp. 97–126). Springer.
- Qin, Z., Zhang, J. E., DiTommaso, A., Wang, R. L., & Wu, R. S. (2015). Predicting invasions of *Wedelia trilobata* (L.) Hitchc. with Maxent and GARP models. *Journal of Plant Research*, 128(5), 763–775. <https://doi.org/10.1007/s10265-015-0738-3>
- Rejmánek, M., & Richardson, D. M. (1996). What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, 77 (6), 1655 – 1661.
- Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., Kindermann, G., Nakicenovic, N., & Rafaj, P. (2011). RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. *Climatic Change*, 109(1–2), 33–57. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>

- Ryan, C. M., & Williams, M. (2011). How does fire intensity and frequency affect Miombo woodland structure? *Ecological Applications*, 21(1), 48–60. <https://doi.org/10.1890/09-1489.1>
- Santos, A.I., Calafate, L. (2018) Espécies Invasoras, Rev. Ciência Elem., V6 (01):004
- Schmera, D., Boschi, C., & Baur, B. (2023). The type of forest edge shapes snail assemblages at forest – pasture transitions. *Ecology and Evolution*, 13 (15), 10384 – 10394. <https://doi.org/10.1002/ece3.10384>
- Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica. (2006). Panorama da biodiversidade global 2. Montreal, Canadá: Secretaria da Convenção sobre Diversidade Biológica.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2002). COP 6 Decision VI/23: Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Sixth Meeting, 7–19 April 2002, The Hague, Netherlands. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>
- Sharma, G. P.; Raghubanshi, A. S.; Singh, J. A. *Lantana* invasion: An overview. *Weed Biology and Management*, v. 5, n. 4, p. 157-165, 2005.
- Sharma, R. D. (1988). *Weed Science*. New Delhi: Khanna Publishers.
- Shea, K., & Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 170–176. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3)
- Siddiqui, Sazada. (2025). Global patterns and drivers of species and genera richness of Fabaceae. *Front. Plant Science*. 16:1581814. doi: 10.3389/fpls.2025.1581814
- Silva, G. F., Curto, R. D. A., Soares, C.P. B. & Piassi. L. C. (2012). Avaliação de métodos de medição de altura em florestas naturais, Revista Árvore, Viçosa-MG, v.36, n.2, p.341-348
- Sosef, M. S. M., Dauby, G., Blach-Overgaard, A., van der Burgt, X., Catarino, L., Damen, T., & Couvreur, T. L. P. (2017). Exploring the floristic diversity of tropical Africa. *BMC Biology*, 15(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s12915-017-0356-8>
- Sousa, G. F., Oliveira, L. A., & Silva, J. F. (2003). *Plantas invasoras em sistemas agroflorestais com cupuaçuzeiro no município de Presidente Figueiredo (Amazonas,*

Brasil). Acta Amazonica, 33(3), 353–370. <https://doi.org/10.1590/1809-43922003333670>

- Sousa, S. G. A. de. (1995). *Dinâmica de plantas invasoras em sistemas agroflorestais implantados em pastagens degradadas na Amazônia Central (região de Manaus - AM)*, Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Acessado em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/667093>
- Souza, C. S. de. (2009). *Colonização de bermas de estradas do Sul de Portugal por Dittrichia viscosa L. e seus efeitos na diversidade florística das bermas*, Dissertação de Mestrado, Universidade de Évora. Acessado em: <http://hdl.handle.net/10174/18495>
- Thakur, M.L., Ahmad, M and Thakur, R.K. (1992), Lantana Weed (*Lantana camara* Var. aculeate linn). And its Possible Management through Natural Insect Pest in India. *Indian Forester* 118 (7): 466-485.
- Thomson, A. M., Calvin, K. V., Smith, S. J., Kyle, G. P., Volke, A., Patel, P., Delgado-Arias, S., Bond-Lamberty, B., Wise, M. A., Clarke, L. E., & et al. (2011). RCP4.5: A pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change*, 109(1–2), 77–94. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M. B., Berry, P. M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G. F., Paterson, J., & Schurr, F. M. (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9, 137–152. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.09.004>
- Timberlake J, Darbyshire I, Wursten B, Hadj-hammou J, Mapaura A, Matimele H, Banze A. 2016. Chimanimani Mountain: *Botany and conservation*. Page Report produced under CEPF Grant 63512.
- Tiwari, S., Mishra, S. N., Kumar, D., Kumar, B., Vaidya, S. N., Ghosh, B. G., Rahaman, S. M., Khatun, M., Garai, S., & Kumar, A. (2022). Modelling the potential risk zone of *Lantana camara* invasion and response to climate change in eastern India. *Ecological Processes*, 11(1), 10. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00354-w>

