

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL
MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do
Baixo Limpopo, Província de Gaza

Autor:

Askot Mussa Alafi

Supervisor:

Professor Doutor Tomás Fernando Chiconela

Maputo

2024

Askot Mussa Alafi

Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do
Baixo Limpopo, Província de Gaza

Dissertação submetida em cumprimento parcial dos requisitos
para a obtenção do grau de Mestre
em
Maneio e Conservação da Biodiversidade

Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal
Departamento de Engenharia Florestal
Universidade Eduardo Mondlane

Maputo
2024

DEDICATÓRIA

Dedico e presenteio:

Joeslina e Leda Martina, minhas filhas.

DECLARAÇÃO

Eu, Askot Mussa Alafi, declaro que:

- i. Os resultados de investigação reportados nesta dissertação resultam de um trabalho intenso originalmente desenvolvido por mim sob a orientação do meu supervisor;
- ii. Esta dissertação nunca foi submetida em nenhuma Universidade, Escola Superior ou Instituto Politécnico para a obtenção de qualquer grau académico;
- iii. Toda informação proveniente da consulta de obras científicas de outros autores incluindo fotografias, tabelas ou gráficos foi devidamente citada e referenciada;
- iv. Nesta dissertação não foram usados textos, gráficos ou tabelas copiadas da internet, ao menos de fonte credível e detalhadamente referenciada, segundo as normas vigentes na Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal;
- v. Todo material científico consultado consta no texto e nas referências bibliográficas.

O candidato



Askot Mussa Alafi

(Assinatura ilegível)

AGRADECIMENTOS

À Deus, por ter me fortalecido para chegar até ao fim desse grande desafio.

Ao meu supervisor, Ph.D Tomás Chiconela, faltam-me palavras dignas para expressar o meu profundo agradecimento, pela incansável, responsável e preciosa supervisão.

Ao Projecto AfriCultuRes, pela oportunidade e financiamento do trabalho de campo no RBL.

Agradeço de forma especial ao Professor Wolfgang Nentwig (Universidade de Bern, Suíça), pela sua cooperação e preciosa contribuição na revisão das pontuações no GISS.

À dra. Carima Abdula Bucuane, pelos seus valiosos conselhos. Agradeço imenso pela boa pessoa que é, generosa, compreensiva e de paciência infinita.

À todos colegas do curso de MCB, foram particularmente exímios, mentes brilhantes e ideias inspiradoras, especialmente ao Domingos Ferrão, Will Susse Monjane, Cremildo Manjala e Tarcília Checo, pelo companheirismo e comentários prestativos.

Ao Eng^o. Francisco Munguambe, pelo apoio incondicional e saber que transmitiu no campo.

Ao dr. Ernesto Macamo e dr. Aurélio Bechel (Departamento de Ciências Biológicas), pelo excelente trabalho e por serem, indubitavelmente, parte activa nesta pesquisa.

Ao Eng^o. Sebastião Ferro (*in memoriam*), funcionário do RBL até a data, pela calorosa recepção e acompanhamento durante a fase dos levantamentos de campo.

Ao Sr. Sérgio Felipe (*in memoriam*), motorista da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, pela excelente e responsável condução, levando-nos até locais de difícil acesso.

Gostaria também de expressar toda minha gratidão e apreço à Dra Otília Henrique Tomo, *ex-Directora-Adjunta* do CITTAU pela compreensão, e à todos colegas e colaboradores pela dedicação ao trabalho com afincos de modo a compensarem a minha indisponibilidade.

Finalmente, à todos aqueles que directa ou indirectamente consagraram o seu tempo e inteligência para dar todo o apoio moral de que tanto precisava. Allah os tenha e os ampare.

Muito obrigado de coração, meus caros!

*“Science has never been clearer; Awareness
has never been greater. It's time for decisive
action”*

Marco Lambertini,
WWF Director General

RESUMO GERAL

Em Moçambique, as plantas exóticas invasoras foram introduzidas ao longo dos anos de forma intencional ou acidental. Estudos que reportam a ocorrência, distribuição e impacto ecológico sobre a diversidade vegetal nativa são muito poucos. O presente trabalho foi realizado no Regadio do Baixo Limpopo, Província de Gaza, com o objectivo de fazer o levantamento de plantas exóticas invasoras e avaliar o seu impacto sobre as espécies nativas. As amostragens foram feitas ao longo do rio Limpopo, canais e valas de drenagem, em cada 2 ou 3 km. Em cada local, foram colectados dados de temperatura, pH e condutividade eléctrica da água. As outras variáveis foram obtidas *in loco* e usando o Mapa Nacional de Solos. A abundância e cobertura das espécies foi determinada usando-se uma quadrícula de 1 m², e todas as plantas encontradas foram registadas. A identificação das espécies foi feita por um botânico e guias de campo. O impacto ecológico foi avaliado pelo sistema genérico de pontuação (GISS). Os dados foram analisados no MS Excel para determinar os parâmetros fitossociológicos, no *iNEXTOnline* para comparar a diversidade α e β através dos índices de Shannon, Simpson e Jaccard, e no *R* para análises estatísticas de dados sobre a riqueza de espécies nativas nas quadrículas invadidas e não invadidas por plantas exóticas invasoras. Os resultados deste levantamento mostraram que 71 espécies invasoras (74,65% terrestres e 25,35% aquáticas) pertencentes à 29 famílias ocorrem no RBL. As famílias Poaceae e Asteraceae foram as mais representadas em espécies invasoras. Juntas, contribuíram com mais de 50% dos indivíduos amostrados. As espécies mais abundantes foram *Phragmites australis*, *Phragmites mauritianus* e *Echinochloa pyramidalis*. A riqueza e diversidade de espécies invasoras diferiu entre os distritos, sendo maior em Xai-Xai, Chongoene e Limpopo em relação ao distrito de Chibuto. Os mesmos distritos foram os mais similares em termos de espécies invasoras. Cerca de 38,89% das espécies amostradas estão amplamente distribuídas, 20,83% de forma restrita e 40,28% ocorrem de forma localizada e com indivíduos unitários. Das variáveis consideradas, o tipo de uso da terra, declive, temperatura e pH da água foram mais influentes para explicar a abundância e distribuição das espécies invasoras. Pelo GISS foram pontuadas 91,55% das espécies invasoras inventariadas e *Lantana camara* foi a que obteve a pontuação de impacto mais alta. As espécies com pontuação de impacto mais baixa foram *Hibiscus cannabinus* e *Oxalis latifolia*. O mecanismo de impacto ecológico mais comum foi a competição. As quadrículas não invadidas pelas espécies invasoras apresentaram maior riqueza de espécies nativas.

Palavras-chave: Invasões biológicas, diversidade florística, factores abióticos.

GENERAL ABSTRACT

In Mozambique, the invasive alien plants have been introduced over the years most of them deliberately or accidentally. Studies that report the occurrence, distribution and ecological impact upon native plant diversity are very few. The present work was carried out at Lower Limpopo Irrigation System, Gaza Province, in order to survey invasive alien plants and assess their associated impacts on native species. The samplings were taken along the Limpopo River, channels and drainage ditches, in every 2 or 3 km. In each sampling site, data of temperature, pH and electrical conductivity of water were collected. The other variables were obtained *in loco* and using the National Soil Map. The abundance and coverage of the species was determined using a quadrat of 1 m², and all plant species found were recorded. Species identification was performed by a botanical and field guides. The ecological impact was evaluated by the generic impact scoring system (GISS). The data were analyzed in MS Excel to determine phytosociological parameters, in *iNEXTOnline* to compare α and β diversity through the Shannon, Simpson and Jaccard indexes, and *R* for statistical analysis of data upon species diversity in the invaded and not invaded quadrats by invasive alien species. The results of this survey showed that 71 invasive species (74,65% terrestrial and 25,35% aquatic) belonging to 29 families occur in the RBL. The Poaceae and Asteraceae families were the most represented in invasive species. Together, they contributed with more than 50% of sampled individuals. The most abundant species in area were *Phragmites australis*, *Phragmites mauritianus* and *Echinochloa pyramidalis*. The richness and diversity of invasive species differed between the districts, being higher in Xai-Xai, Chongoene and Limpopo districts when compared to the Chibuto district. The same districts were the most similar in terms of invasive species. About 38.89% of the sampled species are widely distributed, 20.83% in a restricted way and 40.28% occur in a localized way and with unitary individuals. Of the variables considered, the land use type, slope, temperature and pH of water were more influential to explain the abundance and distribution of the invasive species. By the GISS were scored 91.55% of the invasive species inventoried and *Lantana camara* scored the highest impact score. The species with the lowest impact score were *Hibiscus cannabinus* and *Oxalis latifolia*. The most common ecological impact mechanism was competition. The not invaded quadrats by the invasive species presented major native species diversity.

Keywords: Biological invasions, floristic diversity, abiotic factors.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Termos gerais utilizados para a designação das espécies de plantas.....	6
Tabela 2. Exemplos de perdas económicas nacionais anuais devido às espécies invasoras	21
Tabela 3. Escala usada para estimar a abundância e a cobertura da vegetação herbácea	45
Tabela 4. Lista florística das espécies de plantas amostradas no RBL, suas famílias, <i>habitus</i> e <i>status</i> (I – invasora e NI – não invasora).....	47
Tabela 5. Contribuição das famílias de plantas exóticas invasoras quanto à riqueza e abundância de espécies.....	52
Tabela 6. Caracterização das plantas exóticas invasoras inventariadas no RBL quanto aos valores dos parâmetros fitossociológicos: abundância (Ab), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), cobertura (Cob), valor de densidade de cobertura (VCob), cobertura relativa (CobR) e índice de valor de importância (IVI).....	54
Tabela 7. Número e percentagem de espécies invasoras inventariadas por distrito.....	56
Tabela 8. Matriz de comparação florística das plantas exóticas invasoras com valores elevados em relação aos parâmetros fitossociológicos avaliados	60
Tabela 9. Matriz com as similaridades florísticas estabelecidas entre os distritos quanto a riqueza de plantas exóticas invasoras, pelo índice de Jaccard.....	62
Tabela 10. Correlação entre os factores abióticos e os sete eixos da CCA com a descrição de suas contribuições na explicação do comportamento dos dados.....	80
Tabela 11. Número e as espécies mais abundantes em cada área, faixa de valores e classe textural dos factores abióticos avaliados	81
Tabela 12. Correlação entre os sete factores abióticos e os primeiros dois eixos da CCA.....	82
Tabela 13. Factor(es) influente(s) de cada grupo de espécies	85
Tabela 14. Definição dos níveis de impacto usados para o GISS	93

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Principais etapas do processo de invasão biológica.....	7
Figura 2. Diferentes categorias de impacto de espécies exóticas e a relação entre elas.....	10
Figura 3. Formas de introdução de espécies exóticas.....	16
Figura 4. Impacto do fogo e das espécies exóticas invasoras no ecossistema.....	19
Figura 5. Custos totais observados em áreas protegidas (em milhões de USD)	22
Figura 6. Diferentes estágios de invasão e objectivos de manejo para as espécies invasoras..	24
Figura 7. Custo total de uma invasão por plantas exóticas, incluindo os custos dos impactos e das medidas de controlo e/ou erradicação, em relação ao tempo de intervenção (Área A: detecção precoce, em estágio inicial e Área B: detecção tardia, em estágio avançado)	25
Figura 8. Agente de controlo biológico do género <i>Neochetina</i> encontrado em um dos locais de amostragem e o seu impacto no controlo de <i>E. crassipes</i>	28
Figura 9. Mapa de localização do Regadio do Baixo Limpopo	37
Figura 10. Temperatura e precipitação média mensal no Distrito de Xai-Xai	38
Figura 11. Localização dos principais agrupamentos de solo do RBL	41
Figura 12. Localização das unidades de vegetação no RBL	42
Figura 13. Localização dos pontos de amostragem na área de estudo	44
Figura 14. Classificação das plantas invasoras aquáticas na área de estudo	50
Figura 15. Classificação das plantas invasoras terrestres na área de estudo	51
Figura 16. Curvas de amostragem baseadas no número de indivíduos, sendo: cobertura (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada) com intervalo de confiança de 95% (áreas com sombreamento) para os dados de plantas exóticas invasoras nos quatro distritos do RBL, separadamente por ordem de diversidade: riqueza de espécies ($q = 0$), diversidade de Shannon ($q = 1$) e diversidade de Simpson ($q = 2$)	61
Figura 17. Dendrograma de similaridade produzido por análise de agrupamento pelo método das médias não ponderadas (UPGMA) com base no índice de Jaccard, para os dados de presença e ausência de plantas exóticas invasoras em 4 distritos que fazem parte do RBL	63
Figura 18. Distribuição das plantas exóticas invasoras na área de estudo, sendo: A – ampla, B – restrita e C – aleatória e localizada.....	65
Figura 19. Locais de amostragem e de colecta de dados dos factores de estudo	76
Figura 20. Os diferentes tipos de uso da terra (TUT) no RBL (A: Área natural; B: Pastagem; C: Área em exploração agrícola e D: Área em pousio).....	78

Figura 21. Gráfico de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canónica (CCA) entre os factores abióticos e as espécies invasoras: as setas representam aos parâmetros físico-químicos, os pontos azuis indicam as espécies e os losangos com cores variadas mostram os locais de amostragem.....	83
Figura 22. Gráfico de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canónica (CCA) entre os factores abióticos e as espécies aquáticas invasoras: as setas representam aos parâmetros físico-químicos, os pontos azuis indicam as espécies aquáticas e os losangos com cores variadas mostram os locais de amostragem.....	84
Figura 23. Descrição das categorias de impacto ecológico quanto aos principais cenários.....	93
Figura 24. Número e contribuição percentual de espécies invasoras por categoria de impacto ecológico: 1.1 – plantas ou vegetação, 1.2 – animais, 1.3 – competição, 1.4 – transmissão de doenças, 1.5 – hibridização e 1.6 – ecossistemas	95
Figura 25. Pontuação média e desvio padrão (à esquerda) e <i>matrix plot</i> (à direita) para os diferentes mecanismos de impacto ecológico: 1.1 (A) – Plantas ou vegetação, 1.2 (B) – Animais, 1.3 (C) – Competição, 1.4 (D) – Transmissão de doenças, 1.5 (E) – Hibridização e 1.6 (F) – Ecossistemas	96
Figura 26. <i>Whisker plot</i> da riqueza de espécies nativas nas quadrículas (<i>q</i>) com e sem invasão pelas plantas exóticas invasoras	97

LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS

ANOSIM	Analysis of Similarities
ANOVA	Analysis of Variance
ARA-SUL	Administração Regional de Águas do Sul
BR	Boletim da República
CABI	Centre for Agricultural and Bioscience International
CCA	Canonical Correspondence Analysis
COP-6	Sixth session of the Conference of the Parties
DNAC	Direção Nacional das Áreas de Conservação
EICA	Evolutionary Increased Competitive Ability
EPEIs	Espécies de Plantas Exóticas Invasoras
FAEF	Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GISS	The Generic Impact Scoring System
GPS	Global Positioning System
IUCN	International Union for Conservation of Nature
IVI	Índice de Valor de Importância
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MICOA	Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental
MITADER	Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural
PAST	Paleontological Statistics
pH	Potencial Hidrogeno-iónico
PIB	Produto Interno Bruto
RBL	Regadio do Baixo Limpopo
UEM	Universidade Eduardo Mondlane
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean
URL	Uniform Resource Locator
USAID	United States Agency for International Development
USD	United States Dollar
WCS	Wildlife Conservation Society

ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação está dividida em sete (7) capítulos:

O primeiro capítulo, apresenta a introdução geral, a qual descreve o contexto e antecedentes do tema do estudo, além das lacunas de conhecimento existentes sobre as espécies invasoras. Inclui neste capítulo, o problema, os objectivos e as questões de estudo;

O segundo capítulo, fornece a fundamentação do tema do estudo baseada em informação de literatura relevante. Para melhor organização e coerência, este capítulo foi dividido em tópicos que descrevem a visão geral do nível de conhecimento actual sobre os aspectos relacionados com as espécies invasoras. Inclui, nos tópicos apresentados, as formas de introdução, os diferentes impactos causados pelas plantas exóticas invasoras e os respectivos métodos para o seu maneio e controlo;

O terceiro capítulo, apresenta os resultados referentes à ocorrência das espécies exóticas invasoras e sua distribuição no RBL. A diversidade de espécies invasoras foi igualmente apresentada e comparada para os 4 distritos que fazem parte da área de estudo;

O quarto capítulo, apresenta os resultados da análise da influência de variáveis abióticas (tipo de uso da terra, declive e textura do solo, matéria orgânica, pH e temperatura da água e condutividade eléctrica) na abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras na área de estudo;

O quinto capítulo, apresenta os resultados do impacto ecológico das plantas exóticas invasoras que ocorrem no RBL sobre às espécies nativas. Este capítulo, assim como os anteriores (capítulos 3 e 4), apresentam o resumo, a introdução, materiais e métodos, resultados, discussão e as respectivas conclusões;

O sexto capítulo, traz as conclusões gerais do estudo e as respectivas recomendações para os gestores do regadio e os investigadores;

O sétimo e último capítulo, apresenta a lista em ordem alfabética dos autores de todo material bibliográfico consultado em todos os capítulos que compõe esta dissertação.

ÍNDICE

DEDICATÓRIA	ii
DECLARAÇÃO	iii
AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO GERAL	vi
GENERAL ABSTRACT.....	vii
LISTA DE TABELAS	viii
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS	xi
ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	xii
CAPÍTULO I	1
INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 Aspectos gerais	1
1.2 Problema de estudo e justificação.....	2
1.3 Objectivos do estudo.....	4
1.3.1 Geral.....	4
1.3.2 Específicos	4
1.4 Questões de estudo.....	4
CAPÍTULO II	5
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1 Espécies exóticas invasoras	5
2.2 O processo de invasão biológica.....	6
2.3 Variáveis essenciais para a monitoria da invasão biológica	9
2.4 Áreas com susceptibilidade à invasão biológica.....	10
2.4.1 Invasividade	11
2.4.2 Invasibilidade	13
2.5 Formas de introdução de espécies exóticas e principais vectores.....	16
2.6 Impactos causados por espécies exóticas invasoras	18
2.6.1 Ecológico.....	19
2.6.2 Económico.....	20
2.6.3 Saúde pública e animal.....	22
2.7 Acções de maneio para prevenir e controlar espécies exóticas invasoras	23
2.7.1 Controlo manual.....	26

2.7.2 Controlo mecânico	26
2.7.3 Controlo químico.....	26
2.7.4 Controlo biológico.....	27
2.7.5 Controlo integrado.....	28
2.7.6 Controlo físico.....	29
2.8 Descritores fitossociológicos usados para a caracterização da vegetação	30
2.8.1 Abundância.....	30
2.8.2 Frequência	31
2.8.3 Cobertura.....	31
2.8.4 Índice de Valor de Importância.....	32
2.9 Índices de diversidade de espécies.....	32
2.10 Índice de similaridade de Jaccard	33
CAPÍTULO III	35
OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS INVASORAS NO REGADIO DO BAIXO LIMPOPO	35
RESUMO	35
3.1 Introdução	36
3.2 Materiais e Métodos.....	37
3.2.1 Localização e descrição da área de estudo	37
3.2.2 Características climáticas	38
3.2.3 Meio ambiente e hidrologia.....	39
3.2.4 Ocupação e uso da terra	42
3.2.5 Levantamento das plantas aquáticas	43
3.2.6 Identificação das espécies nativas e exóticas invasoras	45
3.2.7 Mapeamento da distribuição das plantas exóticas invasoras	46
3.2.8 Análise de dados.....	46
3.3 Resultados	47
3.3.1 Ocorrência de plantas exóticas invasoras no RBL.....	47
3.3.2 Distribuição de plantas exóticas invasoras no RBL.....	63
3.4 Discussão	66
3.4.1 Ocorrência de plantas exóticas invasoras no RBL.....	66
3.4.2 Distribuição de plantas exóticas invasoras no RBL.....	70
3.5 Conclusões	72

CAPÍTULO IV	74
INFLUÊNCIA DE FACTORES ABIÓTICOS NA ABUNDÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS NO REGADIO DO BAIXO LIMPOPO.....	74
RESUMO	74
4.1 Introdução	75
4.2 Materiais e métodos	76
4.2.1 Colecta de dados.....	76
4.2.2 Processo de ordenação	79
4.2.3 Análise de dados.....	79
4.3 Resultados	79
4.4 Discussão	85
4.5 Conclusões	88
4.6 Limitações do estudo	89
CAPÍTULO V	90
AVALIAÇÃO DO IMPACTO ECOLÓGICO DAS PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS NO REGADIO DO BAIXO LIMPOPO	90
RESUMO	90
5.1 Introdução	91
5.2 Materiais e métodos	92
5.2.1 Avaliação do impacto ecológico das plantas exóticas invasoras	92
5.2.2 Análise de dados.....	94
5.3 Resultados	95
5.4 Discussão	97
5.5 Conclusões	99
5.6 Limitações do estudo	100
CAPÍTULO VI	101
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	101
6.1 Conclusões gerais	101
6.2 Recomendações	102
CAPÍTULO VII	103
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	103
ANEXOS	122

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Aspectos gerais

A introdução de espécies de plantas exóticas invasoras (EPEIs) em ecossistemas naturais representa, actualmente, a segunda maior ameaça à perda da biodiversidade do planeta (Pinheiro e Linhares, 2019; Ziller *et al.*, 2020; van Wilgen *et al.*, 2020), superada apenas pela perda de habitats devido à acção humana (Giulietti *et al.*, 2018). Os episódios de invasão biológica não apenas causam esta perda, como também actuam sinergicamente com outras causas de mudanças globais, como as alterações climáticas e a poluição (MEA, 2005), causando danos ambientais, às vezes irreversíveis (Fernandes *et al.*, 2015).

Em África, as espécies invasoras estão entre as principais ameaças à conservação da biodiversidade (Borokini, 2011). Em Moçambique, os problemas decorrentes das invasões por espécies invasoras não são recentes, elas foram introduzidas ao longo dos anos de forma intencional ou acidental para vários fins, como ornamentais (*Lantana camara* L.), comerciais (*Eucalyptus* sp., *Pinus* sp.) (MICOA, 2014; MITADER, 2019) ou mesmo para a conservação (*Casuarina* sp.) (MICOA, 2006).

Apesar de se reconhecer que algumas espécies de plantas introduzidas não são prejudiciais, ou seja, são importantes do ponto de vista económico, social e até ecológico (MICOA, 2014), muitas delas podem causar sérios problemas nos ecossistemas, na economia, na saúde e nos valores culturais tradicionais (Ziller e Dechoum, 2010; Pyšek *et al.*, 2020; Diagñe *et al.*, 2021). Os problemas mais frequentes causados por espécies invasoras compreendem a alteração de funções e processos ecológicos essenciais como a reciclagem de nutrientes e produtividade vegetal (Witt e Luke, 2017), transmissão de doenças, redução da navegação e disponibilidade de água (Langa, 2013; Le Maitre *et al.*, 2015), competição com espécies nativas afectando a sua composição, estrutura e distribuição (Langmaier *et al.*, 2020), e em casos mais graves, pode resultar na homogeneização da biota local, regional ou global (Rai e Singh, 2020).

Diversos estudos têm apontado várias características intrínsecas que tornam as espécies exóticas potenciais invasoras, competitivas e dominadoras. Tais características incluem: a alta capacidade de reprodução vegetativa, fixação simbiótica de nitrogénio, tolerância a variações

ambientais, prolongado período de floração e frutificação, produção de sementes pequenas, de fácil dispersão e com alta taxa de germinação e alta plasticidade fenotípica (Tiwari *et al.*, 2005). O rápido crescimento individual e populacional destas espécies se deve a ausência de inimigos naturais e quando existem, são altamente tolerantes (Hoddle, 2014). Além disso, elas exibem fortes propriedades alelopáticas que podem aumentar selectivamente a mortalidade de outras espécies de plantas (Horowitz *et al.*, 2013; Sharma *et al.*, 2015; Abbas *et al.*, 2017).

Os efeitos causados pelas plantas invasoras estão sendo, indiscutivelmente, cada vez mais reconhecidos. Entretanto, no nosso país, os estudos existentes são considerados ainda incipientes (MITADER, 2015). Não obstante, faltam trabalhos exaustivos que reportem a ocorrência, distribuição e seus impactos associados sobre as plantas nativas, particularmente, em sistemas de regadios, onde o fluxo de fertilizantes usados na produção proporciona condições para o aumento de nutrientes nos cursos de água e, portanto, a disseminação de plantas exóticas invasoras com particular destaque para as espécies aquáticas.

1.2 Problema de estudo e justificação

Em Moçambique, uma das principais causas da ameaça à biodiversidade é a presença de espécies invasoras (MITADER, 2015). Até ao momento, mais de 150 espécies exóticas são reconhecidas como estabelecidas com potencial invasor no país. Contudo, no caso das espécies de plantas, existe pouca informação sobre a sua localização, distribuição e o impacto ecológico destas sobre a diversidade vegetal nativa (MITADER, 2019). Contribuir para este conhecimento é fundamental para auxiliar a formulação de respostas apropriadas, desenho de estratégias de prevenção e controlo e alocação dos recursos necessários de forma optimizada.

As plantas exóticas invasoras têm aumentado consideravelmente no território moçambicano. Nas regiões Centro e Sul do país foram reportadas várias espécies de plantas aquáticas, as quais cinco (5) delas, nomeadamente, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*, *Azolla filiculoides* e *Myriophyllum spicatum* foram declaradas como sendo as mais problemáticas (Chiconela *et al.*, 2002). Desde as cheias de 2000, o problema com as espécies de plantas aquáticas invasoras, aumentou significativamente na região Sul (Tamele, 2002). Em todos os locais onde elas foram registadas, os níveis de infestação observados foram preocupantes. A infestação destas e de outras plantas têm sido responsáveis pela cobertura de grandes massas de água, causando impactos significativos na biodiversidade e nos sectores de irrigação, pesca e transporte, para além de representarem grande perigo para a saúde pública

associado ao aumento de casos de doença de origem hídrica (Chiconela *et al.*, 2002; Langa, 2013).