- Urban, A.J., Simelane, D.O., Retief, E., Heystek, F., Williams, H.E. & Madire, L.G. (2011) The invasive “*Lantana camara* L.” hybrid complex (Verbenaceae): A review of research into its identity and biological control in South Africa. *African Entomology* 19, 315–348.
- Vanijajiva, O. (2014). Effect of ecological factors on seed germination of alien weed *Tridax procumbens* (Asteraceae). *Journal of Agriculture and Ecology Research International*, 1(1), 30–39. Acessado em: <https://journaljaeri.com/index.php/JAERI/article/view/306>
- Velazco, S.J.E., Ribeiro, B.R., Laureto, L.M.O., & De Marcos Júnior, P. (2020). Overprediction of species distribution models in conservation planning: A still neglected issue with strong effects. *Biological Conservation*
- Vieira, M.B. (2015) *A preliminary study on distribution of Mimosa pigra in Gorongosa National Park: Reasons and causes*. Universidade de Lisboa/Dissertação
- von Staden, L. (2017). *Celosia trigyna* L. National Assessment: Red List of South African Plants version. *South African National Biodiversity Institute*. Acessado em: 19 de maio de 2025, de <https://redlist.sanbi.org/species.php?Species=3095-2>
- Wagh, A., Kapile, C., Daine, S., Satpute, S., & Wagh, P. (2024). *Lantana camara*: A review of its environmental impact and medicinal potential. *World Journal of Pharmaceutical Research*
- Warren, R., Price, J., Graham, E., Forstenhaeusler, N., & Vanderwal, J. (2018). The projected effect on insects, vertebrates, and plants of limiting global warming to 1.5 °C rather than 2 °C. *Science*, 360(6390), 791–795. <https://doi.org/10.1126/science.aar3646>
- White, N., Roberts, M., Snell, K. I. E., Collins, G. S., & Riley, R. D. (2023). Evidence of questionable research practices in clinical prediction models. *BMC Medicine*, 21(1), 48. <https://doi.org/10.1186/s12916-023-03048-6>
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (2008). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48:607-615.
- World Flora Online. (2025). *Vernonia poskeana* Oliv. & Hiern. Acessado em: <http://www.worldfloraonline.org>

- Zalucki, M.P., Day, M.D. & Playford, J. (2007) Will biological control of *Lantana camara* ever succeed? Patterns, processes & prospects. *Biological Control* 42, 251-261.
- Zalucki, M.P. & Van Klinken, R.D. (2006) Predicting population dynamics of weed biological control agents: Science
- Zavale, R. (2018) *Caracterização florística e fitossociológica nas Bermas da Estrada Circular de Maputo*, Monografia, UEM-FAEF, Maputo.
- Zhang, Q., Zhang, Y., Peng, S., & Zobel, K. (2014). Climate warming may facilitate invasion of the exotic shrub *Lantana camara*. *PLOS ONE*, 9(9), e105500. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105500>
- Ziller, S. R., Zenni, R. D., & Neto, J. G. (2004). *Invasões biológicas: introdução, impactos e espécies invasoras no Brasil*. In J. H. Pedrosa-Macedo & E. A. Bredow (Orgs.), *Princípios e rudimentos do controle biológico de plantas: Coletânea* (pp. 17 – 41). [s.n.].
- Ziller, S.R. (2001). Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. *Ambiental Florestal*: P 4.
- Zunguze, I. F. (2022). *Comparação florística e fitossociológica de duas formações florestais do Parque Nacional da Gorongosa, distrito de Muanza, província de Sofala*, Monografia, Instituto Superior Politécnico de Manica. Acessado em: <https://www.academia.edu/121905800>

ANEXOS

Anexo 1: Ficha de levantamento das espécies herbáceas



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE PROTECÇÃO

Ficha de levantamento das espécies herbáceas

Província _____ Distrito _____ Posto Administrativo _____
Localidade _____ Latitude _____ Longitude _____ Altitude _____
Tipo de formação vegetal _____ Tipo de Solo _____ Data ____/____/____
Topografia _____ Transecto No _____ Parcela No: _____
Quadrícula No: _____ Observações: _____

Nr	Nome científico/Vernacular	Abundância	Cobertura	Altura

Abundância

- 1 – Raro: 1 a 4 plantas
- 2 – Pouco comum: 5 a 14
- 3 – Comum: 15 a 25 planta
- 4 – Abundante: 30 a 99 plantas
- 5- Muito Abundante: + 100 plantas

Cobertura

- 1 – 0 a 5%
- 2 – 6 a 25%
- 3 – 26 a 50%
- 4 – 51 a 75%
- 5- 76 a 100%

Tipo de área

- 1 – Agrícola
- 2 - Agrícola abandonada
- 3 – Pastagem
- 4 – Bermas da Estrada
- 5 – Florestas

Anexo 2: Ficha de levantamento da vegetação arbórea e arbustiva



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE PROTECÇÃO

Ficha de levantamento da vegetação adulta

Província _____ Distrito _____ Posto Administrativo _____

Localidade _____ Povoado _____ Tipo de Área _____

Latitude _____ Longitude _____ Altitude _____

Nome do observador _____ Data: ____ / ____ / ____

Inventário No: ____ Parcela N°: ____ Topografia _____ Tipo de solo _____

Observações: _____

Nr	Nome científico/Vernacular	Nr de indivíduos	Nr de fustes	Sanidade do fuste	Altura	Qualidade da copa

Sanidade do fuste

1 – Normal
2 – Doente

Qualidade da copa

1 – Inteira
2 - Quebrada
3 – Sem folhas

Tipo de área

1 - Área Agrícola
2 – Agrícola abandonada
3 – Pastagem
4 – Berma de estradas
5 – Floresta



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE PROTECÇÃO

Ficha de levantamento da vegetação regenerante

Província _____ Distrito _____ Posto Administrativo _____

Localidade _____ Povoado _____ Tipo de Área _____

Latitude _____ Longitude _____ Altitude _____

Nome do observador _____ Data: ____/____/____

Inventário No: ____ Parcela N°: ____ Topografia _____ Tipo de solo _____

Observações: _____

Nr	Nome científico/Vernacular	Nr de indivíduos	Altura

Tipo de área

- 1 - Área Agrícola
- 2 – Agrícola abandonada
- 3 – Pastagem
- 4 – Berma de estradas
- 5 – Floresta