O Regadio do Baixo Limpopo (RBL) é um conjunto extenso de infraestruturas e sistemas de irrigação e drenagem destinados à produção agrícola ao longo das margens do rio Limpopo. A poluição difusa das águas do rio, canais e valas de drenagem por nutrientes (nitratos e fosfatos) provenientes da fertilização agrícola e outras fontes, tem levado ao crescimento de plantas aquáticas e terrestres invasoras, formando tapetes ou coberturas densas, que impedem a penetração da luz na água, redução dos níveis de oxigénio dissolvido e aumento do dióxido de carbono, com efeitos prejudiciais sobre as plantas nativas e a fauna aquática (Langa, 2013; Witt e Luke, 2017). De acordo com Rolon e Maltchik (2006), o desenvolvimento das plantas aquáticas ao longo do rio Limpopo também é devido aos fertilizantes erodidos com o solo dos campos agrícolas, águas residuais das cidades e minas, e dos detritos descarregados das indústrias localizadas ao longo do rio Limpopo e seus afluentes nos países à montante.

As plantas exóticas invasoras têm sido relatadas por fragilizar a integridade de muitas áreas, incluindo a do RBL, pois foram observadas invadindo a vegetação natural e os recursos hídricos (MICOA, 2014; Munguambe, 2020, Comunicação pessoal). Magombe (2000), Faria e Chiconela (2002) e Langa (2013) realizaram estudos nesta área, entretanto, este último abrangendo todos os rios da região Sul. Houve registo de abundância e diversidade de plantas aquáticas invasoras, principalmente em locais mais próximos dos campos de produção, devido ao escoamento de fertilizantes. Porém, nenhum destes estudos avaliou o impacto ecológico destas espécies de plantas sobre a diversidade vegetal nativa, sendo esta informação crucial para os processos de tomada de decisão.

De forma geral, na vegetação natural, o impacto destas plantas têm causado alterações na composição de espécies, a redução da abundância de bens e serviços ambientais, o aumento das ameaças físicas aos habitats de vida selvagem (MICOA, 2014), além de interferir na dinâmica de crescimento da vegetação nativa, usada como pasto pelos animais bravios, criando desta forma, desequilíbrio alimentar em todos os processos ecológicos (Almeida e Leão, 2011). Nos cursos de água, os principais problemas causados pelas plantas invasoras estão relacionados com a redução da qualidade e quantidade de água para diversos usos, diminuição do valor recreativo da água (Henderson e Cilliers, 2002; Witt e Luke, 2017), assoreamento de rios e represas, entupimento de canais e bombas de irrigação (Aloo *et al.*,

2013), morte de animais por afogamento e deterioração da biodiversidade aquática (Langa, 2013; Le Maitre *et al.*, 2015).

Diante disto, foi realizado o presente estudo, que visa contribuir com informação actualizada sobre a ocorrência de espécies invasoras, sua distribuição e impacto ecológico no Regadio do Baixo Limpopo, bem como fornecer uma base para uma política e gestão eficientes.

1.3 Objectivos do estudo

1.3.1 Geral

- Efectuar o levantamento de plantas exóticas invasoras no Regadio do Baixo Limpopo, Província de Gaza.

1.3.2 Específicos

- Identificar as espécies de plantas exóticas invasoras que ocorrem na área de estudo;
- Mapear a distribuição das plantas exóticas invasoras na área de estudo;
- Analisar a influência de variáveis abióticas na abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras; e
- Avaliar o impacto das plantas exóticas invasoras sobre a diversidade vegetal local.

1.4 Questões de estudo

À luz da informação disponível, do conhecimento actualmente existente e dos objectivos que se pretendem alcançar, este estudo pretende responder as seguintes questões:

- Quais são e onde ocorrem as plantas exóticas invasoras aquáticas e terrestres no RBL?
- Quais os factores abióticos mais influentes na abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras no RBL?
- Haverá diferença na vegetação nativa em termos de diversidade de espécies entre os locais invadidos e não invadidos pelas plantas exóticas invasoras?

CAPÍTULO II

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Espécies exóticas invasoras

De acordo com a definição adoptada pela Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD, 2002) na sua sexta Conferência das Partes (COP-6, Decisão VI/23), uma espécie, subespécie ou *táxon* de hierarquia inferior é considerada exótica (ou introduzida) quando situada em um local diferente ao da sua distribuição natural, devido à sua introdução intencional ou acidental, por acção humana. Caso a espécie consegue se reproduzir gerando populações auto-sustentáveis e expandir a sua distribuição no novo habitat, ameaçando a diversidade biológica nativa, ela é considerada uma espécie exótica invasora.

As espécies exóticas invasoras são espécies de plantas, animais, patógenos e outros organismos, que uma vez introduzidos em habitats naturais ou semi-naturais se propagam naturalmente, produzindo mudanças na composição, estrutura ou nos processos dos ecossistemas (Ziller e Dechoum, 2010; Pinheiro e Linhares, 2019). Actualmente, a introdução de espécies invasoras, considerando as espécies vegetais, animais e outros organismos, é a segunda causa de extinção de espécies no mundo e podem causar danos à biodiversidade, à economia e à saúde humana (Ziller, 2001; IUCN, 2017; Dueñas *et al.*, 2021).

As espécies exóticas invasoras estão dispersas por todo espectro taxonómico (DNAC, 2010). Inúmeros esforços vêm sendo realizados para definir características comuns visando antecipar problemas futuros e estabelecer medidas de controlo e restrição a novas introduções. Entretanto, poucos são os resultados concretos, pois essas espécies apresentam-se em maior número (Ziller, 2001). Assim, três premissas têm sido consideradas como de consenso para o reconhecimento e/ou identificação das espécies exóticas invasoras: estar fora de sua área de distribuição natural, sua introdução tenha sido realizada ou facilitada pela acção humana e sua dispersão ameace ecossistemas, habitats e outras espécies (Chame, 2009).

Ademais, dependendo do campo de aplicação, diferentes termos têm sido utilizados para designar as espécies de plantas introduzidas ou não, que prejudicam ou não as plantas nativas ou de interesse. A terminologia utilizada na tabela 1 baseia-se em Richardson *et al.* (2000), é comumente utilizada em estudos ecológicos e aparece geralmente em documentos oficiais.

Tabela 1. Termos gerais utilizados para a designação das espécies de plantas

Terminologia	Definição
Planta nativa (indígena, espontânea, autóctone)	Espécie que se desenvolve naturalmente no ambiente do qual é originária e ao qual está adaptada. Pode apresentar distribuição ampla ou restrita (i.e.: endémica), dentro dos seus limites naturais incluindo a sua área potencial de dispersão.
Planta exótica (alóctone, introduzida)	É aquela espécie introduzida em ambientes diferentes do qual é originária, ou seja, ocorre fora da sua área de distribuição natural, depois de ser transportada e introduzida pelo Homem (de forma intencional ou acidental), atravessando fronteiras ou barreiras biogeográficas.
Planta exótica casual	Espécie exótica que se reproduz esporadicamente sem manter populações estáveis ou que mantém pequenas populações para além das áreas onde foi plantada.
Planta naturalizada (subespontânea)	Espécie introduzida que se adapta ao novo ambiente e passa a se reproduzir sem a intervenção directa do Homem, mantendo populações não dominantes, ao longo de vários ciclos de vida. Ocorrem frequentemente perto das plantas adultas, coexistindo em equilíbrio com as populações nativas.
Planta invasora (problemática)	Espécie naturalizada que se estabelece, produzindo descendentes férteis frequentemente em grandes quantidades e os dispersa muito para além das plantas-mãe, dominando novas e extensas áreas, e causa impactos negativos à sociedade, economia ou ao ambiente (ecossistemas, habitats, biodiversidade).
Infestante	Espécie nativa ou exótica que não é desejada por interferir com os objectivos determinados pelo Homem (sistemas agrícolas ou outros), causando geralmente prejuízos económicos.

2.2 O processo de invasão biológica

Invasão biológica (ou contaminação biológica), refere-se ao processo de introdução e estabelecimento de espécies de outros ecossistemas, conhecidas como exóticas, que resulta no aumento não controlado do número de indivíduos, atingindo densidades muito elevadas,

causando danos às espécies locais e afetando negativamente o ecossistema nativo (Richardson *et al.*, 2000; Matos e Pivello, 2009; Ziller e Dechoum, 2010; Sampaio e Schmidt, 2013).

As invasões biológicas são um problema crescente em todo o mundo (Rai e Singh, 2020), e são uma das 5 principais causas da perda de biodiversidade, juntamente com a destruição de habitats, sobre-exploração, alterações climáticas e poluição (MEA, 2005). Em Moçambique, a pressão antrópica, as mudanças no uso da terra e as mudanças climáticas são apontadas como principais causas que aceleraram a invasão biológica (MITADER, 2019).

O processo de invasão biológica é comum a todos os grupos taxonómicos (Santos e Calafate, 2018), e acontece quando qualquer espécie não natural de um ecossistema é introduzida nele e se naturaliza, passando a se dispersar e a alterar esse ecossistema, seja pela superposição de nichos ecológicos ou pela competição por recursos e espaço (Ziller, 2001). O processo de invasão pode ser dividido em três fases ou etapas: introdução no ambiente, naturalização e invasão (Figura 1).

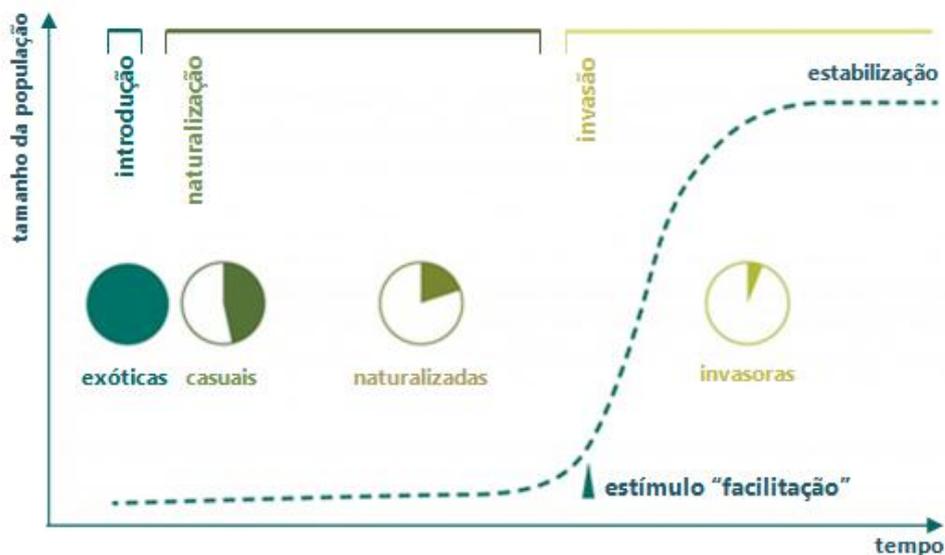


Figura 1. Principais etapas do processo de invasão biológica

Fonte: Adaptado de Marchante *et al.* (2014)

Introdução significa que a espécie ultrapassou, com ajuda humana, barreiras geográficas de dispersão entre o seu habitat natural e o novo, procurando superá-las. A maioria das espécies exóticas introduzidas sobrevive como casual. Estas espécies podem reproduzir-se, mas são incapazes de manter populações estáveis, dependendo por isso de repetidas introduções para a

sua persistência (Santos e Calafate, 2018). O tempo decorrido entre o momento de introdução de uma espécie e a deflagração do processo de invasão (início do crescimento exponencial ou dispersão espontânea) é denominado de fase de latência. Esse tempo é imprevisível, pois varia para cada espécie em cada situação ambiental e depende de factores como o tempo de amadurecimento até à reprodução sexual, o tempo necessário para que produza grandes quantidades de sementes ou descendentes, o número de anos entre ciclos climáticos favoráveis para seu estabelecimento, ou uma combinação desses e de outros factores (Mack *et al.*, 2000; Ziller e Zalba, 2007; Sampaio e Schmidt, 2013).

A **naturalização** (estabelecimento), ocorre quando as barreiras ambientais não impedem os indivíduos de sobreviver e quando as várias barreiras à reprodução regular são ultrapassadas (sucesso). Tais barreiras incluem, por exemplo, a diversidade dos seres que compõem o ecossistema, pois quanto maior a variedade de espécies, menor é a *chance* de consolidação; a diversidade de recursos, pois quanto maior for a sua disponibilidade, maior é *performance* competidora para explorará-los (i.e.: maior é a *chance* de invasão) e as relações ecológicas, uma vez que a presença de inimigos naturais e parasitas da espécie invasora no meio invadido pode diminuir a *chance* de colonização (Sampaio e Schmidt, 2013; Rocha e Rocha, 2019).

As espécies exóticas naturalizadas permanecem em equilíbrio no novo ecossistema durante um período de tempo variável. No entanto, numa pequena fracção destas espécies, o equilíbrio pode ser interrompido por um qualquer fenómeno que estimule ou leve-as ao rápido aumento da sua distribuição, dando-se o início do processo de **invasão** propriamente dito (Marchante *et al.*, 2014). Assim, uma espécie exótica passa a ser considerada invasora quando produz populações reprodutoras numerosas e separadas (espacial e temporalmente) da inicial, independentemente do grau de perturbação do meio e sem intervenção humana directa (Santos e Calafate, 2018). É uma etapa caracterizada pelo domínio total sobre as espécies nativas, geralmente, causando alguma condição desfavorável à sobrevivência destas (Rocha e Rocha, 2019).

A invasão das espécies exóticas em ecossistemas naturais é acompanhada pela sua dispersão e disseminação, realizada por meios inerentes ou próprios à planta-mãe (autocoria) ou por meios não-inerentes à planta-mãe (alocoria). Esta segunda forma é facilitada por agentes de dispersão de estruturas reprodutivas sexuadas (sementes, diásporos, fruto) ou de estruturas vegetativas, ou seja, os propágulos (bolbos, rizomas, tubérculos) (Carvalho, 2013). Estes agentes incluem: (i) vento (anemocoria), que dispersa espécies que possuem sementes

aerodinâmicas tais como *Typha latifolia* L. (Typhaceae) e *Phragmites communis* Trin. (Poaceae); (ii) água (hidrocoria), que transporta plantas flutuantes como *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (Pontederiaceae), ou partes flutuantes, como os caules de *Ludwigia peploides* Kenth (Onagraceae); e (iii) animais (zoocoria), que através de peles e penas (epizoocoria) disseminam espécies como *Lemna minor* L. (Lemnaceae) e *Woljia punctata* Griseb. (Lemnaceae) (Langa, 2013) ou através de sementes digeridas (endozoocoria) permite a propagação de espécies como *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Mimosaceae) (Embrapa, 2009).

Os países com os melhores registos de invasões biológicas são a África do Sul, Nova Zelândia, Austrália e Estados Unidos da América, este último considerado como o maior detentor de espécies invasoras (Pinheiro e Linhares, 2019).

2.3 Variáveis essenciais para a monitoria da invasão biológica

Existe um conjunto de medidas-chave, ou variáveis essenciais, que são necessárias para monitorar as invasões biológicas. Juntas, essas variáveis fornecem o conjunto mínimo de informações necessárias para avaliar e rastrear o *status* da invasão biológica. As três variáveis essenciais para a monitoria da invasão biológica são: (a) a ocorrência de espécies exóticas, (b) o *status* de uma espécie exótica, e (c) o impacto que uma espécie tem na biodiversidade e nos ecossistemas (McGeoch e Squires, 2015).

A ocorrência de espécies exóticas é a presença ou ausência de uma espécie exótica em uma escala particular. Esta pode ser uma lista de espécies presentes (ou ausentes) em um país ou em um parque nacional, ou podem ser registos pontuais de espécies exóticas invasoras num local resultantes de pesquisas de campo. Os dados de ocorrência são essenciais para informar a avaliação de risco e orientar políticas e gestão de invasões biológicas. Saber quais espécies exóticas são encontradas em um determinado local específico constitui o objectivo central da monitoria de espécies invasoras.

O *status* de uma espécie exótica é a segunda variável essencial que um sistema de monitoria de invasão deve fornecer. Esta variável fornece informações sobre uma espécie, i.e., se é ou não nativa, em relação ao local específico em que é encontrada. O conhecimento sobre a área geográfica natural de uma espécie fornece importantes informações de base para determinar se a mesma está dentro ou fora da sua área de distribuição normal. No contexto da invasão biológica, a informação sobre o *status* de uma espécie constitui a base essencial sobre a qual são tomadas decisões políticas e de gestão adequadas (McGeoch e Squires, 2015).

O impacto que a espécie exótica causa sobre a biodiversidade e os ecossistemas é a terceira variável essencial em um sistema de monitoria de invasão. Um método padronizado para classificar os impactos das espécies exóticas é necessário para permitir a priorização na formulação de políticas e gestão das mesmas. Um método para comparar e prever o tamanho dos impactos de diferentes espécies exóticas foi definido pelo Banco de Dados Global de Espécies Invasoras (GISD) da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e baseia-se em cenários que descrevem níveis crescentes de impacto nos ecossistemas nativos sob 10 mecanismos de impacto. A ligação dos impactos a cenários fornece uma abordagem transparente para atribuir a uma espécie exótica uma das 5 categorias sequenciais de impacto: preocupação mínima, menor, moderada, maior e massiva (Figura 2) (McGeoch e Squires, 2015; Hawkins *et al.*, 2015).

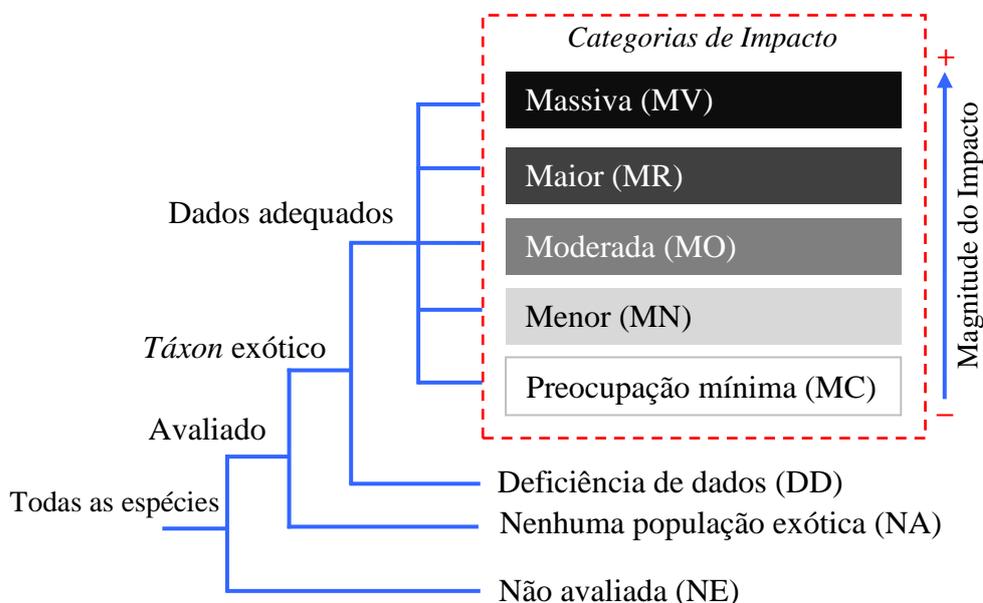


Figura 2. Diferentes categorias de impacto de espécies exóticas e a relação entre elas

Fonte: Adaptado de Hawkins *et al.* (2015)

2.4 Áreas com susceptibilidade à invasão biológica

Nem todas as espécies exóticas têm a capacidade de se tornar invasoras nos ecossistemas na qual são introduzidas. Durante vários anos, a susceptibilidade de um ecossistema à invasão, tem sido um objecto de muita investigação científica e a literatura sobre o assunto é muito extensa. Várias hipóteses têm sido postuladas para explicar “porque certos ambientes parecem mais susceptíveis que outros” e “o que torna uma espécie um invasor potencialmente sério”, mas poucas foram testadas (Shea e Chesson, 2002). Geralmente, estas questões são analisadas

por meio de duas abordagens que integram os conceitos “invasividade” e “invasibilidade”. Historicamente, estes conceitos foram considerados em grande parte separadamente (Meyer *et al.*, 2021). A invasividade estuda principalmente as espécies ou populações de espécies, e a invasibilidade centra-se nos factores do ecossistema e define atributos que podem conferir a sua resistência contra as invasões. O contrário da resistência é a susceptibilidade (ou vulnerabilidade) à invasão (Lonsdale, 1999).

2.4.1 Invasividade

O poder de invasão de uma espécie tem sido bastante discutido em muitos trabalhos de pesquisa. Aliás, esta tem sido uma das abordagens que ao longo dos anos é utilizada para explicar por que algumas espécies introduzidas (as invasoras) são bem-sucedidas do que outras espécies não nativas (exóticas) ou nativas por meio de características particulares que mantêm o nível de invasividade. Diferentes hipóteses têm sido usadas, sendo a do “nicho vazio” uma das primeiras na biologia da invasão (Elton, 1958). De acordo com esta hipótese, uma espécie introduzida terá alto sucesso de estabelecimento e atingirá altas abundâncias, se não houver outras espécies (nativas) ocupando o mesmo nicho (Hierro *et al.*, 2005).

Em outras palavras, quanto mais espécies possuir uma comunidade, mais preenchido será o espaço do nicho e, portanto, os recursos disponíveis serão completamente utilizados (Shea e Chesson, 2002). Alguns estudos apoiaram essa hipótese (Mack, 1996; Escoriza *et al.*, 2016), mas também há evidências contraditórias sobre o papel da biodiversidade na ocorrência das invasões nos ambientes naturais, e estas têm sugerido que o sucesso do estabelecimento é maior se existirem congêneres nativos presentes (Fleming *et al.*, 2015).

A hipótese do “nicho vazio” está intimamente relacionada com a abordagem que analisa a influência da diversidade das espécies nas propriedades das comunidades e ecossistemas. A hipótese de que a diversidade de espécies poderia conferir resistência à comunidade é de consenso científico. Diversos trabalhos são unânimes em apontar que, quanto maior a diversidade e riqueza de espécies nos grupos ecológicos, maior é a utilização plena dos recursos, deixando poucos para os indivíduos de novas espécies (Ziller, 2001; Magalhães e Silva-Forsberg, 2016). Deste modo, abordagens recentes têm pautado pelo conceito “oportunidades de nicho” para referir o potencial fornecido por uma determinada comunidade para que os organismos exóticos tenham uma taxa positiva de aumentar a partir de baixa densidade. Isso pode acontecer devido a uma oportunidade de disponibilidade de recursos,

inimigos naturais, meio ambiente físico ou por causa das interações entre esses factores, incluindo a maneira como variam no tempo e no espaço (Shea e Chesson, 2002). Assim, na falta ou deficiência de um destes factores, os nichos ecológicos desocupados em uma comunidade podem facilitar o estabelecimento de espécies exóticas (Magalhães e Silva-Forsberg, 2016).

Por outro lado, espécies invasoras que se tornam dominantes em uma comunidade são referidos por serem competitivamente superiores em relação às espécies nativas que ocupam nichos ecológicos semelhantes. A hipótese da “libertação do inimigo” tenta explicar a maior competitividade das espécies invasoras com a falta de patógenos, parasitas, predadores ou herbívoros especializados na nova área, o que leva a uma maior aptidão, enquanto as espécies nativas sofrem maiores perdas de aptidão de seus inimigos especializados (Elton, 1958; Keane e Crawley, 2002). Essa hipótese é a base do biocontrolo clássico, que busca reunir espécies invasoras com seus inimigos naturais especialistas da área nativa (Boy e Witt, 2013).

As espécies exóticas invasoras normalmente têm poucos ou nenhum inimigo natural na região invadida (Mack *et al.*, 2000). A ausência ou presença reduzida de competidores, predadores e parasitas da zona de origem das espécies invasoras, dá-lhes vantagem competitiva sobre as espécies nativas (Ziller, 2001). Portanto, sem ou livres de inimigos naturais, elas alocam mais recursos para o crescimento, para a aquisição de água e nutrientes e para a reprodução, podendo assim competir com as espécies nativas por espaço, nutrientes e luz solar (Langa, 2013).

Com base na “libertação do inimigo”, a hipótese do “aumento evolutivo da capacidade competitiva” (EICA, na sigla em inglês), foi proposta em 1995 por Blossey e Nötzold. Ela prevê que espécies não nativas podem desenvolver maior competitividade na nova área através da microevolução após a introdução (Mack *et al.*, 2000; Callaway e Ridenour, 2004). Os autores encontraram evidências positivas para esta hipótese a partir de estudos anteriores com as espécies *Lythrum salicaria* L. (Lythraceae) e *Senecio jacobaea* L. (Asteraceae), nativas da Europa (Suíça) e introduzidas nos Estados Unidos, Austrália e Nova Zelândia. Neste estudo, observaram que as plantas cresceram mais onde elas eram exóticas. Entretanto, vários estudos posteriores não confirmaram esta hipótese (Meyer *et al.*, 2021).

Outra hipótese que explica a superioridade das espécies invasoras sobre as nativas é a chamada “novas armas” (Bais *et al.*, 2003; Callaway e Ridenour, 2004). Segundo a mesma, ao

lado de um crescimento mais forte, uma vantagem competitiva também pode ser alcançada por meio da diminuição da aptidão das espécies concorrentes. Isso acontece quando uma espécie invasora liberta compostos secundários tóxicos às espécies nativas (Thiele, 2017). Em geral, esse fenómeno é conhecido como alelopatia (Sharma *et al.*, 2015; Meyer *et al.*, 2021). A hipótese de “novas armas” defende que os aleloquímicos libertados pelas espécies exóticas são ineficazes contra as espécies bem-adaptadas em comunidades de origem, entretanto, altamente inibitórios para plantas nativas nas comunidades invadidas. Um aspecto adicional em relação às invasões biológicas, é a falta de co-evolução das espécies introduzidas e nativas. As espécies nativas não foram capazes de se adaptar aos aleloquímicos das espécies introduzidas (e vice-versa). Este facto, pode levar a uma maior prevalência de efeitos alelopáticos substanciais entre espécies introduzidas e nativas, o que pode explicar o sucesso de espécies invasoras (Callaway e Ridenour, 2004).

2.4.2 Invasibilidade

A invasibilidade é o grau em que um tipo de ecossistema está aberto ao estabelecimento de espécies não nativas (Meyer *et al.*, 2021). Nesta abordagem, várias hipóteses têm sido usadas para explicar os diferentes tipos de ecossistemas quanto à sua aparente invasibilidade.

A primeira hipótese é a da resistência biótica, que prevê que comunidades ricas em espécies são menos abertas ao estabelecimento de espécies exóticas do que as pobres em espécies (Elton, 1958). A resistência biótica é a soma de todos os impactos ecológicos negativos que os organismos nativos (e quaisquer outros organismos) em um ecossistema podem ter sobre a espécie invasora, reduzindo ou impedindo seu sucesso (Levine *et al.*, 2004). Certamente, este tem sido um atributo que funciona como barreira à invasão em ecossistemas intactos (ou intocados), atribuído principalmente, à sua qualidade e alta diversidade de espécies da comunidade vegetal (Magalhães e Silva-Forsberg, 2016; França, 2020).

Para as espécies invasoras de plantas, os impactos podem incluir a competição, herbivoria, patógenos e parasitas, além dos efeitos microbianos negativos do solo (Meyer *et al.*, 2021). Assim, o número e a abundância de espécies não nativas devem diminuir com o aumento da riqueza de espécies nativas residentes em uma comunidade.

Alguns estudos forneceram evidências, como é o caso do Levine *et al.* (2004) que, em uma meta-análise das fontes de resistência biótica à invasão de plantas, descobriram que tanto a competição de plantas nativas residentes quanto a herbivoria de herbívoros nativos residentes

tiveram um grande efeito negativo na invasibilidade, enquanto os poucos estudos que examinaram os efeitos da comunidade microbiana do solo produziram evidências contraditórias. Eles descobriram que essas fontes de resistência biótica não poderiam impedir a colonização inicial, mas operaram para diminuir a taxa de aumento e disseminação da população.

A resistência abiótica é outra hipótese que tem sido utilizada para explicar o sucesso ou não da invasão. Segundo Meyer *et al.* (2021), a resistência abiótica à invasão por uma espécie nova é uma consequência directa da falta de correspondência ecológica da espécie com o meio ambiente. Em outras palavras, para uma espécie com potencial invasor ter sucesso deve, primeiro, estabelecer um processo regulado em grande parte pela “combinação” de sua tolerância ecológica às condições climáticas e ambientais do ecossistema a ser invadido.

O distúrbio e disponibilidade de recursos também tem sido hipotetizado por afectar o sucesso do estabelecimento de espécies não nativas. Ao nível das comunidades vegetais, os processos que aumentam a disponibilidade de recursos (por exemplo, água, luz, nutrientes do solo e alimentos) são apontados por tornarem uma comunidade mais aberta à invasão tanto por espécies nativas regionais quanto por espécies não nativas, enquanto que os processos que reduzem a disponibilidade de recursos tornam-os menos abertos à invasão (Meyer *et al.*, 2021). O aumento da disponibilidade de recursos pode estar relacionado, por exemplo, com as mudanças no clima ou à diminuição da abundância de espécies residentes, causada por distúrbios físicos ou outros processos que reduzem a biomassa da planta (Davis *et al.*, 2000).

Diversos estudos encontraram a existência de uma correlação positiva entre o potencial invasor de uma espécie e as perturbações antrópicas (França, 2020). A intervenção humana nos ambientes naturais está entre os principais factores que criam oportunidades para episódios de invasão biológica. A destruição directa de habitats resultando em áreas desmatadas, fragmentadas ou degradadas e as áreas após a exploração mineira, elas têm a tendência a serem rapidamente invadidas em relação aos ambientes íntegros. Nas áreas mineradas, por exemplo, as espécies invasoras tendem a comportarem-se como pioneiras devido às suas características (Magalhães e Silva-Forsberg, 2016).

A perturbação é um atributo chave do ecossistema que pode desempenhar um papel importante na mediação da invasibilidade. Estudos reconhecem que ela pode ocorrer em várias escalas espaciais, e cada uma pode ter um efeito importante tanto na disponibilidade de recursos como na probabilidade dos propágulos de novas invasoras encontrarem uma área

perturbada rica em recursos (Meyer *et al.*, 2021). As práticas inadequadas de manejo, como por exemplo, queimadas para o preparo da terra, erosão e pastoreio excessivo, contribuem para a perda de diversidade natural e fragilidade do meio a invasões (Ziller, 2001).

Alguns estudos (como por exemplo, Ziller e Galvão, 2002) mostraram que as queimadas favorecem a invasão de espécies exóticas como *Pinus elliottii* Engelm e *P. taeda* L., pois esta perturbação expõe o solo e dá vantagem competitiva às exóticas, ainda que a intensidade da invasão possa estar relacionada ao grau de perturbação do ambiente. Não obstante, estudos mais recentes têm reportado que mesmo as áreas naturais com distúrbios antropogênicos considerados desprezíveis também podem ser alvo de invasão (Bomanowska *et al.*, 2019).

A presença de espécies exóticas e sua capacidade de sobrevivência em um ecossistema não pode ser apenas relacionada com a susceptibilidade deste às invasões biológicas. Lonsdale (1999), utilizando o modelo por si proposto para entender as invasões biológicas com base nas características das comunidades, considerou que a invasibilidade é uma propriedade intrínseca e representa a susceptibilidade do habitat à invasão, a qual depende do balanço entre a imigração (número de espécies introduzidas) e extinção (taxa de sobrevivência destas espécies devido à competição com espécies nativas, herbivoria, organismos patogênicos, eventos estocásticos ou inadaptação do local).

Além de ambientes mais susceptíveis, existem espécies cujas características facilitam o estabelecimento em outras áreas. Muitas pesquisas têm sido feitas no intuito de se identificar características comuns a espécies invasoras, para antecipar os problemas e definir medidas de controle e restrição. Mas são poucos os resultados encontrados, devido ao grande número de variáveis, e o melhor indicador, provavelmente seja pelo facto de a espécie ser invasora em algum lugar do mundo (Ziller, 2001).

Entre as características, nem sempre associadas, que ampliam o potencial de invasão de uma planta estão a produção de grande quantidade de sementes pequenas, com dispersão eficiente (em especial pelo vento) e a capacidade que algumas plantas têm de formar banco com alta longevidade no solo (Ziller e Dechoum, 2010). Outros factores favoráveis são crescimento rápido (alta plasticidade fenotípica), maturação precoce, reprodução vegetativa e por semente (eficiência reprodutiva), períodos de floração e frutificação mais longos, pioneirismo, adaptação às áreas degradadas, produção e libertação de toxinas biológicas capazes de impedir o crescimento de outras plantas ao seu redor (fenómeno denominado por alelopatia), eficiência na competição por recursos, período juvenil muito curto (tempo até à primeira

frutificação), não possuem inimigos naturais nos ecossistemas invadidos, o que facilita a sua adaptação (Ziller, 2001; Tiwari *et al.*, 2005; Sampaio e Schmidt, 2013; Sharma *et al.*, 2015; Abbas *et al.*, 2017; Witt e Luke, 2017).

Além destes factores, alguns estudos descobriram que os vários tipos de rearranjos genómicos são outro tipo de fenómeno que pode determinar a adaptação rápida das populações invasoras (Adams e Wendel, 2005; Prentis *et al.*, 2008). De acordo estes autores, a poliploidia (duplicação do genoma) e a aloploidia (hibridização seguida de duplicação do genoma) são processos de reconhecida importância na evolução das plantas. De maneira interessante, estes estudos concluíram que os poliplóides podem fornecer novos génotipos à acção da selecção natural e, portanto, permitir a adaptação, em curto prazo, da população invasora.

2.5 Formas de introdução de espécies exóticas e principais vectores

A introdução de espécies exóticas para fora da sua área de distribuição natural está intimamente ligada ao movimento das pessoas no passado ou presente em todo o mundo. Esse movimento pode ocorrer dentro de um país ou entre países ou áreas além da jurisdição nacional (COP-6, Decisão VI/23, 2002). Esta forma ou modo de introdução é referido como introdução intencional. Entretanto, muitas outras espécies foram acidentalmente transportadas como subproduto de actividades humanas, como comércio, viagens e transporte (FAO, 2005; Tu, 2009). Elas são chamadas de introduções não intencionais ou acidentais (Figura 3).



Figura 3. Formas de introdução de espécies exóticas

Fonte: ISSG (2005)

As introduções intencionais podem ser divididas em duas categorias: autorizadas e não autorizadas. As introduções na categoria de autorizadas são planeadas e formalmente aprovadas. Este processo formal visa garantir que a espécie que está sendo introduzida não se torne invasora. Ainda nesta categoria podem-se distinguir:

- Espécies que são introduzidas directamente para o meio ambiente por razões económicas, por exemplo, culturas, animais domésticos, espécies de caça, agentes de controlo biológico ou plantas destinadas a melhorar a condição do solo, fornecer lenha/pastagem ou prevenir a erosão. Essas espécies são introduzidas com o propósito e intenção de se estabelecerem em suas novas áreas de distribuição. Incluem-se neste grupo as espécies introduzidas para razões ornamentais (estética), medicinal, religiosas e contrabando (Tu, 2009). A *Azolla filiculoides* Lam. (Azollaceae), por exemplo, foi introduzida como planta ornamental em tanques de peixe na África do Sul em 1948, e uma vez estabelecida, as aves aquáticas a espalharam por todo o país (Langa, 2013).
- Espécies que são introduzidas em cativeiro, por exemplo, zoológicos, jardins botânicos e privados, aquacultura e apicultura, comércio de aquários e animais de estimação, animais de criação (incluindo animais introduzidos para produção de peles) e pesquisa científica. Essas espécies não devem ser soltas na natureza, mas mantidas em cativeiro. No entanto, fugas e libertações deliberadas de indivíduos podem ocorrer.

Na categoria de introduções não autorizadas ou ilegais, o contrabando (incluindo o comércio ilícito de espécies de plantas e animais ameaçadas de extinção), sementes e alimentos, como carnes, frutas e legumes, é um problema sério em todo o mundo. O risco de introdução de espécies exóticas por essa via é alto. É, portanto, importante ter medidas para regular essa via, tanto pelo movimento de espécies exóticas através das fronteiras ecológicas ou políticas (Tu, 2009). Em Moçambique, existe um Regulamento de Inspecção Fitossanitária e Quarentena Vegetal (Decreto nº 5/2009, de 1 de Junho), o qual tem sido usado como a primeira linha de defesa contra as espécies exóticas.

As razões não intencionais são aquelas que ocorrem de maneira não planeada e acidental. As espécies são introduzidas clandestinamente através de caminhos que envolvem actividades humanas, como comércio, viagens e transporte (incluindo embarcações, aviões, veículos, trens). As espécies são transportadas como subproduto destas actividades envolvendo carga marítima, equipamento pessoal, contaminantes de produtos agrícolas e sementes, viveiros,

solo, areia, madeira, equipamentos, máquinas ou veículos sujos, entre outros (FAO, 2005; Sampaio e Schmidt, 2013).

Aliás, vários trabalhos concluíram que os turistas constituem vetores não intencionais de dispersão de sementes de espécies exóticas (França, 2020). Um exemplo disso é o do Syliver *et al.* (2020) que registaram na Reserva Especial de Maputo *Solanum elaeagnifolium* Cav. (Solanaceae) e *Solanum mauritianum* Scop. (Solanaceae) nas bordas da mata aberta, em áreas especialmente usadas como estradas por turistas e trabalhadores da reserva. Lonsdale (1999) usando dados de 52 parques dos Estados Unidos e da África do Sul, encontrou uma correlação positiva entre o número de visitantes e o de espécies exóticas nesses parques. As plantas aquáticas invasoras têm sido introduzidas no ambiente natural da mesma maneira, ou pelo descarte inadequado destas em esgotos pluviais, valas ou águas locais, resultando no seu rápido estabelecimento (Langa, 2013).

2.6 Impactos causados por espécies exóticas invasoras

A maioria das espécies exóticas vive em harmonia com as espécies nativas, sendo capazes de se estabelecer de forma incipiente não ameaçando a biodiversidade e, portanto, não são consideradas invasoras embora sejam exóticas. Contudo, algumas podem representar uma ameaça, sobretudo, à biodiversidade nativa em todos os níveis de organização (Chame, 2009; Santos e Calafate, 2018).

Os impactos causados por espécies invasoras, ao invés de diminuírem ao longo do tempo, tal como acontece com a maior parte dos problemas ambientais, eles agravam-se à medida que ocupam o espaço das nativas (Ziller, 2001). A Figura 4 mostra a relação inversa entre o impacto do fogo e das espécies exóticas invasoras em um ecossistema.

O fogo pode actuar como um “herbívoro global”, removendo a vegetação e estimulando a invasão no ecossistema, principalmente de gramíneas e arbustos anuais, por meio do aumento do crescimento e redução da competição, ou ainda pelo estímulo à floração e regeneração vigorosa (Sampaio e Schmidt, 2013; Witt e Luke, 2017).

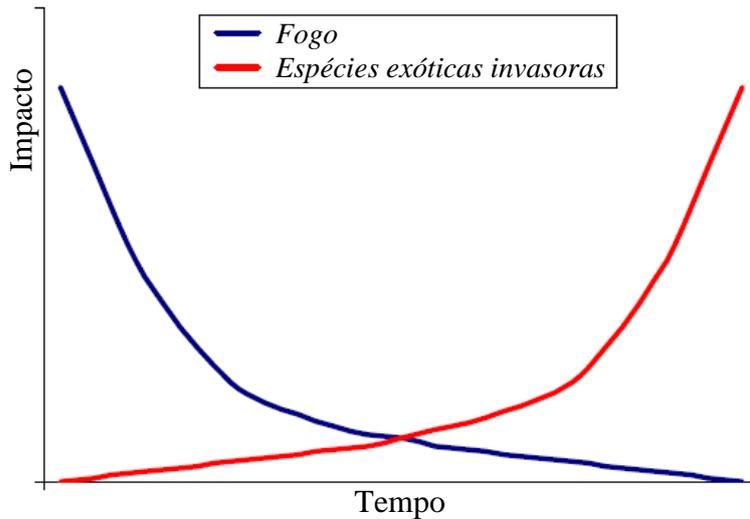


Figura 4. Impacto do fogo e das espécies exóticas invasoras no ecossistema

Fonte: ISSG (2005)

Um grande e crescente número de ecossistemas em todo mundo está invadido por espécies exóticas invasoras, resultando em impactos prejudiciais à biodiversidade, economia e saúde humana (Zenni *et al.*, 2021; Diagne *et al.*, 2021). Alguns desses impactos são listados a seguir:

2.6.1 Ecológico

Os impactos ecológicos ocorrem quando a biodiversidade local da área e/ou os processos ecológicos são alterados pelas espécies invasoras. Eles afectam a estrutura e função do ecossistema, muitas vezes, levando à perda da biodiversidade nativa por meio de uma diversidade de processos ecológicos, tais como: predação directa/herbivoria; competição por recursos, tais como locais de nidificação (para o caso de pássaros), luz (para plantas) ou alimentos/nutrientes preferidos; alteração de habitat, como sombreamento das espécies nativas e sistemas de água doce, aumentando a erosão, alterando o ciclo hidrológico e os regimes naturais de fogo (favorecendo o risco) levando a uma selecção das espécies; podem também alterar os ciclos de nutrientes ou propriedades físicas e químicas do solo (Ziller, 2001; Alho, 2012; Witt e Luke, 2017).

As espécies invasoras podem também contribuir na disseminação de patógenos e parasitas; alteração da teia alimentar (Ganem, 2011); perturbações dos equilíbrios e interações ecológicas, como a produção de flores atractivas para polinizadores, ou fazendo com que as populações de presas nativas diminuam ao ponto de não poder mais lidar com as taxas de

predação natural, mesmo que as espécies invasoras sejam removidas (Ziller, 2001; Shackleton *et al.*, 2019). Além disso, podem criar sinergias com outras espécies invasoras, contribuindo para a degradação do meio ambiente e aumento de invasões biológicas; deslocamento de espécies nativas, o que causa alterações no funcionamento do ecossistema; extinção de espécies e degradação de serviços ecossistêmicos (por exemplo, a redução de volumes de escoamento e qualidade da água dos rios) (Langa, 2013; Santos e Calafate, 2018; Rai e Singh, 2020).

De forma geral, o impacto ecológico de espécies exóticas pode ser medido em cinco níveis, de acordo com Parker *et al.* (1999) e Magalhães e Silva-Forsberg (2016):

- i. Efeitos sobre os indivíduos, medido através de alterações em suas taxas demográficas e actividades comportamentais que diferenciam o uso do habitat ou padrões de actividades, em resposta aos novos predadores ou concorrentes;
- ii. Efeitos genéticos, embora pouco documentados, estes podem ser identificados pela hibridização entre indivíduos nativos e exóticos, o que pode levar a eliminação de genótipos originais;
- iii. Efeitos na dinâmica populacional, em que medidas de parâmetros populacionais podem ser utilizadas para determinar o impacto de uma espécie invasora, onde as populações podem responder com mudanças na abundância, distribuição e estrutura (idade e tamanho);
- iv. Efeitos na comunidade, enquadrados em termos de número de espécies; e
- v. Efeitos em processos ecossistêmicos.

2.6.2 Económico

As espécies invasoras podem causar grandes perdas económicas à sociedade, seja na forma de impactos económicos directos, como a perda de produção agrícola ou pesqueira, ou impactos económicos secundários causados por questões de saúde humana. Além disso, elas causam impactos negativos aos serviços ecossistêmicos que asseguram o bem-estar humano (MEA, 2005).

Relatórios divulgados sobre os custos económicos globais nos últimos 50 anos estimam que as espécies invasoras são responsáveis por um mínimo de 1.288 trilhão de dólares (USD) em danos, um número que, ao longo do tempo, está aumentando exponencialmente (Zenni *et al.*, 2021). Outro estudo efectuado por Cuthbert *et al.* (2021) revela que, especificamente, as

espécies exóticas invasoras aquáticas custaram à economia global pelo menos 345 bilhões de USD, dos quais 6% (20 bilhões) são atribuídos às plantas.

Em África, estima-se que as invasões biológicas tenham um custo mínimo de 18,2 bilhões de USD entre 1970 a 2019 (Diagne *et al.*, 2021). Em Moçambique, o custo anual para o controlo das plantas invasoras está estimado em 868 milhões de USD (Eschen *et al.*, 2021). Na Açucareira de Maragra, por exemplo, o controlo manual e mecânico de plantas invasoras no Rio Incomáti em 2010 custaram à empresa cerca de 5.079 Mt/dia (197 USD) e 14.481,20 Mt/dia (508 USD), respectivamente (Langa, 2013).

Em outros países africanos, como por exemplo no Uganda, o impacto de *E. crassipes* custou ao país 112 milhões de USD em 1999 (USAID, 2017). Exemplos semelhantes de perdas económicas devido às espécies invasoras podem ser encontrados em todo o mundo (Tabela 2).

Tabela 2. Exemplos de perdas económicas nacionais anuais devido às espécies invasoras

País	Custo (em milhões de dólares, USD)	Principal ecossistema	Número de espécies invasoras associadas
Estados Unidos	1.260.000	Terrestre	164
Singapura	1.720	Terrestre	3
Reino Unido	17.600	Terrestre	42
Japão	728	Terrestre	54
Rússia	51.520	Terrestre	72
Argentina	6.908	Terrestre	15
Equador	626	Terrestre	37
França	11.535	Terrestre	98
Alemanha	9.800	Terrestre	28
Itália	81.976	Terrestre	15
Espanha	261	Terrestre	174
México	5.330	Aquático	35
Brasil	105.330	Terrestre	16

Fonte: Zenni *et al.* (2021)

As espécies invasoras também têm causado grandes prejuízos nas áreas protegidas. Nessas áreas, os custos avaliados estão apresentados na Figura 5. O continente africano relatou a maior parcela dos custos observados (24%), seguida pela América do Sul (16%), América do Norte e Austrália (15%), Ásia Tropical (14%), Europa e Ásia Temperada (7%), Ilhas do Pacífico (2%) e Antártida (1%). Este padrão é bastante diferente quando se consideram os

custos observados e potenciais. Com exceção da Antártida e Ásia Temperada, custos potenciais elevados foram relatados para as áreas protegidas localizadas na Austrália (60%), seguidas da Europa (36%), África (3%), Ásia Tropical (1%), América do Norte (0,3%) e América do Sul (0,1%) (Moodley *et al.*, 2021; Moodley *et al.*, 2022).

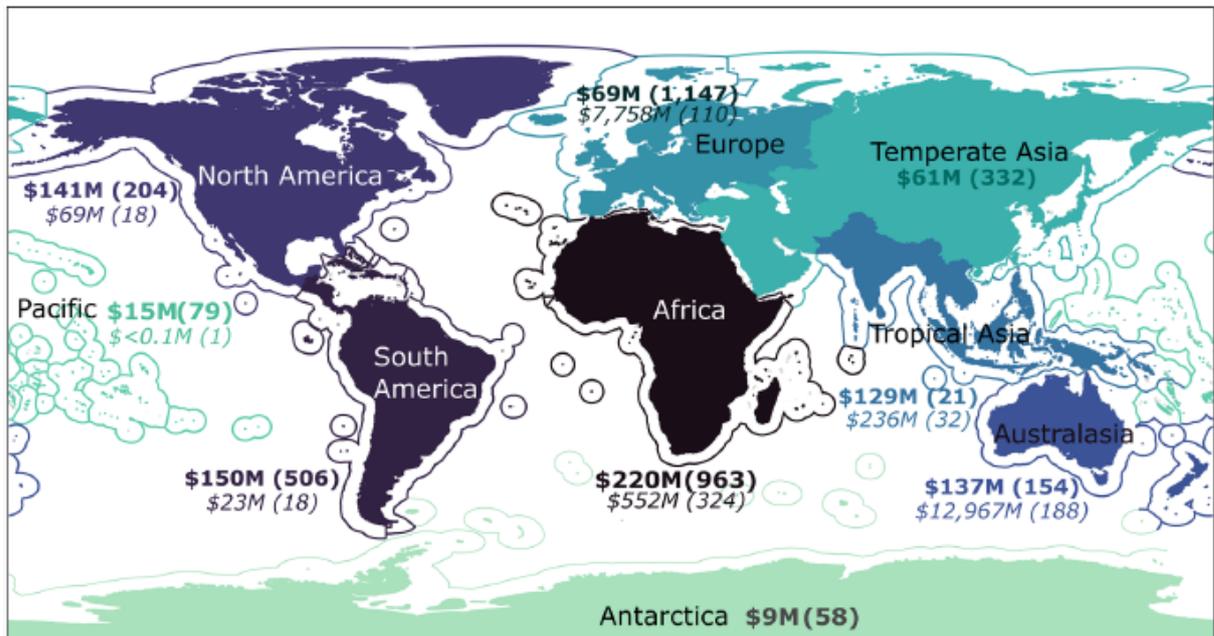


Figura 5. Custos totais observados em áreas protegidas (em milhões de USD)

Fonte: Moodley *et al.* (2022)

2.6.3 Saúde pública e animal

As espécies invasoras também podem causar impactos negativos na saúde e no bem-estar humano, assim como nos animais. Algumas delas afectam a saúde humana e animal através de contaminação ambiental (Rai e Singh, 2020), causando doenças e alergias em pessoas, morte de animais (Witt e Luke, 2017) e até desnutrição (Mazza *et al.*, 2014). Por exemplo, na Etiópia, a erva daninha *Parthenium hysterophorus* L. (Asteraceae) foi observada causando reacções alérgicas graves em pessoas que regularmente entraram em contacto com a planta (Witt e Luke, 2017). A ingestão de *Calotropis procera* (Ait.) R. Br. (Apocynaceae) é uma causa suspeita de problemas de saúde e às vezes até a morte de ovinos e caprinos no Sudão (Heuzé *et al.*, 2016). A invasão da *Opuntia stricta* Haw. (Cactaceae) em algumas regiões africanas também afectou negativamente a vida da população local através da interferência com o desenvolvimento da forragem e da saúde do gado (Shackleton *et al.*, 2017).

As plantas aquáticas invasoras também têm criado impactos negativos, tanto na saúde humana como animal. No Lago Wular (Índia), por exemplo, a produção de peixe e plantas aquáticas comestíveis reduziu consideravelmente devido à introdução voluntária de *Azolla cristata* Kaulf. (Salviniaceae) e *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb (Amaranthaceae), eliminando a principal fonte de proteína das comunidades locais (Keller *et al.*, 2017). O estabelecimento e propagação de *E. crassipes* no Lago Victória em África, ameaçou cerca de 30 milhões de pessoas através da perda de pesca e fluxo de outros serviços ecossistémicos, como é o caso do potencial de ecoturismo (Aloo *et al.*, 2013). Rai e Singh (2020) relataram o aumento da frequência das inundações, devido às plantas invasoras, pois tornaram estreitos os canais de fluxo e alteraram os atributos do solo (por exemplo, diminuição da capacidade de retenção de água e aumento da erosão do solo), o que prejudicou as comunidades vegetais nativas ribeirinhas, além de ter implicações para a saúde humana.

Além disso, as plantas aquáticas invasoras fornecem habitats para insectos causadores de doenças humanas (Aloo *et al.*, 2013). Por exemplo, os tapetes formados por *E. crassipes* e o crescimento de macrófitas aquáticas do género *Pistia* podem favorecer a proliferação de mosquitos vectores de doenças (Alho, 2012; Scalera *et al.*, 2012). A primeira planta também é considerada de alto risco, sobretudo, porque auxilia na disseminação da esquistossomose. Da mesma forma, outra planta que representa alto risco para o ambiente e a saúde é *Arundo donax* L. (Poaceae) (Plaza *et al.*, 2018). O comércio deste tipo de espécies aquáticas em algumas regiões do mundo é apontado como uma das causas da propagação de vectores causadores de doenças, e aumento dos riscos para a saúde através de doenças transmitidas por esses vectores (Mazza *et al.*, 2014).