Anexo 3: Parâmetros fitossociológicos para espécies herbáceas

Espécies	Ocorrência	Fa	Fr%	Aba	Abr%	Coa	Cobr%	IVI
<i>Vernonia poskeana</i>	224	0.125	12.528	1.357	0.822	1.861	0.939	14.290
<i>Hyperthelia dissoluta</i>	139	0.078	7.774	3.261	1.976	3.536	1.785	11.535
<i>Celosia trigyna</i>	161	0.090	9.004	1.354	0.820	2.149	1.085	10.910
<i>Melinis repens</i>	102	0.057	5.705	2.647	1.604	3.020	1.524	8.833
<i>Trichodesma zeylanicum</i>	95	0.053	5.313	1.347	0.816	2.158	1.089	7.219
<i>Loudetia simplex</i>	42	0.023	2.349	3.452	2.092	3.810	1.923	6.364
<i>Digitaria perrottetii</i>	62	0.035	3.468	2.258	1.368	2.613	1.319	6.155
<i>Bulbostylis burchellii</i>	36	0.020	2.013	3.444	2.087	3.694	1.865	5.965
<i>Panicum maximum</i>	46	0.026	2.573	2.609	1.581	3.065	1.547	5.701
<i>Corchorus trilocularis</i>	57	0.032	3.188	1.649	0.999	1.789	0.903	5.090
<i>Jacquemontia tamnifolia</i>	64	0.036	3.579	1.156	0.701	1.578	0.797	5.077
<i>Heteropogon melanocarpus</i>	18	0.010	1.007	3.556	2.154	3.667	1.851	5.012
<i>Cyperus rotundus</i>	23	0.013	1.286	2.913	1.765	2.870	1.449	4.500
<i>Setaria sphacelata</i>	25	0.014	1.398	2.400	1.454	2.720	1.373	4.225
<i>Bidens pilosa</i>	30	0.017	1.678	2.100	1.272	2.433	1.228	4.179
<i>Eragrostis chapelieri</i>	37	0.021	2.069	1.676	1.015	2.000	1.010	4.094
<i>Digitaria sp.</i>	11	0.006	0.615	3.000	1.818	3.091	1.560	3.993
<i>Digitaria ciliaris</i>	8	0.004	0.447	3.125	1.893	3.250	1.641	3.981
<i>Cynodon dactylon</i>	22	0.012	1.230	2.364	1.432	2.591	1.308	3.970
<i>Ocimum americanum</i>	38	0.021	2.125	1.553	0.941	1.711	0.863	3.929
<i>Ageratum conyzoides</i>	30	0.017	1.678	1.867	1.131	2.167	1.094	3.903
<i>Digitaria eriantha</i>	14	0.008	0.783	2.786	1.688	2.786	1.406	3.877
<i>Richardia scabra</i>	34	0.019	1.902	1.471	0.891	1.971	0.995	3.787
<i>Pteridium aquilinum</i>	9	0.005	0.503	2.778	1.683	2.778	1.402	3.589
<i>Commelina benghalensis</i>	21	0.012	1.174	2.000	1.212	2.286	1.154	3.540
<i>Crassocephalum crepidioides</i>	2	0.001	0.112	3.000	1.818	3.000	1.514	3.444
<i>Loudetia simplex</i>	1	0.001	0.056	3.000	1.818	3.000	1.514	3.388
<i>Aristida congesta</i>	5	0.003	0.280	2.600	1.575	3.000	1.514	3.369
<i>Eragrostis curvula</i>	20	0.011	1.119	1.950	1.181	2.100	1.060	3.360
<i>Pogonarthria squarrosa</i>	11	0.006	0.615	2.182	1.322	2.818	1.423	3.360
<i>Senna occidentalis</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	4.000	2.019	3.287
<i>Cardiospermum halicacabum</i>	13	0.007	0.727	2.154	1.305	2.385	1.204	3.236
<i>Imperata cylindrica</i>	6	0.003	0.336	2.500	1.515	2.667	1.346	3.196
<i>Heteropogon contortus</i>	4	0.002	0.224	2.500	1.515	2.750	1.388	3.127
<i>Cyperus odoratus</i>	4	0.002	0.224	2.250	1.363	3.000	1.514	3.101
<i>Nidorella auriculata</i>	20	0.011	1.119	1.550	0.939	2.050	1.035	3.093
<i>Asparagus africanus</i>	23	0.013	1.286	1.000	0.606	2.087	1.054	2.946

Anexo 3: Parâmetros fitossociológicos para espécies herbáceas (cont.)								
<i>Eragrostis aspera</i>	7	0.004	0.391	2.143	1.298	2.429	1.226	2.916
<i>Lippia javanica</i>	13	0.007	0.727	1.462	0.886	2.462	1.243	2.855
<i>Colocasia esculenta</i>	4	0.002	0.224	2.250	1.363	2.500	1.262	2.849
<i>Bauhinia sp.</i>	2	0.001	0.112	2.000	1.212	3.000	1.514	2.838
<i>Cissampelos hirta</i>	24	0.013	1.342	1.208	0.732	1.458	0.736	2.811
<i>Clematis viridiflora</i>	14	0.008	0.783	1.429	0.866	2.071	1.046	2.694
<i>Smilax anceps</i>	5	0.003	0.280	1.800	1.091	2.600	1.313	2.683
<i>Oxalis articulata</i>	12	0.007	0.671	1.833	1.111	1.667	0.841	2.623
<i>Sida alba</i>	18	0.010	1.007	1.278	0.774	1.667	0.841	2.622
<i>Boerhavia diffusa</i>	14	0.008	0.783	1.429	0.866	1.857	0.938	2.586
<i>Indigofera tinctoria</i>	22	0.012	1.230	1.091	0.661	1.364	0.688	2.580
<i>Aspilia mossambicensis</i>	7	0.004	0.391	1.857	1.125	2.000	1.010	2.526
<i>Gnaphalium purpureum</i>	15	0.008	0.839	1.467	0.889	1.533	0.774	2.502
<i>Catunaregam spinosa</i>	5	0.003	0.280	1.800	1.091	2.200	1.111	2.481
<i>Rhynchosia minima</i>	4	0.002	0.224	1.750	1.060	2.250	1.136	2.420
<i>Acmella paniculata</i>	3	0.002	0.168	2.000	1.212	2.000	1.010	2.389
<i>Pennisetum purpureum</i>	3	0.002	0.168	2.000	1.212	2.000	1.010	2.389
<i>Triumfetta cordifolia</i>	8	0.004	0.447	1.625	0.985	1.875	0.947	2.379
<i>Conyza canadensis</i>	3	0.002	0.168	1.667	1.010	2.333	1.178	2.355
<i>Sonchus oleraceus</i>	2	0.001	0.112	2.000	1.212	2.000	1.010	2.333
<i>Cissampelos mucronata</i>	14	0.008	0.783	1.214	0.736	1.571	0.793	2.312
<i>Tridax procumbens</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	2.000	1.010	2.277
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	2.000	1.010	2.277
<i>Urochloa panicoides</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	2.000	1.010	2.277
<i>Eclipta sp.</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	2.000	1.010	2.277
<i>Sesbania sesban</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	2.000	1.010	2.277
<i>Justicia flava</i>	1	0.001	0.056	2.000	1.212	2.000	1.010	2.277
<i>Helichrysum kraussii</i>	9	0.005	0.503	1.444	0.875	1.667	0.841	2.220
<i>Eriosema psoraleoides</i>	6	0.003	0.336	1.167	0.707	2.333	1.178	2.220
<i>Euphorbia hirta</i>	7	0.004	0.391	1.571	0.952	1.714	0.865	2.209
<i>Phyllanthus amarus</i>	13	0.007	0.727	1.154	0.699	1.538	0.777	2.203
<i>Vernonia amygdalina</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	3.000	1.514	2.176
<i>Sida acuta</i>	3	0.002	0.168	1.333	0.808	2.333	1.178	2.154
<i>Acalypha villicaulis</i>	9	0.005	0.503	1.222	0.741	1.778	0.897	2.141
<i>Euphorbia heterophylla</i>	7	0.004	0.391	1.571	0.952	1.571	0.793	2.137
<i>Tephrosia purpurea</i>	4	0.002	0.224	1.250	0.757	2.250	1.136	2.117
<i>Kohautia virgata</i>	8	0.004	0.447	1.375	0.833	1.500	0.757	2.038
<i>Acanthospermum hispidum</i>	7	0.004	0.391	1.143	0.692	1.857	0.938	2.021
<i>Vernonia glabra</i>	4	0.002	0.224	1.250	0.757	2.000	1.010	1.991
<i>Leonotis nepetifolia</i>	8	0.004	0.447	1.125	0.682	1.500	0.757	1.886