2.7 Acções de manejo para prevenir e controlar espécies exóticas invasoras

Reconhecendo a importância dos efeitos causados pelas invasões biológicas, diversas acções têm sido tomadas com o intuito de reduzir as pressões directas sobre a biodiversidade e promover o uso sustentável do meio ambiente. Existe uma variedade de estratégias para o manejo das espécies exóticas invasoras em cada etapa da invasão (Figura 6). Dependendo dos impactos ambientais causados, sua abundância e estágio de invasão, as metas de manejo incluem quatro componentes básicas: prevenção, erradicação, contenção, controlo e utilização ou eliminação (Hobbs e Humphries, 1995).

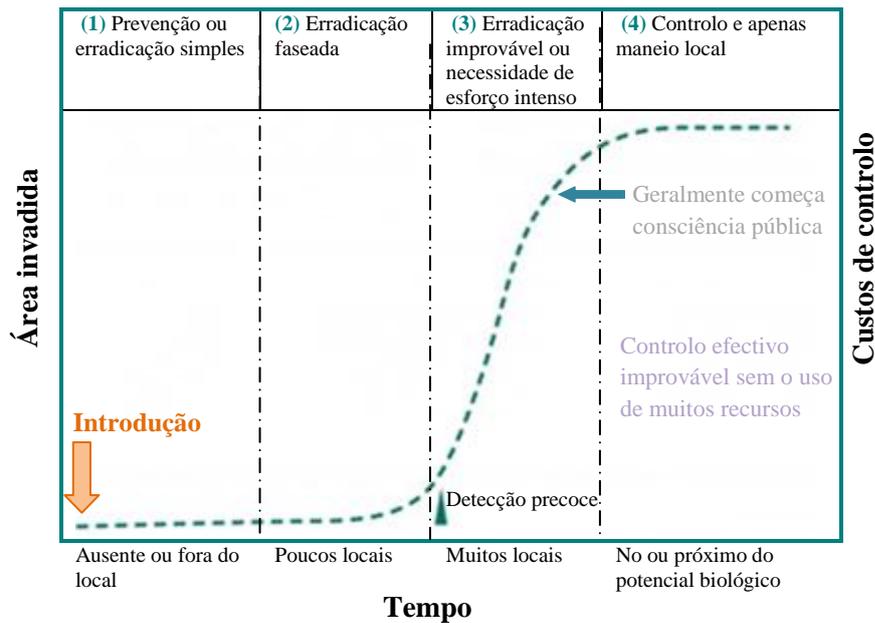


Figura 6. Diferentes estágios de invasão e objectivos de manejo para as espécies invasoras

Fonte: Adaptado de Hobbs e Humphries (1995)

A *prevenção*, considerada como o melhor método em termos de custos e efectividade, consiste em evitar a introdução indiscriminada de espécies exóticas nos ecossistemas ou em sistemas de produção agrícola, pois existe a possibilidade de escape para ambientes naturais. Em caso de a introdução intencional ser feita, é importante que se faça a monitoria das populações exóticas e identificar as potencialmente invasoras (Wittenberg e Cock, 2001; Ziller e Zalba, 2007; Tu, 2009). Para Matos e Pivello (2009), medidas preventivas como por exemplo, programas de informação à população, legislação específica para importação e exportação de espécies, interceptação e tratamento de material potencialmente causador de invasões biológicas, programas permanentes de monitoria em áreas naturais, identificação de vias de invasão e vectores de disseminação, entre outras iniciativas, devem ser implementadas em paralelo com pesquisas para o desenvolvimento de técnicas de controlo e erradicação de espécies exóticas invasoras.

Se a prevenção falhar é melhor que se faça a *detecção precoce e resposta rápida* (Tu, 2009). Quando esta medida é aplicada no estágio inicial, numa fase em que a distribuição das espécies é ainda limitada, a erradicação poderá ocorrer eficazmente com custos relativamente reduzidos (Figura 7). Para cada espécie, a estratégia deve focar-se principalmente em manchas pequenas, devendo ser rapidamente removidas (resposta rápida) após a identificação correcta da espécie no terreno (Marchante *et al.*, 2014). Ainda assim, o risco de re-invasão

continua a ser elevado, sendo necessário continuar com monitorias permanentes e eventuais intervenções se necessário (Simberloff *et al.*, 2013).

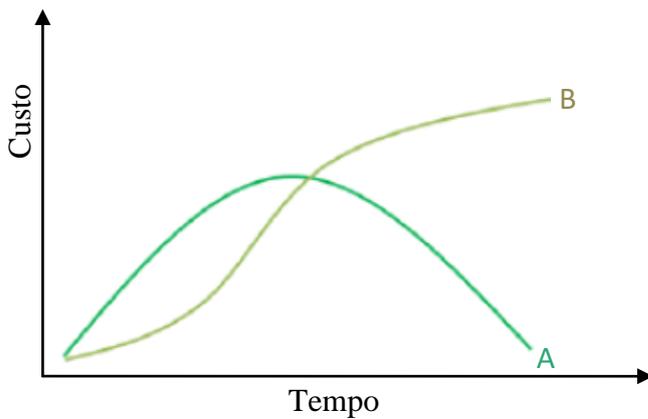


Figura 7. Custo total de uma invasão por plantas exóticas, incluindo os custos dos impactos e das medidas de controlo e/ou erradicação, em relação ao tempo de intervenção (Área A: detecção precoce, em estágio inicial e Área B: detecção tardia, em estágio avançado)

Fonte: Adaptado de Hobbs e Humphries (1995)

A *erradicação* é a remoção ou eliminação completa e a longo prazo de qualquer indivíduo ou propágulo de determinada espécie. A melhor oportunidade para erradicar uma espécie exótica invasora é logo nos primeiros estágios de invasão, quando a sua distribuição ainda é limitada, ou seja, quando as populações são pequenas e localizadas (Marchante *et al.*, 2014).

Para o sucesso do programa de erradicação de espécies invasoras em uma área, as seguintes condições devem ser consideradas: (a) remoção dos indivíduos a uma taxa que exceda à taxa de aumento em todas as densidades; (b) a imigração deve ser zero, ou seja, prevenida; (c) todos os indivíduos reprodutivos podem ser colocados sob risco pela técnica de erradicação; e (d) os benefícios do programa devem superar os custos (Tu, 2009; Russel *et al.*, 2017). Onde as espécies exóticas invasoras estão espalhadas por áreas muito extensas, a erradicação deixa de ser viável como opção de manejo. A contenção ou o controlo restam como soluções disponíveis, normalmente a longo prazo (FAO, 2005; Boy e Witt, 2013).

A *contenção* é a restrição ou limitação da distribuição e propagação de espécies invasoras dentro de uma área definida, por exemplo, tipo de habitat. O objectivo é deter a disseminação de espécies invasoras com vista a evitar o estabelecimento em áreas adjacentes (Tu, 2009). O controlo também passa a ser uma solução real cujo objectivo visa reduzir a abundância e densidade das infestações, e para manter os impactos prejudiciais de uma invasão, tanto

quanto possível, em níveis aceitáveis. O controlo das espécies invasoras normalmente é feito adoptando abordagens integradas que combinam os métodos manuais, mecânicos, químicos e biológicos (Wittenberg e Cock, 2001), obedecendo três etapas (Marchante *et al.*, 2014):

- i. Controlo inicial: redução inicial das populações invasoras, sendo a fase que implica normalmente custos mais elevados;
- ii. Controlo de seguimento (ou continuidade): acompanhamento frequente das áreas controladas para a detecção e controlo de novos indivíduos;
- iii. Controlo de manutenção: controlo eficaz de focos esporádicos da espécie invasora a longo prazo, sendo a fase que envolve, por norma, os custos mais baixos.

2.7.1 Controlo manual

O controlo manual de plantas exóticas inclui a remoção com as mãos, enxada, catana ou outros instrumentos fiáveis. Estes, normalmente são mais recomendados para invasões iniciais e de pequena escala (Wittenberg e Cock, 2001). Entretanto, embora eficazes e económicos para regiões onde o trabalho manual é facilmente disponível, são métodos demorados. A maioria dos métodos de controlo manual tem a vantagem adicional de serem totalmente alvo-específicos. O controlo manual sozinho raramente é totalmente bem-sucedido contra grandes invasões. No Lago Vitória, por exemplo, os esforços manuais para manter a abundância e os impactos de *E. crassipes* falharam muitas vezes. Assim, outras intervenções tornaram-se necessárias (Wittenberg e Cock, 2001; Boy e Witt, 2013).

2.7.2 Controlo mecânico

O controlo mecânico envolve a remoção de plantas invasoras individuais com implementos ou máquinas (Wittenberg e Cock, 2001). Geralmente, este método é ineficiente, uma vez que exige cortes sucessivos para controlar a população de espécies invasoras que rapidamente se recuperam, promovendo o restabelecimento e agravando ainda mais o problema. Além disso, o equipamento utilizado exigirá manutenção frequente, reposição de peças que podem ser caras e localmente não disponíveis (Charudattan, 2001). Este controlo também pode arrasar espécies de plantas não-alvo ou de interesse para a conservação (Boy e Witt, 2013).

2.7.3 Controlo químico

Este envolve o uso criterioso de herbicidas registados no país invadido. Quando bem empregues, os herbicidas podem melhorar a eficácia do controlo manual e mecânico (Boy e

Witt, 2013). Actualmente, o uso de bio-herbicidas de origem fúngica para diferentes espécies de plantas e animais têm merecido muita atenção no controlo das plantas invasoras. Os principais factores que podem garantir o sucesso de um bio-herbicida constam, a efectividade relacionada com a virulência à espécie-alvo, o potencial de comercialização, a especificidade (hospedeiro), a velocidade de acção, a facilidade de crescimento *in vitro*, a compatibilidade com outros agrotóxicos e o tamanho do mercado (Embrapa, 2020).

Os tratamentos químicos podem ser administrados às plantas individuais, reduzindo o risco de afectar espécies não-alvo. Contudo, o controlo químico apresenta várias desvantagens a ele associadas, nomeadamente: os efeitos colaterais prejudiciais na ecologia dos ecossistemas, os altos custos dos produtos químicos, incluindo um possível desenvolvimento de resistência à certas espécies invasoras, em caso de uma aplicação exagerada (Boy e Witt, 2013). Em Moçambique, os herbicidas do ácido diclorofenoxiacético (2,4-D), terbutrina e glifosato já foram usados pelas companhias açucareiras de Xinavane e Maragra no controlo de *E. crassipes* nos canais de rega (Langa, 2013).

2.7.4 Controlo biológico

O objectivo do controlo biológico (ou biocontrolo) é, de forma intencional e monitorada, introduzir no ecossistema invadido uma ou mais espécies da zona de origem da espécie invasora, os inimigos naturais. Por razões de segurança, deve ser considerado o uso de organismos específicos fisiologicamente adaptados à alimentação exclusiva (especialistas) da planta invasora. O uso de organismos generalistas, ou seja, que controlam mais de uma espécie invasora, pode ser feito, todavia, cada um com o seu papel em atacar outras espécies diferentes das invasoras-alvo. A maioria desses organismos específicos do hospedeiro introduzido tem sido geralmente insectos, ácaros ou patógenos (principalmente fungos) (Boy e Witt, 2013).

O controlo biológico não erradica a espécie exótica invasora, mas sim enfraquece a sua competitividade com espécies de plantas nativas, suprimindo sua densidade e impactos ambientais, permitindo a recuperação da vegetação nativa. Os organismos de controlo biológico uma vez introduzidos e estabelecidos são uma presença permanente e auto-sustentável. Na África do Sul, por exemplo, as invasões de *Opuntia monacantha* (Willd) Haw. (Cactaceae) foram controladas com a introdução de uma cochonilha selvagem, *Dactylopius ceylonicus* (Green, 1896) (Hemiptera: Dactylopiidae) (Boy e Witt, 2013).

O programa de manejo de *Opuntia stricta* Haw. na Austrália, também logrou sucesso em 1993, após a introdução de *Cactoblastis cactorum* (Berg, 1885) (Lepidoptera: Pyralidae), prospectado na Argentina (Embrapa, 2020). Em Moçambique, Langa (2013) descobriu que os gorgulhos *Neochetina eichhorniae* (Warner, 1970) (Coleoptera: Curculionidae) e *N. Bruchi* (Hustache, 1926) (Coleoptera: Curculionidae) (Figura 8), espécies presentes desde 1940 (Bond e Roberts, 1978) foram eficazes no controlo de *E. crassipes* nos principais rios e cursos de água da região Sul.



Figura 8. Agente de controlo biológico do género *Neochetina* encontrado em um dos locais de amostragem e o seu impacto no controlo de *E. crassipes* (Foto: Askot M. Alafi)

Do ponto de vista económico, argumentos fortes podem ser apresentados a favor do controlo biológico: (a) não há custos de funcionamento após a introdução dos inimigos naturais; (b) o uso do controlo químico é limitado; (c) não há riscos de danificar espécies de plantas de valor fundamental para a conservação; (d) o custo de um programa de biocontrolo é muito menor do que os programas baseados em outras abordagens. Por estes e outros motivos, nas últimas décadas o seu uso tem ganho aceitação em muitos países como o mais económico e confiável meio de manejo de grandes invasões de EPEIs. Na África do Sul, uma pesquisa do programa de controlo biológico, descobriu que este método reduziu os gastos do país em intervenções com o controlo manual, mecânico e químico em 20%, representando uma poupança equivalente a cerca de 165 milhões de USD (Boy e Witt, 2013).

2.7.5 Controlo integrado

O controlo integrado é aquele que combina diferentes abordagens e/ou métodos. Entretanto, o controlo biológico é o que pode reduzir significativamente os custos das intervenções manuais, mecânicas ou químicas associadas. Além disso, o controlo das invasoras pode ser alcançado gradualmente, sem o “choque” ecológico que pode ocorrer quando uma área é

desmatada abruptamente, deixando-a susceptível à rápida degradação e re-infestação (Boy e Witt, 2013).

2.7.6 Controlo físico

O método físico não é tão conhecido como os outros métodos, porém, é muito importante. Este se baseia no uso de práticas que exerçam influência física sobre as plantas (Carvalho, 2013). Entre os métodos físicos existentes, os mais usados no controlo das plantas invasoras são a solarização, fogo, inundação e drenagem e a corrente eléctrica.

O processo de solarização consiste na esterilização do solo através da energia solar, utilizando coberturas plásticas como o polietileno, polipropileno, borracha sintética ou o nylon, durante um período de exposição solar ou com o solo húmido. O objectivo é aumentar a temperatura do solo capaz de erradicar as plantas invasoras e os seus propágulos. A solarização mostra-se mais efectiva em espécies anuais e com sementes pequenas. Algumas espécies que têm sido controladas pelo uso deste método, incluem *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Sorghum halepense* (L.) Pers., *Cyperus esculentus* L. e *Convolvulus arvensis* L. (Marenco e Lustosa, 1997). Uma das suas desvantagens é o facto de os materiais serem geralmente caros e a sua instalação ser trabalhosa. Além disso, a decomposição do material vegetal e os efeitos deletérios da cobertura sobre a micro e macrofauna aquática constitui outro aspecto também considerado negativo (Charudattan, 2001).

A utilização do fogo também se enquadra dentro dos métodos de controlo físico. É uma técnica de baixo custo e bastante popular. O fogo controla as plantas invasoras provocando a coagulação do protoplasma, a desnaturação de proteínas, células das folhas e do caule, e a inactivação de enzimas (Oliveira e Brighenti, 2018). Contudo, no uso deste método deve-se ter em conta que ele apresenta muitos efeitos prejudiciais ao meio ambiente.

As flutuações do nível da água dos lagos ou lagoas também tem sido utilizada para dragar e remover ou queimar a vegetação morta e sedimentos orgânicos acumulados nesses locais (Charudattan, 2001). A inundação, por exemplo, é comum em culturas adaptadas a alta saturação hídrica e consiste no uso da água para impedir que as raízes das plantas sensíveis obtenham oxigénio para sobreviver. É um método utilizado para controlar, por exemplo, *Cynodon dactylon* (Carvalho, 2013). A drenagem também é utilizada no controlo de plantas aquáticas, onde após ser feita, as espécies hidrófitas não conseguem se desenvolver.

O método da eletricidade (electrocussão) provoca alteração na fisiologia das plantas de forma irreversível, as quais murcham e morrem em pouco tempo (Oliveira e Brighenti, 2018). Outro método, não menos importante, e considerado também físico, tem sido o uso de uma mistura de corantes azuis e amarelos (Aquashade), especificamente projectados para inibir a fotossíntese e o crescimento de plantas submersas. Este foi testado com sucesso nos Estados Unidos da América, porém, o custo e a aceitação pública (devido à coloração da água, ao potencial de irritação da pele e dos olhos, entre outros efeitos) são questões que devem ser consideradas (Charudattan, 2001).

2.8 Descritores fitossociológicos usados para a caracterização da vegetação

Descritores ou parâmetros fitossociológicos são os índices ou indicadores utilizados para caracterizar a estrutura de uma comunidade vegetal. Por estrutura de uma comunidade, entende-se à disposição, organização e arranjo dos indivíduos dentro da comunidade vegetal tanto em altura (estrutura vertical) quanto em densidade (estrutura horizontal) (Brito *et al.*, 2007; Freitas e Magalhães, 2012). Actualmente, as informações sobre fitossociologia são usadas para se definirem políticas de conservação nos programas de recuperação de áreas degradadas, na produção de sementes e mudas, na identificação de espécies ameaçadas, na avaliação de impactos e no licenciamento ambiental, dentre outros âmbitos (Brito *et al.*, 2007).

2.8.1 Abundância

Refere-se à avaliação aproximada do número de indivíduos de cada espécie (*táxon*) por unidade de área (Braun-Blanquet, 1979). O termo abundância, sugerindo o mesmo significado de densidade, também é usado para se referir à densidade de uma determinada espécie (Freitas e Magalhães, 2012). Devido à frequentes variações temporais e espaciais no número dos indivíduos vegetais, a sua determinação tem sido feita utilizando uma escala nominal que expressa o grau de participação das diferentes espécies no ambiente, ou seja, a ocupação do espaço pelo indivíduo (Braun-Blanquet, 1979).

A abundância é o parâmetro mais utilizado para a medição de impacto das espécies invasoras, uma vez que, após o estabelecimento, a utilização de qualquer recurso (água, luz, nutrientes ou espaço) pelas invasoras limita a disponibilidade e acesso directo para os concorrentes nativos. Por isso, ela é considerada uma variável chave no processo de bioinvasão (Parker *et al.*, 1999). Assim, as informações dela resultantes são cruciais e podem indicar uma provável

expansão de espécies exóticas em uma dada área e consequente ocupação e substituição dos indivíduos nativos (Magalhães e Silva-Forsberg, 2016).

2.8.2 Frequência

A frequência está relacionada com a distribuição espacial das espécies e pode ser definida como a probabilidade de se encontrar uma espécie numa unidade de amostragem. O seu valor estimado, expresso normalmente em forma de percentagem, indica o número de vezes em que a espécie ocorre em um determinado número de unidades amostrais, e depende em parte do tamanho e forma da parcela, pois um pequeno aumento dessas variáveis pode resultar em uma frequência diferente para espécies de abundância intermediária (Müeller-Dombois e Ellenberg, 1974; Melo, 2004). Esse parâmetro pode ser absoluto ou relativo. A fórmula para o seu cálculo é a seguinte:

$$FA_i = 100 \times \frac{nua_i}{nua_T} \quad (1)$$

$$FR_i = 100 \times \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^N FA_i} \quad (2)$$

Onde:

FA_i – é a frequência absoluta percentual da i -ésima espécie amostral;

FR_i – é a frequência relativa percentual da i -ésima espécie amostral;

nua_i – é o número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie amostrada ocorre;

nua_T – representa o número total de unidades;

i – indica a i -ésima espécie amostrada; e

$\sum_{i=1}^N FA_i$ – é o somatório das frequências absolutas percentuais de todas as espécies amostradas.

2.8.3 Cobertura

A cobertura é um parâmetro relevante como indicador da biomassa da população. Este, informa a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal. O seu valor relativo às espécies, é expresso em percentagem e corresponde à superfície coberta pela vegetação, projectando-se sobre o solo, o conjunto de todos os indivíduos de cada espécie na área estudada (Braun-Blanquet, 1979; Coulloudon *et al.*, 1999).

2.8.4 Índice de Valor de Importância

O Índice de Valor de Importância (IVI), expressa através dos pontos alcançados por uma espécie, sua posição sociológica na comunidade em análise, ou seja, tem por finalidade atribuir um valor para as espécies dentro da comunidade vegetal a que pertencem. O IVI fornece a ideia sobre a densidade, distribuição espacial e a dimensão alcançada pela população de uma espécie em relação às demais (Melo, 2004). É calculado pela soma dos parâmetros relativos da frequência e cobertura, obtendo-se um valor máximo de 200%, convertível para a percentagem de importância de 100%, conforme a equação 3 (Müeller-Dombois e Ellenberg, 1974; Freitas e Magalhães, 2012).

$$IVI_i = \frac{FR_i + CobR_i}{2} \quad (3)$$

Onde:

IVI_i – é o índice de valor de importância da i -ésima espécie amostral;

FR_i – é a frequência relativa percentual da i -ésima espécie amostral;

$CobR_i$ – representa a cobertura percentual da i -ésima espécie amostral; e

i – indica a i -ésima espécie amostrada.

2.9 Índices de diversidade de espécies

O índice de diversidade de espécies é uma medida quantitativa que reflecte o número de espécies diferentes e o quão uniformemente os indivíduos são distribuídos entre essas espécies (Magurran, 2004). Nos estudos ecológicos, os índices mais usados para medir a diversidade de espécies de uma comunidade são o de Shannon-Weaver e de “concentração” de dominância de Simpson (Freitas e Magalhães, 2012).

O índice de Shannon-Weaver (H') determina a diversidade de espécies representadas em uma determinada área amostral (diversidade α). Esse índice assume que os indivíduos foram amostrados ao acaso, a partir de uma população infinitamente grande e que todas as espécies estão representadas na amostra. Seu valor será máximo (4,5 ou 5) quando cada indivíduo pertencer a uma espécie diferente e mínimo (0) quando todos pertencerem à mesma espécie. Por outras palavras, quanto menor for o valor do índice de H' , menor é o grau de incerteza e, portanto, a diversidade da amostra é baixa (Pielou, 1977). A fórmula para o seu cálculo é:

$$H' = -\sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i \quad (4)$$

Onde:

H' – é o índice de diversidade de espécies;

s – é o número de espécies;

p_i – é a proporção de indivíduos na i -ésima espécie;

\log – é o logaritmo de base 2; e

i – indica a i -ésima espécie amostrada.

O índice ecológico de Simpson ($1 - D$) foi o primeiro a ser usado em estudos ecológicos e mostra a “concentração” de dominância, uma vez que quanto maior for o valor, maior é a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância por uma ou poucas espécies e menor a diversidade. Este índice, mede a probabilidade de dois indivíduos, seleccionados ao acaso na amostra, pertencerem à mesma espécie. O seu valor calculado ocorre na escala de 0 a 1, sendo que os valores próximos de 1 indicam menor diversidade de espécies e maior dominância (Freitas e Magalhães, 2012; Krebs, 2014). O cálculo deste índice é feito através da seguinte fórmula:

$$1 - D = 1 - \sum_{i=1}^s p_i^2 \quad (5)$$

Onde:

$1 - D$ – representa o índice de diversidade de Simpson;

s – é o número de espécies; e

p_i – é a proporção de indivíduos na i -ésima espécie, e

i – indica a i -ésima espécie amostrada.

2.10 Índice de similaridade de Jaccard

O índice de Jaccard é utilizado para comparar duas (2) áreas com base na presença ou ausência de espécies, ou seja, a similaridade destas áreas em termos de composição de espécies (diversidade β), daí que usa dados qualitativos, sendo uma medida de correlação que varia entre 0 e 1. A similaridade é máxima quando o seu valor é igual a 1 e inexistente quando for zero (0). Este índice, baseia-se na ideia de que quanto mais espécies 2 áreas ou parcelas ou fragmentos ou amostras têm em comum, mais semelhantes eles são. Geralmente, índice de

Jaccard acima de 0,5 indica alta similaridade (Müeller-Dombois e Ellenberg, 1974; Felfili e Venturoli, 2000). Para o seu cálculo utiliza-se a fórmula:

$$Sj = \frac{a}{a + b + c} \quad (6)$$

Onde:

Sj – é o índice de Jaccard ou coeficiente de similaridade;

a – é o número de espécies únicas da área ou parcela a ;

b – é o número de espécies únicas da área ou parcela b ; e

c – é o número de espécies comuns em ambas as áreas ou parcelas.

CAPÍTULO III

OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS INVASORAS NO REGADIO DO BAIXO LIMPOPO

RESUMO

As plantas aquáticas estão cada vez mais presentes nos cursos de água no Regadio do Baixo Limpopo e representam uma ameaça à biodiversidade local. O objectivo deste trabalho foi de identificar as plantas invasoras que ocorrem nesta área, assim como mapear a sua distribuição. As amostragens foram feitas ao longo do rio Limpopo, canais e valas de drenagem, a cada 2 ou 3 km. Em cada unidade de amostragem, foram registadas todas as espécies de plantas presentes, os seus parâmetros fitossociológicos e as respectivas coordenadas geográficas. A identificação das espécies foi feita por um colector botânico e guias de campo. Os dados levantados foram analisados no MS Excel para os parâmetros fitossociológicos e no *iNEXTOnline* para a diversidade das espécies utilizando os índices de Shannon, Simpson e Jaccard. Os resultados mostraram a ocorrência de 191 espécies, pertencentes a 53 famílias. Deste universo, 71 espécies distribuídas por 29 famílias foram classificadas como invasoras na área de estudo, sendo 25,35% aquáticas e 74,65% terrestres. As famílias com maior representatividade foram Poaceae e Asteraceae, que contribuíram com mais de 50% dos indivíduos inventariados. As espécies mais abundantes foram *Phragmites australis*, *Phragmites mauritianus* e *Echinochloa pyramidalis*. A riqueza e diversidade de espécies invasoras foi maior nos distritos de Xai-Xai, Chongoene e Limpopo. A similaridade florística foi alta entre Xai-Xai x Chongoene, Xai-Xai x Limpopo e Chongoene x Limpopo, e baixa entre Xai-Xai x Chibuto, Chongoene x Chibuto e Chibuto x Limpopo. A distribuição das espécies foi ampla e quase homogénea para 38,89% das espécies amostradas e restrita para 20,83%. Para as restantes espécies, a sua distribuição foi bastante irregular.

Palavras-chave: Amostragem, espécies aquáticas, índices de diversidade, mapeamento.

3.1 Introdução

A biodiversidade enfrenta muitas ameaças em todo o mundo. Uma das maiores ameaças bem conhecida é a presença de EPEIs nos ecossistemas naturais (IUCN, 2000).

Moçambique, devido à sua localização geográfica, tem sido afectado por muitas adversidades naturais, entre elas as cheias durante o período chuvoso. A presença de espécies de plantas invasoras, como é o caso de plantas aquáticas, tem sido associada à influência dos rios que nascem nos países vizinhos localizados à montante, onde estas plantas estão bem estabelecidas (Chiconela *et al.*, 2002).

As plantas invasoras estão presentes e largamente distribuídas em todo o país. No que diz respeito às aquáticas, a sua distribuição é facilitada pela descarga das águas dos rios dos países à montante, através da abertura das comportas das suas barragens (Magombe, 2000), e que as arrastam e atiram para fora dos leitos normais, chegando à riachos, lagoas, depressões e outros locais, onde com o tempo, podem funcionar como focos de produção e de disseminação destas e de outras plantas (Chiconela *et al.*, 2002).

No território moçambicano, assim como em toda a região Austral da África, as plantas aquáticas invasoras têm causado muitos problemas nos ecossistemas, em particular na época chuvosa, acompanhada pelas cheias anuais, pois a maior parte delas tem alta capacidade de multiplicação, geralmente 2 a 3 semanas (Chiconela *et al.*, 2002). Como consequência, extensas áreas, às vezes, a totalidade da superfície aquática fica coberta, diminuindo a luminosidade, afectando deste modo a biodiversidade, para além de aumentarem a perda de água devido à evaporação, criarem um ambiente favorável para a sobrevivência de vectores de doenças (diarreia, cólera, bilharziose, malária, entre outras) e, em alguns casos, chegando a dificultar ou mesmo a impedir tanto a pesca como o transporte fluvial (Magombe, 2000; Le Maitre *et al.*, 2015; Witt e Luke, 2017).

Assim, os objectivos do presente trabalho foram: (i) identificar as EPEIs que ocorrem no RBL; e (ii) mapear a sua distribuição. Esta informação, poderá aumentar o conhecimento sobre a presença destas espécies de plantas na área de estudo. Ademais, compreender a sua distribuição nesta área é essencial aos gestores para monitorar a sua propagação e mitigar o impacto de suas invasões.

3.2 Materiais e Métodos

3.2.1 Localização e descrição da área de estudo

O Regadio do Baixo Limpopo é uma empresa pública criada através do Decreto nº 5/2010, de 23 de Março, e está subordinada ao Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural (MADER). A RBL, E.P., tem a sua sede na cidade de Xai-Xai, a cerca de 200 km a norte de Maputo, e exerce a sua actividade principal na área geográfica constituída pelo perímetro irrigado do Baixo Limpopo, que engloba quatro distritos nomeadamente, Xai-Xai, Limpopo, Chibuto e Chongoene, província de Gaza (Figura 9) (BR, I Série, Número 11).

O perímetro do RBL foi delimitado, aquando da sua reabilitação, como tendo pouco menos de 12.000 ha (11.787 ha) de área bruta, organizados em 12 blocos designadamente: os blocos de drenagem que reagrupam o chamado “sector familiar”, e os blocos de irrigação, destinados à “agricultura comercial”. Com a reabilitação recentemente feita em alguns blocos do perímetro irrigado, o RBL passou a ter cerca de 70.000 ha (Ganho, 2014; Rosário, 2020).

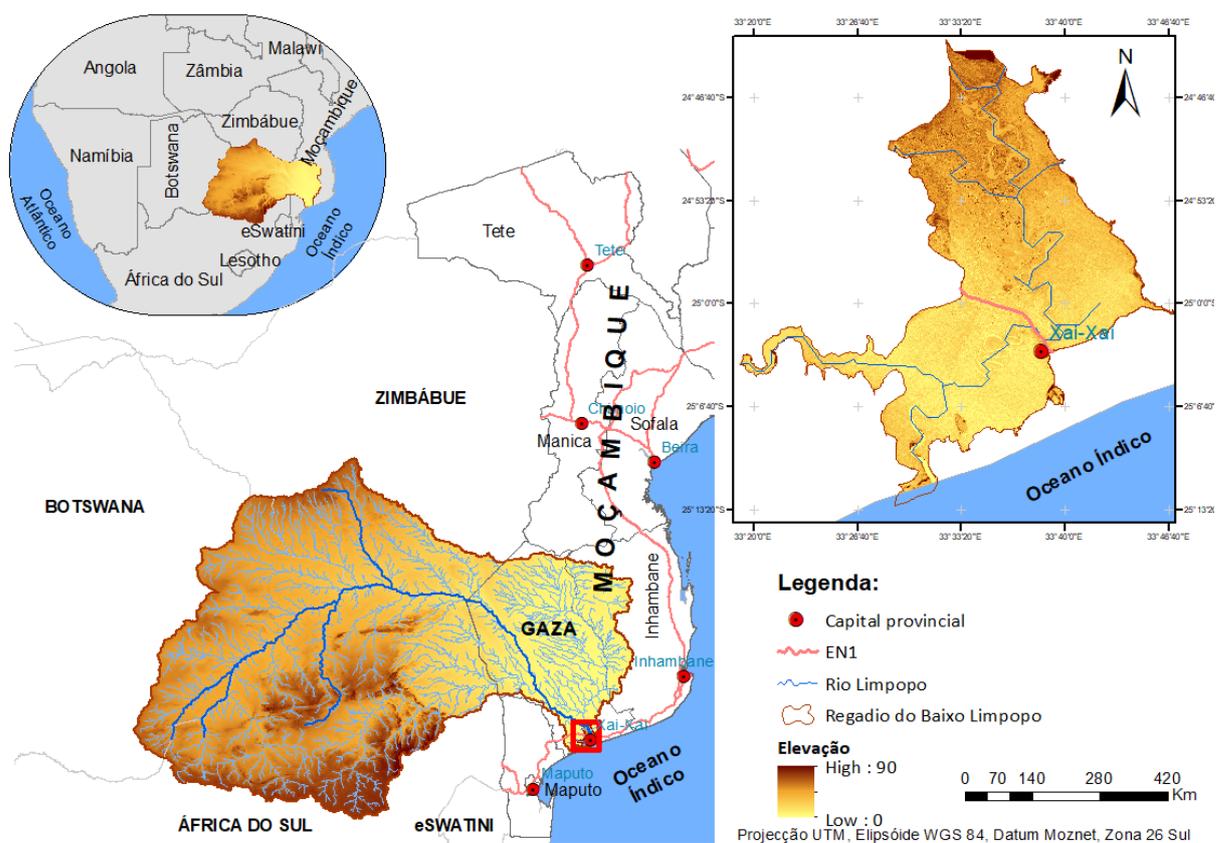


Figura 9. Mapa de localização do Regadio do Baixo Limpopo

3.2.2 Características climáticas

O clima dominante do RBL é do tipo sub-húmido seco, com duas estações bem distintas, a seca e a chuvosa. A estação seca compreende os meses de Abril a Setembro, e a estação chuvosa ou húmida decorre entre os meses de Outubro a Março (Brito *et al.*, 2009). Em cada mês, o total da chuva verificada experimenta grandes variações de ano para ano. A precipitação média anual ronda os 1.000 mm, e a evapotranspiração de referência média anual varia entre 1.200 e 1.500 mm (Reddy, 1984; Marques *et al.*, 2006; Rosário, 2020). Este regime pluviométrico permite a ocorrência de dois períodos de crescimento com uma duração total estimada em cerca de 150 dias. Refere-se o período de crescimento, o tempo disponível quando a disponibilidade da água com base na precipitação e a temperatura são suficientes e favoráveis para suportar o crescimento das culturas ($P > \frac{1}{2} ETo$) (Spiers, 1984).

A temperatura média anual varia entre 22,5 e 24°C, não havendo, mesmo durante a época fria, o risco de ocorrência de geadas. Os meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro são os mais quentes, e os de Junho e Julho, os mais frios. Os dois parâmetros mais influentes no clima desta área são mostrados na figura abaixo (Figura 10).

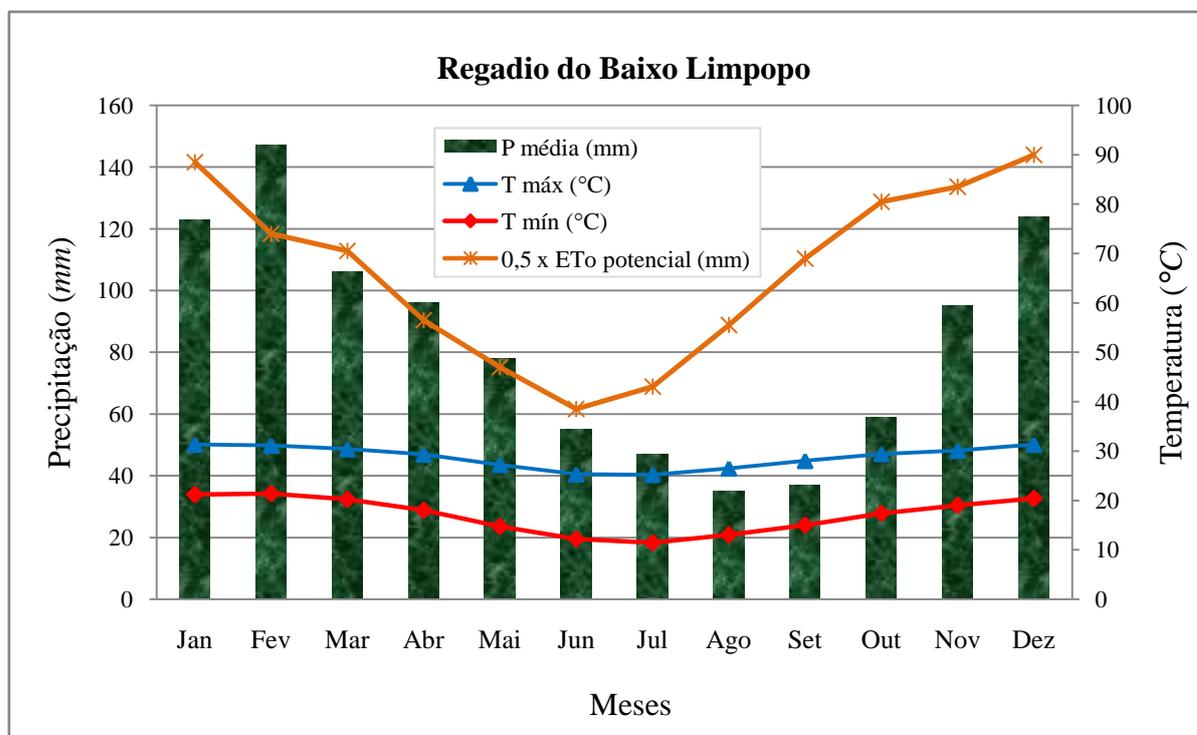


Figura 10. Temperatura e precipitação média mensal no Distrito de Xai-Xai

Fonte: Dados climáticos históricos da FAO (Kassam *et al.*, 1981)

3.2.3 Meio ambiente e hidrologia

Do ponto de vista biofísico, a área compreende uma extensa planície aluvionar do rio Limpopo, relativamente plana e bem desenvolvida, formada essencialmente por sedimentos aluvionares, derivados do ciclo de cheias e inundações do rio, e ainda por depósitos deltáicos e para-deltáicos resultantes do ciclo de deposições de material fino de origem estuarina e marinha, associados aos depósitos marinhos do período do quaternário. A sua altitude diminui gradualmente para a costa do Oceano Índico, onde o rio desagua (Marques *et al.*, 2006).

A principal característica física da zona costeira, exceptuando uma pequena parte na foz do rio Limpopo, é a existência de uma faixa de dunas parabólicas que se estende por 10 km para o interior e ao longo de toda a faixa costeira (WCS *et al.*, 2021). Nas áreas do interior podem ser encontradas duas grandes unidades fisiográficas: terras altas arenosas (serra) e as terras baixas (vale). A serra tem uma forma irregular com altitude variável e o vale tem uma forma plana com declive do terreno variando em média de 0 a 1% (Marques *et al.*, 2006). O vale é interrompido por meandros abandonados do rio que formam lagos e depressões (Nyamuno *et al.*, 1995).

As zonas de transição entre a serra e o vale são baixas e húmidas, caracterizadas pela ocorrência de solos hidromórficos orgânicos e turfosos, originados pelo encharcamento permanente e/ou elevado lençol freático, ao longo do ano, devido à água proveniente do escoamento lateral das dunas ou encostas arenosas, resultando numa situação anaeróbica fundamental para o processo de formação destes solos, que localmente são designados por *machongos* ou *dambos* (Nyamuno *et al.*, 1995; Marques *et al.*, 2006).

A hidrologia da área é dominada pelo rio Limpopo, classificado como perene fraco, pois chega a secar oito meses ao ano devido ao aumento das abstracções nos países à montante (Brito *et al.*, 2009). Possui uma extensão aproximada de 1.750 km e uma rede relativamente densa de mais de 20 rios e riachos afluentes, maioritariamente de regime sazonal (Ara-Sul, 2018). Na área de estudo, podem ser encontrados os rios Munhuana e Lumane, este último recebe água doce do rio Matachecane e o Lago Pave e drena para o rio Limpopo. Outros corpos de água naturais da área são os Lagos Chiozolo, Chigolovotso, Chigui, Chilonza, Inchacungue, Lungué, Massatingue, Muizigone e Nhamurumue (Nyamuno *et al.*, 1995; Marques *et al.*, 2006).

a) Solos

A distribuição dos principais tipos de solos é fortemente influenciada pela geomorfologia da região (Marques *et al.*, 2006). Na serra, os solos predominantes são os arenosos, classificados de acordo com as condições de drenagem e textura. Em geral, são solos pouco férteis e susceptíveis à erosão (Nyamuno *et al.*, 1995). No vale, podem ser encontradas as seguintes unidades de solos (Marques *et al.*, 2006):

- i. Fluvissois – são solos aluvionares não hidromórficos, desenvolvidos a partir de sedimentos fluviais transportados e depositados pela acção da água do rio, e condicionados pelo factor tempo. De maneira geral, são solos predominantemente argilosos, principalmente nos locais mais afastados do leito do rio, onde a deposição de partículas mais finas (argila e limo) tem ocorrido, favorecendo a formação de solos mais pesados. Assim, a fracção da argila é a mais acentuada, pois, é consequência directa da distância percorrida pelas águas que invadem as margens do rio e a sua permanência mais prolongada sobre a superfície. Nos locais mais próximos do leito do rio predominam as areias;
- ii. Histossolos – são solos hidromórficos orgânicos, que devido à prevalência das condições anaeróbicas, provocam a formação de um horizonte superior orgânico de material vegetal semi-decomposto, normalmente próximo da superfície, carregando a coloração cinzento-escura a preta;
- iii. Solos salgados e sódicos – são solos derivados de diferentes processos, primeiro, pela forma como a água e o solo são geridos, segundo, pela hipótese de sedimentação de depósitos de origem marinha. A figura 11 mostra estas e outras unidades de solo da área de estudo extraídas no mapa produzido pelo INIA (1995).

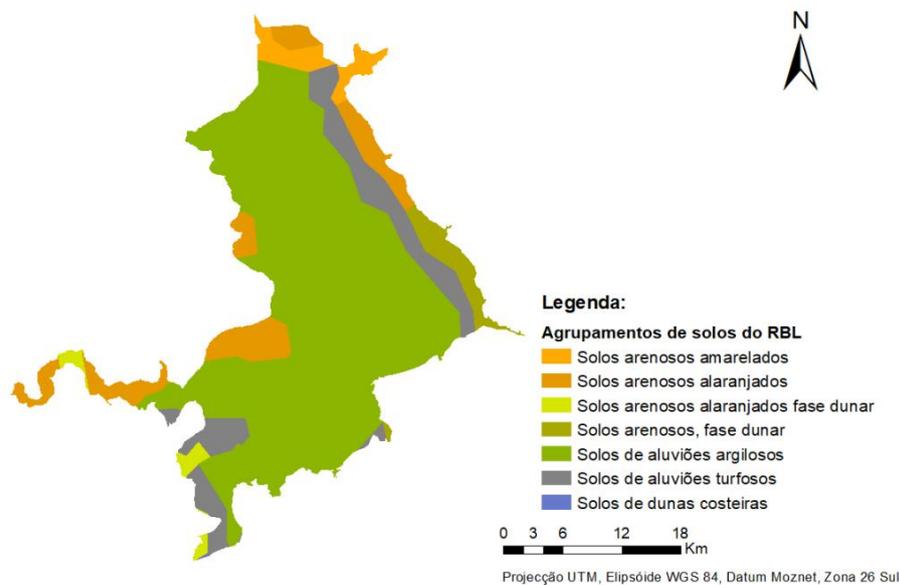


Figura 11. Localização dos principais agrupamentos de solo do RBL

b) Vegetação e fauna

A maior parte da vegetação natural da área foi profundamente modificada por desmatamento para abertura de campos de produção agrícola. No entanto, ainda existem algumas reservas de vegetação natural. Ao longo do rio e nos *machongos*, ocorrem pequenas manchas de caniçais, *Phragmites australis* (Cav.) (Poaceae), de formação monoespecífica (Nyamuno *et al.*, 1995).

Nas áreas da serra, a vegetação é dominada por espécies graminais tais como *Panicum maximum* Jacq. (Poaceae) e *Rhynchelytrum repens* (Willd) (Poaceae), além de árvores de fruto como o cajueiro, *Anacardium occidentale* L. (Anacardiaceae), a mafurreira, *Trichilia emetica* Vahl. (Meliaceae) e a massala, *Strychnos spinosa* Lam. (Loganiaceae). Outras árvores indígenas dominantes na área são *Syzygium cordatum* Hochst. ex Krauss (Myrtaceae), *Dialium schlechteri* Harms (Fabaceae) e *Brachystegia spiciformis* Benth. (Fabaceae). No vale, a vegetação natural encontra-se principalmente perto de taludes naturais e construídos. As espécies mais dominantes são a *Setaria flabellata* Stapf (Poaceae), *Eragrostis spp.* (Poaceae), *Cynodon dactylon* (L.) Pers (Poaceae) e *Sporobolus spp.* (Poaceae), esta última também ocorre em solos de Mananga sob pastoreio (Nyamuno *et al.*, 1995; USAID, 2011).

As dunas costeiras do Distrito de Xai-Xai formam um nicho ecológico onde ocorre uma variedade de espécies de flora e fauna. Esta região é coberta pelo mosaico regional Tongoland-Pondoland, possuindo características distintas e peculiares, em parte, devido ao

encontro entre as Floras Zambesiaca e da África temperada (WCS *et al.*, 2021). As espécies encontradas por Nyamuno *et al.* (1995) e que dominam nas dunas costeiras são *Garcinia livigstonei* L. (Clusiaceae), *Strychnos spinosa* Lam. e *Phoenix dactylifera* L. (Arecaceae). No estuário, onde o rio é influenciado pelo mar, pode ser encontrada a vegetação costeira dominada por espécies características de áreas com níveis de salinidade elevados, como por exemplo, a *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth (Poaceae) e os mangais (Marques *et al.*, 2006). Em termos de fauna, faltam na área estudos relacionados.

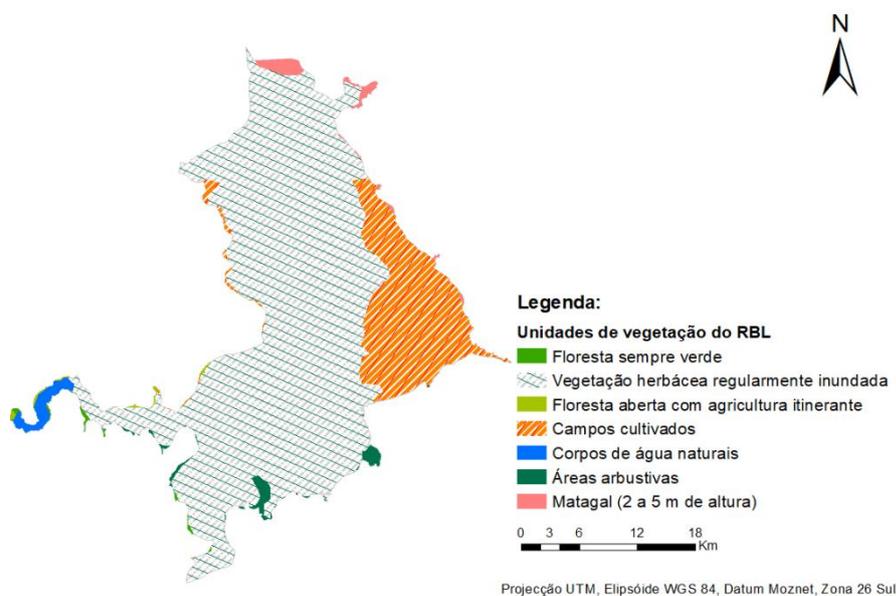


Figura 12. Localização das unidades de vegetação no RBL

Fonte: Marzoli (2007)

3.2.4 Ocupação e uso da terra

Historicamente, os assentamentos humanos eram caracterizados por padrões dispersos. O RBL era simultaneamente local de habitação e produção para a maioria da população de Xai-Xai. As sucessivas cheias, em particular a de 1977, que provocou a morte de dezenas de pessoas e a destruição das suas casas, conjugada com o programa de criação de aldeias comunais pelo Estado moçambicano, levaram à deslocação obrigatória das populações do vale para zonas mais elevadas. As aldeias comunais foram organizadas, estrategicamente, ao longo do vale, na serra, e perto dos rios, para facilitar o acesso às terras húmidas e à água para o uso doméstico (Nyamuno *et al.*, 1995; USAID, 2011; Rosário, 2020).

O padrão de vida da população local é tipicamente agrícola, sendo a prática da agricultura e pecuária, as suas principais actividades. A agricultura é praticada por alguns em regime de

sequeiro e, por outros, em condições de regadio, na sua grande maioria por gravidade, através da derivação de água do rio Limpopo. A área de estudo é ocupada por pequenos, médio e grandes agricultores. Os pequenos agricultores, ocupam áreas que variam de 1 a 4 ha, os médios agricultores trabalham em áreas de 4 a 20 ha, e os grandes agricultores, exploram áreas superiores a 20 ha (USAID, 2011; Rosário, 2020). Geralmente, os agricultores estão organizados em associações albergadas em casas agrárias (Ganho, 2014; Rosário, 2020).

Nas margens do rio Limpopo, ou seja, nas áreas de planícies de inundação incluindo os *machongos*, devido às mudanças nas condições de humidade ao longo do tempo, oferecem possibilidades para a produção de uma grande variedade de culturas durante o ano, como o arroz e as hortícolas, tidas como culturas de rendimento. A horticultura é praticada, predominantemente, com a produção de diversas variedades de tomate, cebola, couve, alface, pepino, feijão-verde e pimento. O milho, amendoim e o feijão-nhema constituem culturas adicionais (USAID, 2011).

As famílias que usam as terras altas produzem mandioca e batata-doce, além de fruteiras, cajueiros e mangueiras para o consumo doméstico. Os produtos ecossistémicos também são usados para o consumo e a produção de variedades de bebidas e óleos de cozinha (por exemplo, os frutos e as sementes das espécies *Sclerocarya birrea* Hochst e *Trichilia emetica* Vahl). Os recursos naturais ribeirinhos, como por exemplo, algumas espécies de gramíneas, são usados para o fabrico de produtos artesanais, como as esteiras, que também é uma actividade rentável. Os produtos da pecuária como os bovinos, caprinos, suínos, ovelhas, galinhas e patos são comumente criados pelas famílias, tanto para consumo quanto para a geração de renda. Os bovinos, por sua vez, também são usados pela maioria das famílias como força de tracção para a preparação da terra (USAID, 2011).

3.2.5 Levantamento das plantas aquáticas

Primeiro, foram planificados os locais de amostragem (representados por pontos) usando a imagem de satélite de alta resolução do Google Earth Pro, após a sua interpretação visual e inserção do *shapefile* da área. Partindo do primeiro ponto (p1), na direcção Norte-Sul, os demais pontos foram alocados ao longo do rio Limpopo e seus afluentes, nos canais e valas de drenagem principais, em cada 2 ou 3 km, e de preferência, em locais acessíveis, à beira das estradas ou caminhos. Aos pontos alocados ao longo do rio, foi considerada uma distância de 2 m a partir do leito do rio. Na alocação destes pontos também foram incluídos os locais

húmidos ou de concentração de água como nas lagoas e charcos. Posteriormente, com o aplicativo DNR GPS, os pontos foram transferidos para o receptor GPSmap 62s modelo Garmin, utilizado como um instrumento de auxílio à navegação e localização destes no campo. No total foram inventariados 83 pontos (Figura 13).