Anexo 3: Parâmetros fitossociológicos para espécies herbáceas (cont.)								
<i>Vernonia adoensis</i>	4	0.002	0.224	1.000	0.606	2.000	1.010	1.839
<i>Sesamum alatum</i>	3	0.002	0.168	1.333	0.808	1.667	0.841	1.817
<i>Crotalaria retusa</i>	2	0.001	0.112	1.500	0.909	1.500	0.757	1.778
<i>Eleusine indica</i>	2	0.001	0.112	1.500	0.909	1.500	0.757	1.778
<i>Hibiscus cannabinus</i>	6	0.003	0.336	1.000	0.606	1.500	0.757	1.699
<i>Oldenlandia corymbosa</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	2.000	1.010	1.671
<i>Eragrostis ciliaris</i>	5	0.003	0.280	1.000	0.606	1.400	0.707	1.592
<i>Waltheria indica</i>	5	0.003	0.280	1.000	0.606	1.200	0.606	1.491
<i>Mucuna coriacea</i>	4	0.002	0.224	1.000	0.606	1.000	0.505	1.334
<i>Triumfetta pentandra</i>	2	0.001	0.112	1.000	0.606	1.000	0.505	1.223
<i>Amaranthus spinosus</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	1.000	0.505	1.167
<i>Sporobolus africanus</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	1.000	0.505	1.167
<i>Neoschreya decurrens</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	1.000	0.505	1.167
<i>Senecio sp</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	1.000	0.505	1.167
<i>Senna petersiana</i>	1	0.001	0.056	1.000	0.606	1.000	0.505	1.167
Total	1788	1	100	165	100	198.1	100	300

Anexo 4: Parâmetros fitossociológicos para espécies arbóreas e arbustivas

Espécies	Ocorrência	FA	FR%	DoA	DoR%	DeA	DeR%	IVI
<i>Brachystegia boehmii</i>	36	0.23	3.55	0.12	28.03	0.00120	4.62	36.20
<i>Uapaca kirkiana</i>	122	0.23	3.55	0.01	1.90	0.00407	15.64	21.09
<i>Ziziphus mauritiana</i>	2	0.07	1.02	0.07	16.44	0.00007	0.26	17.71
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	81	0.40	6.09	0.00	1.06	0.00270	10.38	17.54
<i>Brachystegia sp.</i>	64	0.33	5.08	0.01	3.29	0.00213	8.21	16.57
<i>Julbernardia globiflora</i>	64	0.33	5.08	0.00	1.12	0.00213	8.21	14.40
<i>Vachellia sp.</i>	59	0.10	1.52	0.00	1.14	0.00197	7.56	10.23
<i>Albizia antunesiana</i>	44	0.20	3.05	0.01	1.20	0.00147	5.64	9.89
<i>Parinari curatellifolia</i>	24	0.37	5.58	0.01	1.20	0.00080	3.08	9.86
<i>Burkea africana</i>	34	0.27	4.06	0.00	0.95	0.00113	4.36	9.37
<i>Sterculia quinqueloba</i>	5	0.07	1.02	0.03	7.62	0.00017	0.64	9.28
<i>Bauhinia petersiana</i>	32	0.23	3.55	0.00	0.48	0.00107	4.10	8.13
<i>Pterocarpus angolensis</i>	19	0.30	4.57	0.00	0.92	0.00063	2.44	7.92
<i>Pseudolachnosthylis maprouneifolia</i>	24	0.27	4.06	0.00	0.63	0.00080	3.08	7.77
<i>Mangifera indica</i>	17	0.13	2.03	0.01	3.01	0.00057	2.18	7.22
<i>Burkea sp.</i>	6	0.17	2.54	0.02	3.46	0.00020	0.77	6.77
<i>Annona senegalensis</i>	13	0.20	3.05	0.00	0.44	0.00043	1.67	5.15
<i>Brachystegia utilis</i>	14	0.17	2.54	0.00	0.47	0.00047	1.79	4.81
<i>Piliostigma thonningii</i>	10	0.17	2.54	0.00	0.80	0.00033	1.28	4.62
<i>Cussonia sp.</i>	11	0.13	2.03	0.00	0.62	0.00037	1.41	4.06