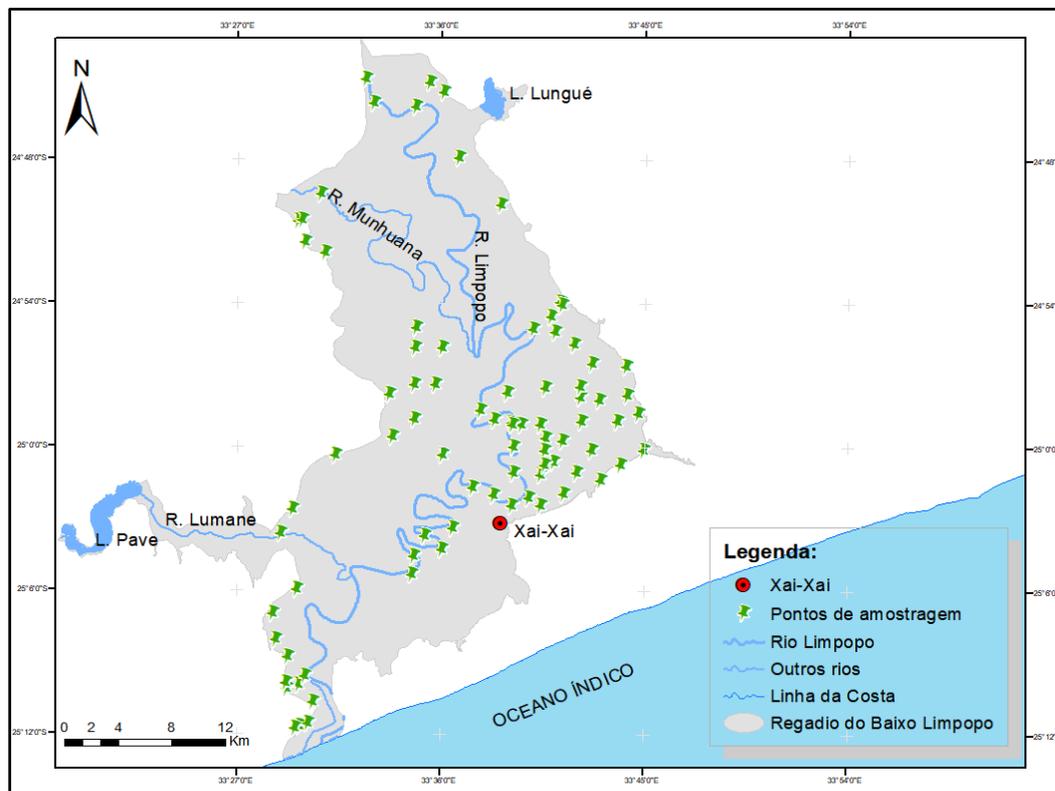


Figura 13. Localização dos pontos de amostragem na área de estudo

A amostragem para o levantamento das plantas aquáticas junto à área do RBL foi feita com base nos procedimentos do trabalho de Langa (2013), com algumas alterações. A principal alteração foi em relação às dimensões da quadrícula utilizada. Assim, o levantamento de todas as espécies de plantas aquáticas encontradas em cada local de amostragem foi feita em 10 quadrículas de 1 m² (1 m x 1 m). De acordo com Fridley *et al.* (2007), evidências científicas sugerem que correlações negativas entre a ocorrência, riqueza ou abundância de espécies exóticas e riqueza de espécies nativas podem ser comumente encontradas em pequenas escalas espaciais (~1 m²), e não em escalas maiores. Desta forma, as quadrículas foram dispostas ao longo do perímetro molhado e separadas em aproximadamente 3 m. Em outras palavras, as quadrículas não foram colocadas em águas abertas.

Para avaliar a abundância, as plantas encontradas em cada quadrícula foram categorizadas de acordo com o número de plantas por m². No caso da cobertura, esta foi obtida estimando

visualmente a percentagem do número de indivíduos encontrados de cada espécie herbácea, utilizando, para cada parâmetro, o método de Braun-Blanquet (1979) (Tabela 3).

Tabela 3. Escala usada para estimar a abundância e a cobertura da vegetação herbácea

Classes	Abundância		Cobertura
	Categoria	Amplitude (plantas/m ²)	Amplitude (%)
1	Raro	1 a 5	1 a 5
2	Pouco comum	6 a 14	6 a 25
3	Comum	15 a 29	26 a 50
4	Abundante	30 a 99	51 a 75
5	Muito abundante	mais de 100	76 a 100

Durante o levantamento da vegetação herbácea aquática, também foram encontradas plantas terrestres e o seu levantamento foi feito juntamente com estas, aplicando-se a mesma escala. Em cada local de amostragem, foram registados factores ecológicos como a poluição por práticas agrícolas e actividades humanas.

3.2.6 Identificação das espécies nativas e exóticas invasoras

As plantas (espécimes) conhecidas foram identificadas no campo com o auxílio de um técnico botânico e guias de campo, como é o caso dos livros de identificação para árvores e arbustos (Klopper *et al.*, 2006; van Wyk e van Wyk, 2013), gramíneas (van Oudtshoorn, 2002) e plantas aquáticas (Henderson e Cilliers, 2002). Os espécimes cuja identidade não foi reconhecida no campo, tiveram seus materiais botânicos colectados e prensados. A sua identificação e/ou confirmação foi realizada com base em caracteres morfológicos florais e vegetativos, com a utilização de colecções botânicas de referência, comparando-se o material colectado com o catalogado no Herbário da Universidade Eduardo Mondlane (LMU).

Por fim, a nomenclatura actualmente usada para algumas espécies foi conferida por meio de consultas ao banco de dados *online* da *African Plant Database*, disponível em rede (URL: <https://africanplantdatabase.ch/en/>) acessado em 15/11/2022.

A identificação das plantas exóticas invasoras foi feita com recurso a uma plataforma em MS Excel previamente preparada com base no Compêndio das Plantas Invasoras em África (CABI, 2022). Para tal, a lista de todas as espécies identificadas, com nomes correctamente escritos, foi comparada com a das invasoras existentes na plataforma.

3.2.7 Mapeamento da distribuição das plantas exóticas invasoras

O mapeamento das espécies invasoras foi realizado em duas etapas: Primeiro, foi registada a coordenada geográfica de cada local onde ela ocorre. Em segundo lugar, foram utilizados os valores de abundância obtidos com base na escala nominal de ocorrência destas espécies. Por outro lado, para reunir o máximo de dados possíveis sobre a localização e distribuição das plantas exóticas invasoras no RBL, à medida que se caminhava para outras unidades ou locais de amostragem, foram feitas observações complementares. Deste modo, todas as espécies invasoras conhecidas, foram georreferenciadas e registada a sua abundância.

Para todos os casos, a informação foi utilizada para mapear os padrões de ocorrência e distribuição espacial de todas as plantas exóticas invasoras registadas na área de estudo, com recurso ao ArcGIS 10.3.

3.2.8 Análise de dados

A análise dos dados envolveu a etapa descritiva, a qual foi usada para calcular os parâmetros fitossociológicos (abundância, frequência absoluta e relativa, cobertura absoluta e relativa e o índice de valor de importância) conforme Coulloudon *et al.* (1999), com auxílio das ferramentas analíticas do MS Excel versão 10.

Os índices de diversidade de Shannon-Weaver e de “concentração” de dominância de Simpson foram determinados no *iNEXT* (iNterpolação e EXTrapolação) *Online*. O primeiro foi usado para comparar a diversidade α encontrada em cada distrito, o segundo para a detecção de possível dominância de uma ou mais espécies. Para a verificação das diferenças estatísticas (significativas ou não) utilizou-se o critério de sobreposição dos intervalos de confiança a 95% (Chao *et al.*, 2014).

A similaridade florística em termos de espécies invasoras entre as áreas que fazem parte os quatro distritos que compõem o RBL foi calculada pelo índice de Jaccard. O teste não paramétrico de análise de similaridade (ANOSIM, na sigla em inglês) foi aplicado para a comparação destes. De seguida, foi definida uma linha de corte de 25% de similaridade para a formação dos grupos. Para a sua interpretação, foi utilizado o algoritmo das médias não ponderadas (UPGMA, na sigla em inglês), produzindo um dendrograma em que as amostras semelhantes foram agrupadas entre si. Todas as análises foram efectuadas no *software* PAST (PAleontological STatistics) versão 4.03 (Hammer *et al.*, 2001).

3.3 Resultados

3.3.1 Ocorrência de plantas exóticas invasoras no RBL

Em toda a área, um total de 191 espécies de plantas pertencentes a 53 famílias foram identificadas. Deste universo, 71 espécies de plantas representadas por 29 famílias, foram classificadas como exóticas invasoras na área de estudo. Aproximadamente, 25,35% (18 espécies) são aquáticas e 74,65% (53 espécies) são plantas terrestres também encontradas nas unidades de amostragem. Ademais, 70,42% das espécies são plantas herbáceas, 8,45% são arbustivas, 16,90% são gramíneas e 4,23% são árvores na sua fase adulta (Tabela 4).

Tabela 4. Lista florística das espécies de plantas amostradas no RBL, suas famílias, *habitus* e *status* (I – invasora e NI – não invasora)

No	Nome científico da espécie	Família	Habitus/Tipo	Status
1	<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	Malvaceae	Arbustiva	I
2	<i>Acalypha indica</i> L.	Euphorbiaceae	Herb anual	NI
3	<i>Achyranthes aspera</i> L.	Amaranthaceae	Herb anual ou perene arbustiva	I
4	<i>Agathisanthemum bojeri</i> Klotzsch	Rubiaceae	Arbustiva	NI
5	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	Herb anual aromática	I
6	<i>Albizia versicolor</i> Welv. ex Oliv.	Fabaceae	Árvore	NI
7	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	Amaranthaceae	Herb anual/perene e prostrada	I
8	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	Amaranthaceae	Herb anual	I
9	<i>Argemone mexicana</i> L.	Papaveraceae	Herb anual ou bienal	I
10	<i>Asclepias syriaca</i> L.	Apocynaceae	Subarbustiva	NI
11	<i>Aspilia natalensis</i> (Sond.) Wild.	Asteraceae	Herb anual ou perene	NI
12	<i>Asplenium aureum</i> Cav.	Pteridaceae	Gramínea perene	NI
13	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Azollaceae	Aquática	I
14	<i>Barleria delagoensis</i> Oberm	Acanthaceae	Herb perene	NI
15	<i>Barleria repens</i> Nees	Acanthaceae	Herb arbustiva	NI
16	<i>Berkheya multijuga</i> (DC.) Roessler	Asteraceae	Herb perene	NI
17	<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Herb anual	I
18	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla.	Cyperaceae	Herb anual ou perene	NI
19	<i>Canna indica</i> L.	Cannaceae	Herb perene	I
20	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae	Herb anual ou perene	I
21	<i>Carex pendula</i> Huds.	Cyperaceae	Gramínea perene	I
22	<i>Cassipoupa filiformis</i> L.	Lauraceae	Herb trepadeira perene	I
23	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Apiaceae	Herb perene	I
24	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Ceratophyllaceae	Aquática	I
25	<i>Chaetacanthus burchellii</i> Nees	Acanthaceae	Herb perene	NI
26	<i>Chloris gayana</i> Kunt	Poaceae	Gramínea perene	I
27	<i>Cissampelos hirta</i> Klotzsch.	Menispermaceae	Herb trepadeira	NI
28	<i>Cissampelos mucronata</i> A. Rich.	Menispermaceae	Herb trepadeira (Liana)	NI
29	<i>Cocculus hirsutus</i> (L.) Diels	Menispermaceae	Arbustiva	NI
30	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	Herb perene e prostrada	I
31	<i>Corchorus aestuans</i> L.	Malvaceae	Herb anual ou perene	NI
32	<i>Cordia myxa</i> L.	Boraginaceae	Árvore	NI
33	<i>Crotalaria impressa</i> Nees ex Walp.	Fabaceae	Subarbustiva	NI
34	<i>Crotalaria monteiroi</i> Taub. ex Baker f.	Fabaceae	Arbustiva	NI
35	<i>Cucumis anguria</i> L.	Cucurbitaceae	Herb anual trepadeira	I
36	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	Gramínea perene	I
37	<i>Cyperus compressus</i> L.	Cyperaceae	Aquática	I
38	<i>Cyperus dives</i> Delile	Cyperaceae	Aquática	NI
39	<i>Cyperus esculentus</i> L.	Cyperaceae	Aquática	I

Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do Baixo Limpopo, Província de Gaza

40	<i>Cyperus exaltatus</i> Retz.	Cyperaceae	Aquática	NI
41	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	Cyperaceae	Aquática	I
42	<i>Cyperus isocladius</i> Dwarf Papyrus	Cyperaceae	Aquática	NI
43	<i>Cyperus laevigatus</i> L.	Cyperaceae	Aquática	NI
44	<i>Cyperus prolifer</i> Lam.	Cyperaceae	Aquática	NI
45	<i>Cyperus articulatus</i> L.	Cyperaceae	Aquática	I
46	<i>Dactyloctenium australe</i> Steud.	Poaceae	Gramínea perene	I
47	<i>Desmodium dregeanum</i> Benth	Fabaceae	Herb anual	NI
48	<i>Dicerocaryum senecioides</i> Kotsch Abels	Pedaliaceae	Herb perene e prostrada	NI
49	<i>Dinebra retroflexa</i> (Vahl) Panz.	Poaceae	Gramínea anual	NI
50	<i>Dumasia</i> DC.	Fabaceae	Herb trepadeira	NI
51	<i>Dyschoriste burchellii</i> (Nees) Kuntze	Acanthaceae	Herb perene (arbustiva anão)	NI
52	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosy. & Clem.	Amaranthaceae	Herb perene	I
53	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	Poaceae	Aquática	I
54	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	Poaceae	Aquática	I
55	<i>Ehretia rigida</i> (Thunb.) Druce	Boraginaceae	Arbustiva	NI
56	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	Aquática	I
57	<i>Elachyptera parvifolia</i> (Oliv.) N. Hallé	Celastraceae	Árvore	NI
58	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner	Poaceae	Gramínea anual ou perene	I
59	<i>Erigeron canadensis</i> L.	Asteraceae	Herb anual	NI
60	<i>Eriochloa meyeriana</i> (Nees) Pilg	Poaceae	Gramínea perene	NI
61	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	Fabaceae	Subarbustiva	NI
62	<i>Euphorbia mossambicensis</i> (Klotz. & Garc.) Boiss.	Euphorbiaceae	Herb prostrada	NI
63	<i>Ficus capreifolia</i> Delile	Moraceae	Arbustiva	NI
64	<i>Fimbristylis ferruginea</i> (L.) Vahl	Cyperaceae	Herb perene	NI
65	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	Asteraceae	Herb anual	I
66	<i>Fuirena ciliaris</i> (L.) Roxb.	Cyperaceae	Gramínea anual	NI
67	<i>Fuirena microlepis</i> Kunth	Cyperaceae	Herb perene	NI
68	<i>Fuirena pubescens</i> (Poir.) Kunth	Cyperaceae	Gramínea perene	NI
69	<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	Cyperaceae	Herb perene	NI
70	<i>Gisekia africana</i> (Lour.) Kuntze	Gisekiaceae	Herb anual/perene e prostrada	NI
71	<i>Gladiolus</i> sp.	Iridaceae	Herb perene	NI
72	<i>Glinus</i> sp.	Molluginaceae	Herb anual ou perene	NI
73	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	Asteraceae	Herb anual	NI
74	<i>Gomphocarpus fruticosus</i> (L.) W.T. Aiton	Apocynaceae	Herb perene arbustiva	NI
75	<i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey.	Apocynaceae	Herb perene subarbustiva	I
76	<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	Amaranthaceae	Herb perene	NI
77	<i>Gomphrena globosa</i> L.	Amaranthaceae	Herb anual	NI
78	<i>Guilandina bonduc</i> L.	Fabaceae	Arbustiva	NI
79	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Asteraceae	Herb perene	I
80	<i>Heliotropium zeylanicum</i> (Burm. f.) Lam.	Boraginaceae	Herb perene	NI
81	<i>Hemarthria altissima</i> (Poir.) Stapf & C.E.Hubb.	Poaceae	Gramínea anual ou perene	NI
82	<i>Hibiscus altissimus</i> Hornby	Malvaceae	Arbustiva	NI
83	<i>Hibiscus cannabinus</i> (L.) Kenaf	Malvaceae	Herb anual ou perene	I
84	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Araliaceae	Herb perene	NI
85	<i>Hygrophila auriculata</i> (Schumach.) Heine	Acanthaceae	Herb anual	NI
86	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch.	Poaceae	Gramínea perene	I
87	<i>Indigastrum fastigiatum</i> (E. Mey.) Schrire	Fabaceae	Herb perene	NI
88	<i>Indigofera astragalina</i> DC.	Fabaceae	Herb anual	NI
89	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	Convolvulaceae	Aquática herb	I
90	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Convolvulaceae	Aquática herb	I
91	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	Convolvulaceae	Aquática herb	I
92	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	Convolvulaceae	Aquática herb	I
93	<i>Ischaemum afrum</i> (J.F.Gmel.) Dandy	Poaceae	Gramínea perene	NI
94	<i>Jasminum fluminense</i> Vell.	Oleaceae	Arbustiva	I
95	<i>Justicia betonica</i> L.	Acanthaceae	Arbustiva	NI
96	<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	Acanthaceae	Herb perene	NI
97	<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	Arbustiva	I
98	<i>Laphangium luteoalbum</i> (L.) Tzvelev	Asteraceae	Herb anual ou bienal	NI
99	<i>Lemna minor</i> L.	Araceae	Aquática herb	NI
100	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae	Árvore	I
101	<i>Leucas lavandulifolia</i> Smith	Lamiaceae	Herb anual	NI
102	<i>Limeum fenestratum</i> (Fenzl) Heimerl	Limeaceae	Herb perene	NI

Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do Baixo Limpopo, Província de Gaza

103	<i>Limnophyton obtusifolium</i> (L.) Miq.	Alismataceae	Herb semi-aquática	NI
104	<i>Linum alpinum</i> Jacq.	Linaceae	Herb perene	NI
105	<i>Linzia gerberiformis</i> (Oliv. & Hiern) H. Rob.	Asteraceae	Herb perene	NI
106	<i>Lippia javanica</i> (Burm.f.) Spreng.	Verbenaceae	Arbustiva perene	NI
107	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	Onagraceae	Aquática herb	I
108	<i>Mahernia verticillata</i> L.	Malvaceae	Arbustiva	NI
109	<i>Malvastrum coromandelianum</i> (L.) Garcke	Malvaceae	Herb anual/perene arbustiva	NI
110	<i>Mariscus hemisphaericus</i> (Boeckeler) C.B. Clarke	Cyperaceae	Gramínea perene	NI
111	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	Gramínea anual	I
112	<i>Mesosphaerum pectinatum</i> (L.) Kuntze	Lamiaceae	Herb anual subarbustiva	NI
113	<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae	Arbustiva	I
114	<i>Momordica cardiospermoides</i> Klotzsch	Cucurbitaceae	Herb trepadeira	NI
115	<i>Mucuna coriacea</i> Baker	Fabaceae	Herb trepadeira	NI
116	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	Asteraceae	Herb perene	I
117	<i>Nidorella resedifolia</i> DC.	Asteraceae	Herb perene	I
118	<i>Nothosaerva brachiata</i> (L.) Wight	Amaranthaceae	Herb anual	NI
119	<i>Nymphaea alba</i> L.	Nymphaeaceae	Aquática herb	NI
120	<i>Nymphaea caerulea</i> Sav.	Nymphaeaceae	Aquática herb	NI
121	<i>Ocimum americanum</i> L.	Lamiaceae	Herb anual	NI
122	<i>Oldenlandia affinis</i> (Roem. & Schult.) DC	Rubiaceae	Herb perene	NI
123	<i>Oocephala centaureoides</i> (Klatt) H. Rob. & Skvarla	Asteraceae	Herb anual	NI
124	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	Cactaceae	Arbustiva	I
125	<i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.	Cactaceae	Arbustiva	I
126	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	Oxalidaceae	Herb bulbosa perene	I
127	<i>Oxalis purpurea</i> L.	Oxalidaceae	Herb perene	NI
128	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae	Árvore	I
129	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Asteraceae	Herb anual	I
130	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	Poaceae	Gramínea perene	I
131	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	Polygonaceae	Aquática herb	NI
132	<i>Persicaria senegalensis</i> (Meisn.) Soják	Polygonaceae	Herb perene	NI
133	<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	Arecaceae	Palmeira trepadeira dióica	NI
134	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Poaceae	Aquática herb	I
135	<i>Phragmites mauritianus</i> Kunth	Poaceae	Aquática herb	I
136	<i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene	Verbenaceae	Arbustiva perene	NI
137	<i>Phyllanthus amarus</i> Schum. & Thonn	Phyllanthaceae	Herb anual	NI
138	<i>Phyllanthus reticulatus</i> Poir.	Phyllanthaceae	Arbustiva	NI
139	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Araceae	Aquática herb	I
140	<i>Pluchea dioscoridis</i> (L.) DC.	Asteraceae	Arbustiva aromática perene	NI
141	<i>Polydora angustifolia</i> (Steetz) H. Rob.	Asteraceae	Herb anual	NI
142	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	Herb anual	I
143	<i>Pseudognaphalium luteo-album</i> (L.) Hilliard & Burt	Asteraceae	Herb bienal arbustiva	NI
144	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	Herb perene	I
145	<i>Pycnus macrostachyos</i> (Lam.) J.Raynal	Cyperaceae	Aquática	NI
146	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	Fabaceae	Herb trepadeira perene	I
147	<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	Fabaceae	Herb perene	NI
148	<i>Rhynchosia nitens</i> Benth. ex Harv.	Fabaceae	Arbustiva	NI
149	<i>Richardia scabra</i> L.	Rubiaceae	Herb perene	NI
150	<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	Herb arbustiva	I
151	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Cyperaceae	Aquática	NI
152	<i>Sclerocarya birrea</i> (A. Rich.) Hochst.	Anacardiaceae	Árvore	NI
153	<i>Senecio latifolius</i> DC.	Asteraceae	Herb anual ou perene	NI
154	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	Asteraceae	Herb anual ou bienial	I
155	<i>Senecio polyanthemoides</i> Sch. Bip.	Asteraceae	Herb anual	NI
156	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	Fabaceae	Herb perene subarbustiva	I
157	<i>Senna petersiana</i> (Bolle) Lock	Fabaceae	Arbustiva decídua	NI
158	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	Fabaceae	Árvore	I
159	<i>Setaria sphacelata</i> (Schum.) Stapf & C.Hubb. ex Moss	Poaceae	Gramínea perene	NI
160	<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae	Herb perene	NI
161	<i>Sieruela monophylla</i> (L.) Roalson & J.C. Hall	Cleomaceae	Herb anual	NI
162	<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	Herb anual ou perene	I
163	<i>Solanum panduriforme</i> E. Mey. ex Dunal	Solanaceae	Arbustiva perene	NI
164	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	Herb anual	I
165	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	Poaceae	Gramínea perene	I

Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do Baixo Limpopo, Província de Gaza

166	<i>Sphaeranthus indicus</i> L.	Asteraceae	Herb anual aromática	NI
167	<i>Sphaeranthus senegalensis</i> DC.	Asteraceae	Herb anual	NI
168	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	Poaceae	Gramínea perene	I
169	<i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth	Poaceae	Gramínea perene	NI
170	<i>Stachys rugosa</i> Aiton	Lamiaceae	Herb perene	NI
171	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	Poaceae	Gramínea perene	I
172	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	Árvore	NI
173	<i>Tephrosia purpurea</i> (L.) Pers.	Fabaceae	Árbustiva	NI
174	<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) Schum	Apocynaceae	Árvore	NI
175	<i>Tithonia rotundifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	Asteraceae	Herb anual	I
176	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	Malvaceae	Herb Anual	NI
177	<i>Typha latifolia</i> L.	Typhaceae	Aquática perene	I
178	<i>Urena lobata</i> L.	Malvaceae	Herb perene	I
179	<i>Urochloa maxima</i> (Jacq.) R.D. Webster	Poaceae	Gramínea perene	NI
180	<i>Urochloa mosambicensis</i> (Hack.) Daudy	Poaceae	Gramínea perene	NI
181	<i>Urochloa panicoides</i> P. Beauv.	Poaceae	Gramínea anual	I
182	<i>Utricularia inflexa</i> Forssk	Lentibulariaceae	Aquática carnívora	NI
183	<i>Vachellia robusta</i> (Burch.) Kyal. & Boatwr.	Fabaceae	Árvore	NI
184	<i>Vachellia xanthophloea</i> (Benth.) P.J.H. Hurter	Fabaceae	Árvore	NI
185	<i>Vangueria infausta</i> Burch.	Rubiaceae	Árvore	NI
186	<i>Vernonia amygdalina</i> Del	Asteraceae	Árbustiva	NI
187	<i>Vernonia centaureoides</i> Klatt.	Asteraceae	Herb perene	NI
188	<i>Vetiveria zizanioides</i> (L.) Nash	Poaceae	Gramínea perene de grupo	NI
189	<i>Vigna vexillata</i> (L.) Rich.	Fabaceae	Herb trepadeira perene	NI
190	<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae	Subarbustiva	NI
191	<i>Xanthium strumarium</i> L.	Asteraceae	Herb anual	I

Quanto à forma de classificação das plantas invasoras aquáticas, as que possuem maior representatividade na área foram as emergentes com 55,56% (10 espécies), seguidas pelas anfíbias com 22,21% (4), flutuantes com 16,67% (3) e, por último, as submersas com 5,56% (1). Nenhuma espécie invasora enraizada com folhas flutuantes foi encontrada (Figura 14).

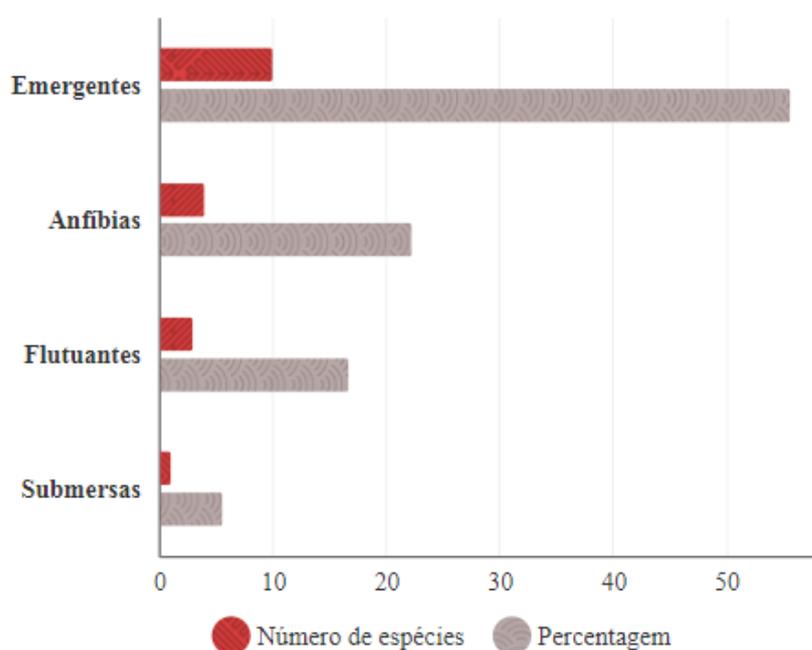


Figura 14. Classificação das plantas invasoras aquáticas na área de estudo

Em relação às plantas exóticas invasoras terrestres, a maior parte é composta por herbáceas com uma representatividade de 83,02% (44 espécies, das quais 12 são espécies graminais), as arbustivas com 11,32% (6) e por último, as árvores com 5,66% (3) (Figura 15).

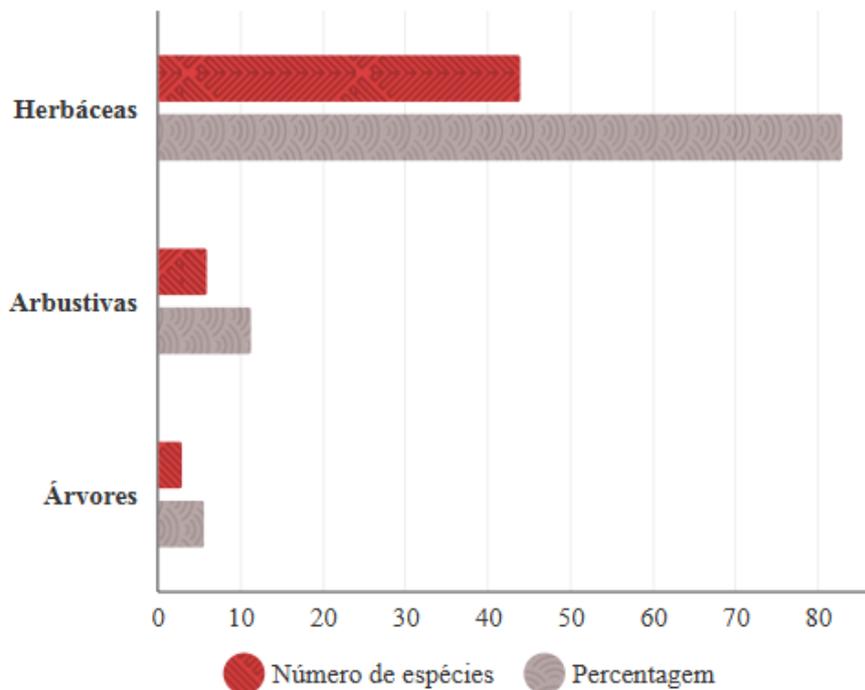


Figura 15. Classificação das plantas invasoras terrestres na área de estudo

As plantas exóticas invasoras encontradas no RBL são, na sua maioria, de origem americana (Norte e Sul). Algumas delas, como por exemplo, *E. crassipes*, *M. pigra*, *I. cylindrica* e *L. camara* fazem parte da lista das 100 piores espécies exóticas invasoras do mundo (Lowe *et al.*, 2000; GISD, 2023). Nesta lista, constam também as espécies *L. leucocephala*, *O. stricta* e *O. ficus-indica*, cuja ocorrência foi observada e mapeada no RBL.

As famílias Poaceae e Asteraceae foram as que apresentaram o maior número de espécies, tendo contribuído com 15 e 11 espécies, respectivamente, seguida da família Fabaceae com 6 espécies. As famílias Cyperaceae, Convolvulaceae e Amaranthaceae contribuíram com 4 espécies cada, enquanto que as famílias Malvaceae e Cactaceae tiveram 3 e 2 espécies, respectivamente. As restantes famílias contribuíram com apenas 1 espécie.

Em termos de número de indivíduos, as famílias Poaceae e Asteraceae, representaram mais de 50% dos indivíduos amostrados, indicando o predomínio destas famílias na área de estudo, seguidas das famílias Commelinaceae e Convolvulaceae, cada uma com 5,98% (Tabela 5).

Tabela 5. Contribuição das famílias de plantas exóticas invasoras quanto à riqueza e abundância de espécies

Habitat	Família	Espécies			
		Riqueza	(%)	Abundância	(%)
Aquático	Araceae	1	5,56	16	1,31
	Azollaceae	1	5,56	14	1,15
	Ceratophyllaceae	1	5,56	60	4,91
	Convolvulaceae	4	22,22	121	9,90
	Cyperaceae	4	22,22	75	6,14
	Onagraceae	1	5,56	36	2,95
	Poaceae	4	22,22	750	61,37
	Pontederiaceae	1	5,56	86	7,04
	Typhaceae	1	5,56	64	5,24
	Total	18	100	1222	100
Terrestre	Amaranthaceae	4	7,41	15	1,87
	Apiaceae	1	1,85	71	8,85
	Asclepiadaceae	1	1,85	1	0,12
	Apocynaceae	1	1,85	1	0,12
	Asteraceae	11	20,37	187	23,32
	Cactaceae	2	3,70	21	2,62
	Cannaceae	1	1,85	1	0,12
	Commelinaceae	1	1,85	121	15,09
	Cucurbitaceae	1	1,85	2	0,25
	Dennstaedtiaceae	1	1,85	16	2,00
	Euphorbiaceae	1	1,85	37	4,61
	Fabaceae	6	11,11	81	10,10
	Lauraceae	1	1,85	1	0,12
	Malvaceae	3	5,56	10	1,25
	Oleaceae	1	1,85	1	0,12
	Oxalidaceae	1	1,85	75	9,35
	Papaveraceae	1	1,85	9	1,12
	Poaceae	11	20,37	121	15,09
	Portulacaceae	1	1,85	1	0,12
	Sapindaceae	1	1,85	14	1,75
Solanaceae	1	1,85	12	1,50	
Verbenaceae	1	1,85	3	0,37	
Total	53	100	801	100	

- **Caracterização fitossociológica da área do RBL**

A caracterização das plantas exóticas invasoras inventariadas em toda a área do RBL em relação aos seus parâmetros fitossociológicos está apresentada a seguir:

- i. Abundância**

As espécies muito abundantes (mais de 100 plantas/m²) ao longo das margens do rio Limpopo, canais e valas de drenagem foram *P. australis*, *P. mauritanus* e *E. pyramidalis*, ao passo que a espécie *E. crassipes* é abundante (30 a 99 plantas/m²) na área de estudo. As espécies *C. benghalensis* e *C. articulatus* são comuns (15 a 29 plantas/m²) e para as restantes espécies, a sua abundância varia de pouco comum a rara.

- ii. Frequência**

As espécies mais frequentes, por ordem decrescente, foram *P. australis*, *E. pyramidalis*, *P. mauritanus* e *I. aquatica*. As restantes espécies tiveram percentagem de frequência abaixo de 25%. De forma particular, na componente aquática, também foram registadas plantas indígenas, conhecidas como componentes nativos da flora regional, e que se tornaram excessivamente abundantes ou agressivas devido ao aumento de nutrientes nos cursos de água (Henderson e Cilliers, 2002; Langa, 2013). Destas plantas destaca-se a *N. alba* que é naturalmente indígena da África, e *L. minor*, que ocorre dentro e além das fronteiras da África e são geralmente consideradas como cosmopolitas¹. Estas espécies, de forma geral, são abundantes e frequentes em toda a área do regadio.

- iii. Cobertura**

As espécies com maior cobertura (Classe 5: 76 a 100%) foram *P. australis*, *E. pyramidalis*, *P. mauritanus* e *E. crassipes*, seguidas de *Commelina benghalensis* com uma cobertura de 51 a 75% (Classe 4) e *I. aquatica*, *O. latifolia*, *C. articulatus*, *C. dactylon*, *C. demersum* com 26 a 50% (Classe 3). A cobertura das espécies *T. latifolia*, *N. auriculata*, *A. filiculoides* e *D. australe* varia de 6 a 25% (Classe 2), enquanto que para as restantes espécies a percentagem de cobertura variou de 1 a 5% (Classe 1).

¹ Espécies cosmopolitas são aquelas que se encontram amplamente distribuídas em quase todas as partes do mundo, sendo também referidas como criptogénicas (quando a sua região de origem é desconhecida). O cosmopolitismo tem ocorrência principalmente em espécies aquáticas.

iv. Índice de valor de importância

Por ordem decrescente, as espécies *P. australis*, *E. pyramidalis*, *P. mauritanus*, *E. crassipes*, *C. benghalensis* e *I. aquatica*, por sinal as com os maiores valores relativos de frequência e cobertura, foram as que apresentaram maiores valores de importância no RBL. Estas espécies representaram cerca de 9,38% na área de estudo. Ademais, todas elas são aquáticas. Os parâmetros fitossociológicos para todas as espécies amostradas estão apresentados na tabela 6.

Tabela 6. Caracterização das plantas exóticas invasoras inventariadas no RBL quanto aos valores dos parâmetros fitossociológicos: abundância (Ab), frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), cobertura (Cob), valor de densidade de cobertura (VCob), cobertura relativa (CobR) e índice de valor de importância (IVI)

No	Nome científico da espécie	Ab	FA	FR	Cob	VCob	CobR	IVI
1	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	5	56,63	9,76	5	88	10,62	10,19
2	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	5	46,99	8,10	5	88	10,62	9,36
3	<i>Phragmites mauritanus</i> Kunth	5	39,76	6,85	5	88	10,62	8,74
4	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	4	22,89	3,95	5	88	10,62	7,28
5	<i>Commelina benghalensis</i> L.	3	24,10	4,15	4	63	6,83	5,49
6	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	2	32,53	5,61	3	38	4,12	4,86
7	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	2	20,48	3,53	3	38	4,12	3,82
8	<i>Cyperus articulatus</i> L.	3	18,07	3,12	3	38	4,12	3,62
9	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	2	16,87	2,91	3	38	4,12	3,51
10	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2	14,46	2,49	3	38	4,12	3,30
11	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	1	26,51	4,57	2	15	1,63	3,10
12	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	2	10,84	1,87	3	38	4,12	2,99
13	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	1	19,28	3,32	2	15	1,63	2,47
14	<i>Typha latifolia</i> L.	2	14,46	2,49	2	15	1,63	2,06
15	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	1	15,66	2,70	1	3	0,33	1,51
16	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	1	14,46	2,49	1	3	0,33	1,41
17	<i>Ricinus communis</i> L.	1	13,25	2,28	1	3	0,33	1,30
18	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	1	12,05	2,08	1	3	0,33	1,20
19	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	2	3,61	0,62	2	15	1,63	1,12
20	<i>Xanthium strumarium</i> L.	1	10,84	1,87	1	3	0,33	1,10
21	<i>Dactyloctenium australe</i> Steud.	1	2,41	0,42	2	15	1,63	1,02
22	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	1	9,64	1,66	1	3	0,33	0,99
23	<i>Solanum nigrum</i> L.	1	8,43	1,45	1	3	0,33	0,89
24	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	2	7,84	1,35	1	3	0,33	0,84
25	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	1	7,23	1,25	1	3	0,33	0,79
26	<i>Pistia stratiotes</i> L.	1	7,23	1,25	1	3	0,33	0,79
27	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	1	7,23	1,25	1	3	0,33	0,79
28	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	1	4,82	0,83	1	3	0,33	0,58
29	<i>Mimosa pigra</i> L.	1	4,82	0,83	1	3	0,33	0,58
30	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	1	4,82	0,83	1	3	0,33	0,58

Ocorrência, distribuição e impacto ecológico de plantas exóticas invasoras no Regadio do Baixo
Limpopo, Província de Gaza

31	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	1	4,82	0,83	1	3	0,33	0,58
32	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	1	4,82	0,83	1	3	0,33	0,58
33	<i>Tithonia rotundifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	1	4,82	0,83	1	3	0,33	0,58
34	<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	1	3,61	0,62	1	3	0,33	0,47
35	<i>Achyranthes aspera</i> L.	1	3,61	0,62	1	3	0,33	0,47
36	<i>Hibiscus cannabinus</i> (L.) Kenaf	1	3,61	0,62	1	3	0,33	0,47
37	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	1	3,61	0,62	1	3	0,33	0,47
38	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	1	3,61	0,62	1	3	0,33	0,47
39	<i>Argemone mexicana</i> L.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
40	<i>Bidens pilosa</i> L.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
41	<i>Cyperus esculentus</i> L.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
42	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
43	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
44	<i>Lantana camara</i> L.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
45	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
46	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	1	2,41	0,42	1	3	0,33	0,37
47	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
48	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
49	<i>Chloris gayana</i> Kunt	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
50	<i>Cucumis anguria</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
51	<i>Cyperus compressus</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
52	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
53	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
54	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
55	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
56	<i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
57	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
58	<i>Canna indica</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
59	<i>Carex pendula</i> Huds.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
60	<i>Cassythia filiformis</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
61	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
62	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
63	<i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
64	<i>Jasminum fluminense</i> Vell.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
65	<i>Nidorella resedifolia</i> DC.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
66	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
67	<i>Portulaca oleracea</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
68	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
69	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
70	<i>Urena lobata</i> L.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
71	<i>Urochloa panicoides</i> P. Beauv.	1	1,20	0,21	1	3	0,33	0,27
Total		-	580.13	100	-	923	100	100

Quanto aos distritos que fazem parte do RBL, o número de espécies invasoras inventariadas está apresentado na tabela 7.

Tabela 7. Número e percentagem de espécies invasoras inventariadas por distrito

Distrito	Pontos de amostragem	Total de PI	Percentagem (%)
Xai-Xai	27	50	34,48
Limpopo	29	41	28,28
Chibuto	7	11	7,59
Chongoene	20	43	29,65
Total	83	145	100

A caracterização fitossociológica por distrito, é a seguir apresentada:

- **Distrito de Xai-Xai**

- i. Abundância:**

No total foram encontradas 50 plantas exóticas invasoras. As diferentes espécies exóticas invasoras que ocorrem nesta área, são representantes de várias formas de vida de plantas terrestres e aquáticas. A abundância de espécies foi dominada por plantas invasoras aquáticas em que *I. aquatica* foi a mais abundante (30 a 99 plantas/m²), principalmente nos canais e valas de drenagem, onde água rica em nutrientes proveniente dos blocos de produção de arroz do sector empresarial, pode ser encontrada. Seguem-se depois várias outras espécies, tais como *E. crassipes*, *E. pyramidalis*, *P. australis*, *P. mauritanus*, *C. demersum*, entre outras, cuja abundância foi comum (15 a 29 plantas/m²). Estas últimas espécies ocorrem também ao longo das margens do rio Limpopo. Por outro lado, várias foram as espécies encontradas com abundância rara (1 a 5 plantas/m²), compostas maioritariamente por plantas terrestres, como é o caso de *A. grandifolium*, *C. gayana*, *S. madagascariensis*, *L. camara*, entre outras.

- ii. Frequência:**

As espécies mais frequentes foram, geralmente, as mais abundantes. Assim, *E. pyramidalis* foi a mais frequente, a seguir às espécies *I. aquatica*, *E. crassipes*, *C. benghalensis* e *C. dactylon*. As espécies menos frequentes foram aquelas com abundância pouco comum (6 a 14 plantas/m²) ou rara (1 a 5 plantas/m²).

- iii. Cobertura:**

As espécies com maior cobertura por quadrícula (26 a 50%) foram *E. crassipes*, *C. benghalensis*, *C. dactylon*, *C. demersum* e *C. asiatica*. As demais espécies apresentaram entre 1 a 5% e 6 a 25% de cobertura.

iv. Índice de valor de importância:

A espécie mais importante nesta área foi *E. crassipes* com 6,26%, seguidas de *C. benghalensis*, *E. pyramidalis*, *C. dactylon*, *P. australis* e *P. mauritanus*. Estas espécies foram as mais abundantes e algumas delas com maior cobertura na área de estudo. Ao passo que *P. stratiotes*, *I. hederifolia*, *L. camara*, *P. aculeata*, *A. cruentus*, entre outras, foram as com menor IVI, e portanto, menos importantes (Anexo C).

- **Distrito de Chongoene**

- i. Abundância:**

Neste distrito foram 43 plantas exóticas invasoras. As espécies comuns (15 a 29 plantas/m²) foram *I. aquatica*, *P. australis*, *E. pyramidalis*, *C. benghalensis* e *A. conyzoides*. Estas espécies foram encontradas na sua maioria nos canais de irrigação com água da nascente, usada para a irrigação de campos dos produtores do sector familiar, e algumas delas também ocorrem nas valas de drenagem. Por outro lado, *P. australis* e *E. pyramidalis*, por exemplo, também foram encontradas com maior abundância nos canais sem água, enquanto que *C. benghalensis* e *A. conyzoides* estiveram mais presentes nos locais húmidos. Ainda neste distrito, o quarteto de espécies formado por *X. strumarium*, *L. stolonifera*, *P. mauritanus* e *R. communis* foram pouco comuns (6 a 14 plantas/m²). As restantes espécies foram muito raras.

- ii. Frequência:**

P. australis foi a espécie mais frequente com 14,78%, seguidas de *E. pyramidalis* (9,57%), *I. aquatica*, *C. benghalensis*, *A. conyzoides* (todas com 5,21%) e *N. auriculata* (4,35%). Cerca de 14 espécies foram pouco frequentes, como por exemplo *A. filiculoides*, *I. carnea*, *A. aspera*, *L. camara* e *P. hysterothorus*, entre outras.

- iii. Cobertura:**

A maioria das espécies apresentaram 1 a 5% de cobertura. As espécies com cobertura de 26 a 50% foram *I. aquatica*, *E. crassipes*, *C. demersum* e *C. dactylon*. Destas espécies, *I. aquatica* foi a única espécie mais abundante na área.

iv. Índice de valor de importância:

As espécies mais importantes foram *I. aquatica* (8,23%), *P. australis* (7,84%), *E. crassipes* (6,93%), *C. demersum* (6,49%), *C. dactylon* (6,06%) e *E. pyramidalis* (5,23%). As restantes espécies tiveram um IVI abaixo de 5% (Anexo D).

- **Distrito de Chibuto**

- i. Abundância:**

Foram encontradas 11 plantas exóticas invasoras. Neste distrito, três espécies afiguraram-se comuns, nomeadamente *E. pyramidalis*, *P. mauritanus* e *T. latifolia*, possuindo indivíduos entre 15 a 29 plantas/m². Todas estas espécies ocorrem ao longo das margens do rio Limpopo. As espécies *A. mexicana* e *X. strumarium* foram pouco comuns (6 a 14 plantas/m²) encontrando-se em indivíduos unitários nos locais de amostragem, e as restantes espécies apresentaram abundância rara (1 a 5 plantas/m²).

- ii. Frequência:**

As espécies mais frequentes foram as mais comuns, como *P. mauritanus* (18,18%), *E. pyramidalis*, *T. latifolia* e *X. strumarium* (cada uma com 13,64%). Seguem-se as espécies *A. mexicana* e *P. australis* (cada com 9,09%). As restantes espécies se apresentaram com frequência mais baixa (4,55%).

- iii. Cobertura:**

Quatro espécies apresentaram percentagem de cobertura de 6 a 25%, nomeadamente *A. sessilis*, *A. mexicana*, *E. pyramidalis* e *P. mauritanus*. As restantes espécies tiveram 1 a 5%.

- iv. Índice de valor de importância:**

As espécies com maior IVI foram as que apresentaram valores relativos de frequência e cobertura mais elevados, ou seja, *P. mauritanus* e *E. pyramidalis*, com 18,5 e 16,23% respectivamente, com a excepção da *T. latifolia* (8,58%) que foi comum e a sua percentagem de importância foi superada pelas espécies *A. mexicana* (13,95%) e *A. sessilis* (11,68%), que foram pouco comum e rara, respectivamente (Anexo E).

- **Distrito de Limpopo**

- i. Abundância:**

No distrito de Limpopo, no total foram amostradas 41 plantas exóticas invasoras. A *C. asiatica* foi a espécie mais abundante, seguida das espécies *I. aquatica*, *E. pyramidalis*, *P. australis* e *P. mauritianus*, todas com abundância comum. As espécies com abundância pouco comum foram *E. crassipes*, *C. demersum*, *C. articulatus*, *O. latifolia*, *T. latifolia*, *C. dactylon*, *L. stolonifera*, *C. benghalensis*, *N. auriculata*, *A. conyzoides* e *C. halicacabum*. Estas espécies ocorrem principalmente nos canais de irrigação da extensa planície aluvionar (*machongos*) nas áreas de produção de arroz de Maire e Chigono (Zongoene). As restantes espécies foram raras.

ii. Frequência:

À semelhança dos distritos anteriores, as espécies mais abundantes foram as mais frequentes, com a *C. asiatica* a aparecer no topo das espécies abundantes e com maior percentagem de frequência (10,12%). Seguem-se as espécies *P. australis* (8,93%), *P. mauritianus* (7,14%), *E. pyramidalis* (6,55%) e *I. aquatica* (5,95%). As outras espécies apresentaram percentagem de frequência relativamente baixa.

iii. Cobertura:

As espécies que apresentaram maior cobertura (26 a 50%) foram *I. aquatica*, *E. crassipes* e *C. demersum*.

iv. Índice de valor de importância:

As espécies mais importantes foram *I. aquatica* e *C. asiatica* com 7,71 e 7,05%, respectivamente. Depois aparecem *E. crassipes* (6,52%), *C. demersum* (6,23%) e *E. pyramidalis* (5,27%). As restantes espécies, algumas delas com abundância comum nesta área, apresentaram valores abaixo de 5%, sendo consideradas menos importantes (Anexo F).

A tabela 8 apresenta a matriz comparativa das espécies de plantas invasoras amostradas na área de estudo e em cada distrito em relação aos parâmetros fitossociológicos avaliados, isto é, as mais abundantes e frequentes, as com maior cobertura e valor de importância.

Tabela 8. Matriz de comparação florística das plantas exóticas invasoras com valores elevados em relação aos parâmetros fitossociológicos avaliados

Parâmetros avaliados	Distritos				Regadio do Baixo Limpopo
	Xai-Xai	Chongoene	Chibuto	Limpopo	
PI	50	43	11	41	71
Abundância	<i>I. aquatica</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>P. australis</i> , <i>P. mauritanus</i> , <i>C. demersum</i>	<i>I. aquatica</i> , <i>P. australis</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>C. benghalensis</i> e <i>A. conyzoides</i>	<i>E. pyramidalis</i> , <i>P. mauritanus</i> e <i>T. latifolia</i>	<i>C. asiatica</i> , <i>I. aquatica</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>P. australis</i> e <i>P. mauritanus</i>	<i>P. australis</i> , <i>P. mauritanus</i> , <i>E. pyramidalis</i> e <i>E. crassipes</i>
Frequência	<i>E. pyramidalis</i> , <i>I. aquatica</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>C. benghalensis</i> e <i>C. dactylon</i>	<i>P. australis</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>I. aquatica</i> , <i>C. benghalensis</i> , <i>A. conyzoides</i> e <i>N. auriculata</i>	<i>P. mauritanus</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>T. latifolia</i> , <i>X. strumarium</i> , <i>A. mexicana</i> e <i>P. australis</i>	<i>C. asiatica</i> , <i>P. australis</i> , <i>P. mauritanus</i> , <i>E. pyramidalis</i> e <i>I. aquatica</i>	<i>P. australis</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>P. mauritanus</i> e <i>I. aquatica</i>
Cobertura	<i>E. crassipes</i> , <i>C. benghalensis</i> , <i>C. dactylon</i> , <i>C. demersum</i> e <i>C. asiatica</i>	<i>I. aquatica</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>C. demersum</i> e <i>C. dactylon</i>	<i>A. sessilis</i> , <i>A. mexicana</i> , <i>E. pyramidalis</i> e <i>P. mauritanus</i>	<i>I. aquatica</i> , <i>E. crassipes</i> e <i>C. demersum</i>	<i>P. australis</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>P. mauritanus</i> e <i>E. crassipes</i>
IVI ($\geq 5\%$)	<i>E. crassipes</i> , <i>C. benghalensis</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>C. dactylon</i> , <i>P. australis</i> , <i>P. mauritanus</i> , <i>C. demersum</i> e <i>I. aquatica</i>	<i>I. aquatica</i> , <i>P. australis</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>C. demersum</i> , <i>C. dactylon</i> e <i>E. pyramidalis</i>	<i>P. mauritanus</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>A. mexicana</i> , <i>A. sessilis</i> , <i>T. latifolia</i> , <i>X. strumarium</i> e <i>P. australis</i>	<i>I. aquatica</i> , <i>C. asiatica</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>C. demersum</i> e <i>E. pyramidalis</i>	<i>P. australis</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>P. mauritanus</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>C. benghalensis</i> e <i>I. aquatica</i>

IVI – É o Índice de Valor de Importância

- **Diversidade florística entre os distritos no RBL**

Os valores estimados dos índices de diversidade de Shannon e de dominância de Simpson para toda a área foram de 4,64 e 0,94, respectivamente (Anexo G). O número total de indivíduos registados foi de 2027, com a seguinte distribuição por distrito: 736 indivíduos no distrito de Limpopo, 688 indivíduos em Xai-Xai, 474 indivíduos em Chongoene e 129 indivíduos em Chibuto. A riqueza de espécies de plantas exóticas invasoras rarefeita ($q = 0$) não apresentou diferenças significativas entre os distritos de Limpopo, Xai-Xai e Chongoene ($p < 0,05$). Entretanto, diferenças significativas foram observadas entre estes e o distrito de Chibuto, com base no intervalo de confiança de 95%.