Anexo 4: Parâmetros fitossociológicos para espécies arbóreas e arbustivas (cont.)								
<i>Philenoptera violacea</i>	5	0.17	2.54	0.00	0.60	0.00017	0.64	3.78
<i>Crossorpteryx febrifuga</i>	7	0.13	2.03	0.00	0.40	0.00023	0.90	3.32
<i>Albizia sp.</i>	7	0.07	1.02	0.01	1.35	0.00023	0.90	3.27
<i>Pterocarpus rotundifolius</i>	2	0.07	1.02	0.01	1.78	0.00007	0.26	3.05
<i>Pappea sp.</i>	6	0.07	1.02	0.00	1.12	0.00020	0.77	2.90
<i>Persea americana</i>	5	0.10	1.52	0.00	0.71	0.00017	0.64	2.87
<i>Polygonum sp.</i>	1	0.03	0.51	0.01	2.07	0.00003	0.13	2.71
<i>Ficus sp.</i>	1	0.03	0.51	0.01	2.05	0.00003	0.13	2.69
<i>Bridelia cathartica</i>	5	0.10	1.52	0.00	0.48	0.00017	0.64	2.65
<i>Jatropha sp.</i>	2	0.03	0.51	0.01	1.63	0.00007	0.26	2.40
<i>Millettia sp.</i>	4	0.07	1.02	0.00	0.85	0.00013	0.51	2.38
<i>Terminalia sp.</i>	3	0.07	1.02	0.00	0.89	0.00010	0.38	2.29
<i>Pericopsis angolensis</i>	3	0.10	1.52	0.00	0.33	0.00010	0.38	2.24
<i>Combretum collinum</i>	5	0.07	1.02	0.00	0.50	0.00017	0.64	2.16
<i>Protea sp.</i>	4	0.07	1.02	0.00	0.54	0.00013	0.51	2.07
<i>Ochna sp.</i>	2	0.03	0.51	0.01	1.27	0.00007	0.26	2.03
<i>Lannea schweinfurthii</i>	2	0.03	0.51	0.01	1.26	0.00007	0.26	2.02
<i>Strychnos sp.</i>	3	0.07	1.02	0.00	0.55	0.00010	0.38	1.95
<i>Combretum apiculatum</i>	3	0.07	1.02	0.00	0.47	0.00010	0.38	1.87
<i>Stereospermum kunthianum</i>	2	0.07	1.02	0.00	0.55	0.00007	0.26	1.82
<i>Vitex payson</i>	2	0.07	1.02	0.00	0.51	0.00007	0.26	1.78
<i>Combretum sp.</i>	2	0.07	1.02	0.00	0.51	0.00007	0.26	1.78
<i>Dichrostachys cinerea</i>	2	0.07	1.02	0.00	0.26	0.00007	0.26	1.53
<i>Grewia sp.</i>	2	0.07	1.02	0.00	0.22	0.00007	0.26	1.49
<i>Hymenocardia acida</i>	2	0.07	1.02	0.00	0.15	0.00007	0.26	1.42
<i>Erythrina abyssinica</i>	3	0.03	0.51	0.00	0.50	0.00010	0.38	1.40
<i>Brachystegia spiciformis</i>	3	0.03	0.51	0.00	0.40	0.00010	0.38	1.30
<i>Cussonia arborea</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.60	0.00003	0.13	1.24
<i>Mimusops sp.</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.54	0.00003	0.13	1.18
<i>strychnos madagascariensis</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.53	0.00003	0.13	1.16
<i>Aeschynomene indica</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.37	0.00003	0.13	1.00
<i>Dalbergia sp.</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.30	0.00003	0.13	0.94
<i>Strychnos spinosa</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.22	0.00003	0.13	0.85
<i>Steganotaenia araliacea</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.21	0.00003	0.13	0.84
<i>Terminalia brachystemma</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.20	0.00003	0.13	0.84
<i>Brachystemia sp.</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.15	0.00003	0.13	0.79
<i>Markhamia zanzibarica</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.15	0.00003	0.13	0.79
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	1	0.03	0.51	0.00	0.00	0.00003	0.13	0.64