Olhando para a diversidade de espécies utilizando o índice de Shannon ($q = 1$), não foram observadas diferenças significativas entre os distritos de Limpopo, Xai-Xai e Chongoene. Porém, a diversidade de espécies nestes distritos diferiu significativamente com a do distrito de Chibuto.

Quanto à diversidade de espécies utilizando o índice de Simpson ($q = 2$), não foram encontradas diferenças significativas entre os distritos de Xai-Xai e Limpopo, o que mostra que essas áreas apresentaram alta uniformidade nas proporções indivíduos/espécies dentro da comunidade vegetal. Entretanto, ambos os distritos diferem significativamente com os distritos de Chongoene e Chibuto, em separado. Portanto, a concentração de espécies em cada um destes distritos (Xai-Xai e Limpopo) foi relativamente alta, podendo existir uma ou mais espécies dominantes sobre às outras.

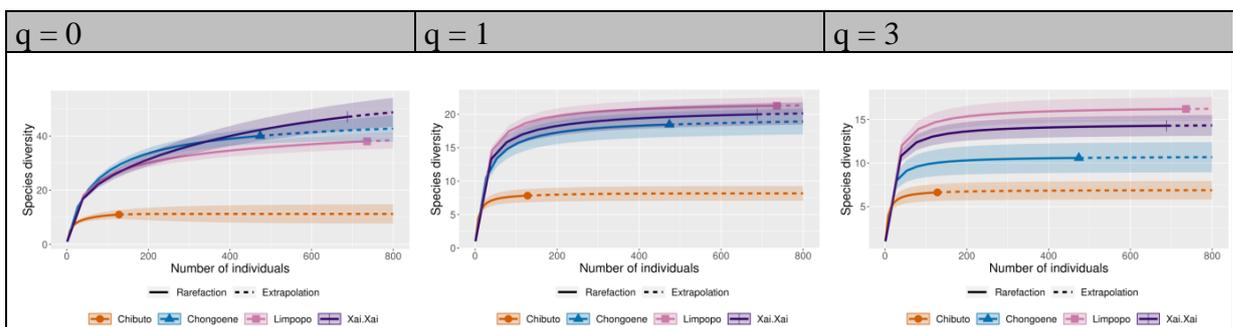


Figura 16. Curvas de amostragem baseadas no número de indivíduos, sendo: cobertura (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada) com intervalo de confiança de 95% (áreas com sombreamento) para os dados de plantas exóticas invasoras nos quatro distritos do RBL, separadamente por ordem de diversidade: riqueza de espécies ($q = 0$), diversidade de Shannon ($q = 1$) e diversidade de Simpson ($q = 2$)

- **Similaridade florística entre os distritos no RBL**

Os valores do índice de similaridade variaram entre 9 e 60%. O teste de ANOSIM mostrou que existem diferenças significativas entre os distritos que fazem parte do RBL ($p = 0,0102$). A similaridade de espécies foi verificada entre os distritos de Xai-Xai \times Chongoene, Xai-Xai \times Limpopo e Chongoene \times Limpopo. Os distritos de Xai-Xai \times Chibuto, Chongoene \times Chibuto e Chibuto \times Limpopo não foram similares quanto às espécies encontradas. A similaridade de espécies registada nestes distritos foi baixa (Tabela 9).

Tabela 9. Matriz com as similaridades florísticas estabelecidas entre os distritos quanto a riqueza de plantas exóticas invasoras, pelo índice de Jaccard

Distrito	Xai-Xai	Chongoene	Chibuto	Limpopo
Xai-Xai	1,00			
Chongoene	0,60	1,00		
Chibuto	0,11	0,11	1,00	
Limpopo	0,53	0,50	0,09	1,00

Com base no dendrograma produzido para comparar o grau de similaridade florística dos quatro distritos quanto às plantas exóticas invasoras, para uma linha de corte de 25% de similaridade, distingue-se claramente a formação de dois grupos heterogéneos. Um grupo é formado pelo distrito de Chibuto, e o outro é formado pelos distritos de Xai-Xai, Chongoene e Limpopo.

Ao grupo formado pelos três distritos também foi segregado em dois grupos homogéneos. O primeiro foi formado pelos distritos de Xai-Xai e Chongoene, e o segundo pelo distrito de Limpopo (Figura 17). Estes grupos foram os que apresentaram uma forte similaridade entre eles, em termos de plantas exóticas invasoras.

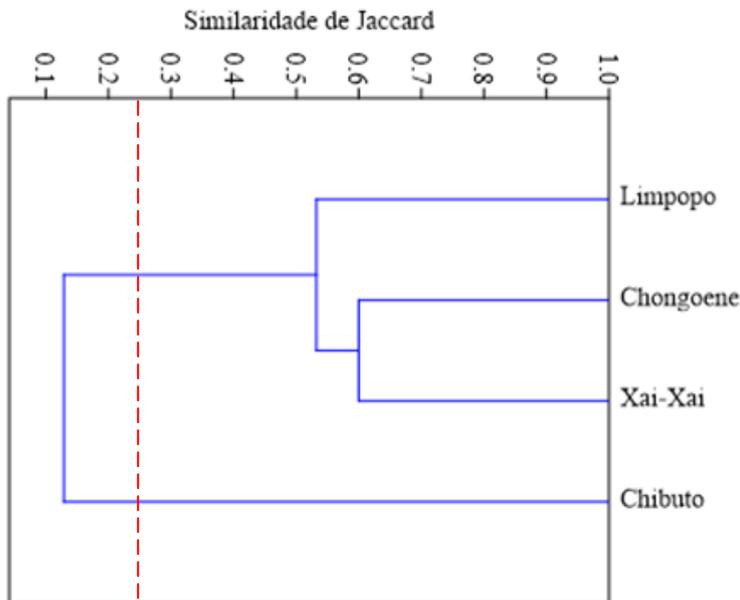


Figura 17. Dendrograma de similaridade produzido por análise de agrupamento pelo método das médias não ponderadas (UPGMA) com base no índice de Jaccard, para os dados de presença e ausência de plantas exóticas invasoras em 4 distritos que fazem parte do RBL

3.3.2 Distribuição de plantas exóticas invasoras no RBL

O mapeamento das plantas exóticas invasoras mostrou que muitas delas não estão distribuídas de forma homogênea na área de estudo. Algumas espécies estão amplamente distribuídas, outras a sua distribuição é restrita, e as restantes possuem uma distribuição aleatória e localizada, ocorrendo como indivíduos com presença unitária. Os mapas que ilustram o padrão de distribuição de todas as plantas exóticas invasoras inventariadas no RBL estão apresentados nos anexos (Anexo H).

Assim, as espécies com ampla distribuição (Figura 18A) foram *A. conyzoides*, *A. filiculoides*, *C. asiatica*, *C. demersum*, *C. benghalensis*, *C. dactylon*, *C. articulatus*, *C. halicacabum*, *E. colona*, *E. pyramidalis*, *E. crassipes*, *I. aquatica*, *I. carnea*, *L. camara*, *L. stolonifera*, *O. latifolia*, *P. aculeata*, *P. hysterophorus*, *P. purpureum*, *P. australis*, *P. mauritanus*, *P. stratiotes*, *R. caribaea*, *R. communis*, *S. madagascariensis*, *S. nigrum*, *T. latifolia* e *X. strumarium*. Estas espécies representaram 38,89% das espécies amostradas em toda a área de estudo.

As plantas aquáticas estão distribuídas por quase todos os canais, drenos e o rio Limpopo, onde foram encontradas com maior frequência. Entretanto, *E. crassipes* foi a planta aquática mais abundante ao longo do rio Limpopo, e *I. aquatica* nos canais de irrigação e valas de

drenagem. Além disso, a maior concentração destas foi registada nas áreas de produção de arroz do sector empresarial, perto da Cidade de Xai-Xai. No caso das espécies terrestres, por exemplo, *R. communis*, *L. camara* e *P. hysterophorus*, a sua maior abundância e frequência foi observada nas zonas limítrofes dentro do regadio. Algumas delas, embora estejam amplamente distribuídas, foram raramente abundantes.

As espécies com distribuição restrita (Figura 18B) na área de estudo foram *A. grandifolium*, *A. aspera*, *A. mexicana*, *B. pilosa*, *C. pendula*, *C. esculentus*, *D. australe*, *H. cannabinus*, *M. pigra*, *N. auriculata*, *P. aquilinum*, *S. oleraceus*, *S. halepense*, *S. secundatum* e *I. hederifolia*. A maioria delas, a sua abundância foi rara. Outras, com abundância pouco comum. Na área de estudo, estas representaram cerca de 20,83% das espécies amostradas.

As espécies com distribuição restrita, com os indivíduos a ocorrerem de forma aleatória e localizada (Figura 18C) foram *A. sessilis*, *A. cruentus*, *C. indica*, *C. filiformis*, *C. gayana*, *C. anguria*, *C. compressus*, *C. imbricatus*, *D. ambrosioides*, *E. indica*, *F. bidentis*, *G. physocarpus*, *H. tuberosus*, *I. cylindrica*, *I. cairica*, *J. fluminense*, *L. leucocephala*, *M. repens*, *N. resedifolia*, *O. ficus-indica*, *O. stricta*, *P. oleracea*, *S. occidentalis*, *S. sesban*, *S. africanus*, *T. rotundifolia*, *U. lobata* e *U. panicoides*. Estas espécies representaram cerca de 40,28% das espécies amostradas.

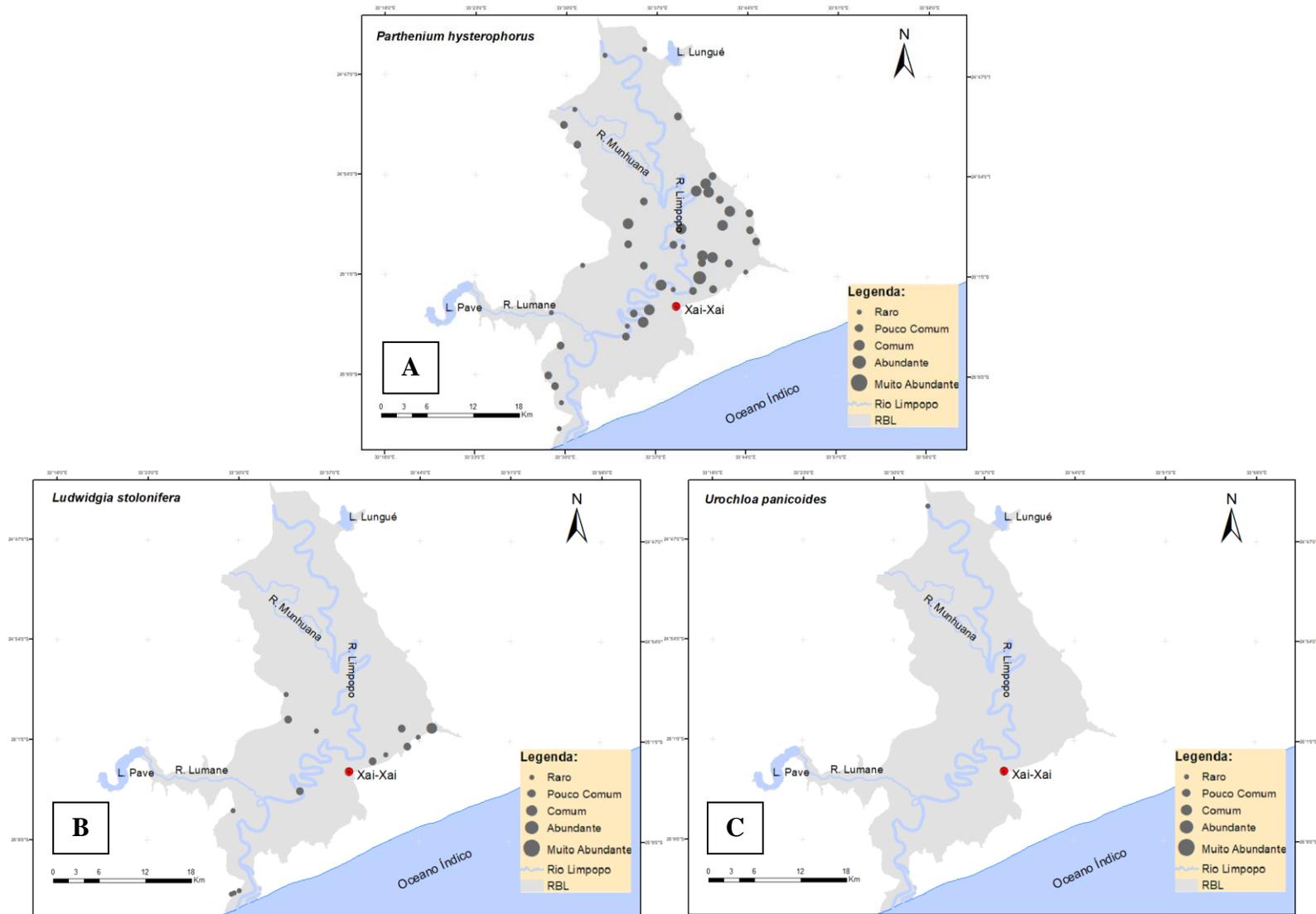


Figura 18. Distribuição das plantas exóticas invasoras na área de estudo, sendo: A – ampla, B – restrita e C – aleatória e localizada

3.4 Discussão

3.4.1 Ocorrência de plantas exóticas invasoras no RBL

A ocorrência das espécies invasoras aquáticas inventariadas no presente estudo, foi também reportada em diversos estudos anteriores (por exemplo, Magombe, 2000; Tamele, 2002; Faria e Chiconela, 2002; Langa, 2013). Em todos lugares onde a sua ocorrência foi registada, impactos significativos nos sectores sócio-económicos foram avaliados e reportados (Langa, 2013). De forma surpreendente, as espécies *Salvinia molesta* D.S. Mitch. (Salviniaceae) e *Myriophyllum aquaticum* (Veil.) Verdc. (Haloragaceae) não foram inventariadas na área de estudo. A ocorrência destas espécies foi observada em diferentes ecossistemas aquáticos do país, em particular na região Sul (Chiconela *et al.*, 2002).

Em relação às espécies invasoras terrestres, os resultados corroboram com os de um estudo de caracterização fitossociológica do RBL que utilizou os mesmos métodos de levantamento, porém, este com foco para a vegetação terrestre, o qual também reportou a ocorrência de *Abrus precatorius* (L.) (Fabaceae), *Amaranthus hybridus* L. (Amaranthaceae), *Boerhavia diffusa* L. (Nyctaginaceae), *Cenchrus ciliaris* L. (Poaceae), *Digitaria debilis* (Desf.) Willd. (Poaceae), *Eragrostis lehmanniana* Nees (Poaceae), *Lepidium virginicum* L. (Brassicaceae) e *Merremia aegyptia* (L.) Urb. (Convolvulaceae) (Benvindo, 2023; não publicado). Outrossim, também constam estudos e relatórios que reportam a ocorrência de muitas destas espécies no território moçambicano (MICOA, 2014; MITADER, 2019; Syliver *et al.*, 2020), as quais têm sido registadas invadindo à vegetação natural em diferentes regiões do país, por exemplo, *P. hysterophorus*, *I. carnea*, *O. ficus-indica*, *R. communis*, *L. leucocephala*, *P. aculeata* e *A. mexicana* (MICOA, 2014). A presença destas e outras espécies, também foi registada no Parque Nacional de Maputo (Syliver *et al.*, 2020; Terblanche *et al.*, 2022).

Na área de estudo, algumas espécies apresentaram valores de abundância comum (15 a 29 plantas/m²), como é o caso de *C. benghalensis* e *C. articulatus*, entre outras, mas com valores de frequência relativamente baixos quando comparados às outras espécies com iguais valores de abundância, como por exemplo, *P. australis*, *E. pyramidalis*. O mesmo sucedeu com a cobertura, onde algumas espécies com valores de abundância baixos apresentaram valores elevados da percentagem de cobertura ou vice-versa. A falta de correspondência destes parâmetros pode se dever ao tipo de habitat em que cada uma das espécies ocorre aliado às

condições locais, e à capacidade de colonização e multiplicação de certas espécies (Tamele, 2002).

As famílias Poaceae e Asteraceae foram as que possuíram maior número de espécies e indivíduos. A maior representatividade da família Poaceae também foi destacada em estudos anteriores. Esta família, juntamente com a Cyperaceae, são comumente encontradas entre as que mais contribuem em número de espécies em levantamentos da flora aquática, revelando-se muito dominantes nas principais bacias hidrográficas da região Sul, com as espécies *P. mauritanus*, *P. australis* e *E. pyramidalis* a serem cada vez mais abundantes (Magombe, 2000; Tamele, 2002; Chiconela *et al.*, 2002). A representatividade dessas famílias botânicas está relacionada principalmente ao número elevado de *táxons* que elas possuem e à elevada produção de sementes, aumentando o seu poder de disseminação e colonização de diferentes ambientes, mesmo em condições inóspitas (Sabino *et al.*, 2015).

Além disso, a eficiência da propagação assexuada por rizomas e tubérculos da família Cyperaceae também está associada à representatividade dessa família cosmopolita em ambientes aquáticos (Goetghebeur, 1998). A família Asteraceae foi majoritariamente representada por espécies invasoras do habitat terrestre, mostrando também o domínio dessa família neste habitat. Zavale (2018), também reportou o domínio desta família no estudo realizado na Circular de Maputo, onde as espécies *P. hysterophorus* e *A. conyzoides* se revelaram as mais abundantes e frequentes, principalmente em áreas muito perturbadas.

As plantas aquáticas emergentes (por exemplo *P. australis*, *T. latifolia* e *I. carnea*) foram as que exibiram maior número de espécies invasoras. A sua ocorrência em ambientes aquáticos pode estar relacionada ao uso e ocupação da terra com actividades relacionadas à agricultura, já que estas contribuem consideravelmente com o acúmulo de macronutrientes na água, em especial o nitrogénio e fósforo (Lacoul e Freedman, 2006; Pozo *et al.*, 2011). Magombe (2000) e Faria e Chiconela (2002) observaram maior abundância destas plantas nos principais canais e drenos do regadio de Chókwè. De forma similar, Chiconela *et al.* (2002), também encontraram grande representatividade das espécies emergentes (76%) nos cursos de água das regiões Centro e Sul do país. As plantas flutuantes (*E. crassipes*, *P. stratiotes*), submersas (*C. demersum*) e enraizadas de folhas submersas foram as que se seguiram. Contrariamente, este último grupo ocorre na área do presente estudo como autóctone, por exemplo *N. alba*.

A abundância e densidade das espécies autóctones, nomeadamente *L. minor* e *N. alba* foi menor quando encontradas junto com as plantas exóticas invasoras. Isso sugere que as plantas invasoras suprimem as nativas. Resultados semelhantes foram relatados por Langa (2013), nos locais onde estas espécies ocorrem nos rios Umbelúzi, Incomáti e Limpopo. A título de exemplo, nos Rios Inharrime, Govuro e Save, o impacto destas plantas foi insignificante, ou nenhum impacto foi observado. Estes rios estão situados perto de estradas sem influências humanas significativas.

A espécie *E. crassipes* foi abundante na área de estudo. Esta espécie tem sido apontada como uma das piores invasoras em ecossistemas de água doce. Por outro lado, a *L. camara* foi uma das espécies terrestres rara e pouco frequente nos locais de amostragem, mas que tem indivíduos expandidos por quase toda a área de estudo. Nos locais onde a sua ocorrência foi reportada em outras regiões do mundo, esta espécie invadiu muitas áreas selvagens e parques nacionais, substituindo comunidades de plantas nativas (Boy e Witt, 2013). No Parque Nacional de Maputo, por exemplo, a *L. camara* é uma das plantas invasoras mais abundantes, e juntamente com outras espécies invasoras terrestres, têm causado declínio da diversidade de espécies nativas, e consequentemente, menos variedades de plantas e alimentos para a vida selvagem (Syliver *et al.*, 2020; Terblanche *et al.*, 2022).

Por isso, a ocorrência destas e outras espécies invasoras nesta área não é ecologicamente desejável, pois tendem a causar reduções severas no recrutamento de propágulos de quase todas as espécies sob sua influência (Almeida e Leão, 2011). Além disso, as plantas invasoras podem afectar espécies nativas introduzindo patógenos ou parasitas que causam doenças ou matam espécies nativas (Syliver *et al.*, 2020).

- **Diversidade florística entre os distritos no RBL**

O índice de Shannon (4,6) reportado neste estudo é considerado muito alto quando comparado com o de outros estudos, entretanto, está muito próximo ao encontrado por Paula e Soares (2011) e Zani *et al.* (2012). Este índice raramente ultrapassa 4,5, e no caso deste estudo, os altos valores podem estar associados ao tamanho da área de amostragem. Quanto maior a área amostral muito melhor é a distribuição de abundância entre as espécies, o que resulta num elevado índice de Shannon (Jesus e Rolim, 2005). Ademais, o elevado valor deste índice pode resultar, provavelmente, da distribuição não homogénea das espécies na área, devido à abundância de poucas espécies (Carvalho *et al.*, 2008).

O valor estimado de índice ecológico de Simpson (0,94) revela uma baixa diversidade florística, podendo-se encontrar na área espécies dominantes. Este resultado também foi encontrado por Carvalho *et al.* (2008) em um estudo realizado numa área com forte interferência humana.

A baixa riqueza e diversidade de espécies invasoras no distrito de Chibuto pode ter sido pelo facto de a sua área dentro do regadio ser muito pequena e que, obviamente, influenciou o número total de amostragens feitas. Por outras palavras, isso também terá ocorrido devido à dominância de poucas espécies (Sabino *et al.*, 2015). Assim, a alocação de mais locais para a amostragem em cada distrito não contrariariam os resultados alcançados.

Em relação à presença de mais espécies dominantes nos distritos de Xai-Xai e Limpopo em comparação com os distritos de Chongoene e Chibuto, deve ser encarada como um problema sério. Muitos problemas de plantas invasoras, com destaque às aquáticas, são causados por uma única espécie dominante, mas a presença de outras espécies, as subdominantes é típica em muitos habitats, especialmente os aquáticos. Essas espécies geralmente proliferam e preenchem o nicho quando a espécie dominante é controlada (Charudattan, 2001).

- **Similaridade florística entre os distritos no RBL**

Os distritos que revelaram-se dissimilares, evidenciaram a heterogeneidade de espécies invasoras entre essas áreas. O número de espécies invasoras em comum foi muito baixo. Estes resultados corroboram com os de Sabino *et al.* (2015), que observaram baixa similaridade entre áreas sem ou que tenham poucas espécies em comum. De facto, a extensão do distrito de Chibuto no RBL é muito pequena, pelo que os pontos de amostragem foram poucos em relação aos demais distritos, e que a extensão das suas áreas influenciou à alocação de maior número de pontos de amostragem.

De maneira análoga, os distritos que observaram alta similaridade, além de possuírem alta representatividade de espécies invasoras terrestres em comum e áreas relativamente grandes, estes distritos também albergam muitas espécies aquáticas invasoras em comum. A comunidade de plantas aquáticas é afectada principalmente por factores abióticos. Áreas que possuem características abióticas similares, podem apresentar, obviamente, maior similaridade. Além disso, a similaridade florística entre as espécies invasoras presentes em

diferentes distritos pode revelar comportamentos e hábitos semelhantes sobre o processo de bioinvasão nesses locais (Sabino *et al.*, 2015).

3.4.2 Distribuição de plantas exóticas invasoras no RBL

Quanto à distribuição de plantas exóticas invasoras, os resultados deste estudo também são apoiados por estudos realizados anteriormente (Langa, 2013; Syliver *et al.*, 2020). No caso das plantas aquáticas, para além do rio Limpopo, elas estão presentes em todos os rios da região Sul, onde há uma influência urbana muito alta.

O RBL é uma área onde a sua volta está sob influência das comunidades, e a maioria delas praticam agricultura ao longo das margens do rio Limpopo. Os cursos de água recebem afluência de nutrientes provenientes dos campos de produção, principalmente, na área de produção de arroz por parte de empresas Wambao e Lianfeng. Nessas áreas, foi notável a abundância de mais plantas exóticas invasoras. Amostras de água colectadas por Chilundo (2007) revelaram uma elevada concentração de nitrogénio (2,82 mg/L e 1,27 mg/L de N-NH₄⁺ e N-NH₃⁻, respectivamente) em relação aos resultados das amostras colectadas mais a montante desta área (0,14 mg/L e <0,23 mg/L de N-NH₄⁺ e N-NH₃⁻, respectivamente) onde se pratica a agricultura de subsistência.

Além disso, este estudo constatou que as plantas exóticas invasoras (por exemplo, *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *C. demersum*) foram mais abundantes nos canais de irrigação e valas de drenagem dessas áreas do que no rio Limpopo. Este facto pode ser explicado pelas peculiaridades morfológicas (velocidade da corrente da água) do rio que é uma das suas principais características. Rolon e Maltchik (2006) apontaram que as variações da velocidade da água é um dos factores que determina a distribuição dinâmica das plantas invasoras aquáticas. Outra explicação é que esses locais têm sido sujeitos à disponibilidade de nutrientes que têm afectado e/ou estimulado o crescimento das plantas aquáticas invasoras.

Nas margens do rio Limpopo, canais e valas de drenagem foi notória a abundância de espécies emergentes e anfíbias. A predominância dessas formas biológicas a esses locais está associada à sua habilidade de viver em áreas alagadas e secas (Moreira *et al.*, 2011), e também em resistir à redução do volume de água (Neves *et al.*, 2006). Além disso, ambientes com águas paradas ou de fraca corrente, ricas em nutrientes, são facilmente invadidos por plantas aquáticas invasoras (Marchante *et al.*, 2014), principalmente as espécies flutuantes e submersas (Lancar e Krake, 2002).

Diversos estudos reportaram que em todos os locais onde as plantas aquáticas ocorrem, estão aumentando de maneira cada vez mais apreensiva, em parte devido à lixiviação e escoamento de nutrientes de terras agrícolas e ao aumento de resíduos humanos e industriais contendo nutrientes que são, eventualmente, transportados para corpos de água (Aloo *et al.*, 2013; Abbas *et al.*, 2017).

Entre as plantas invasoras aquáticas, a *E. crassipes* é a espécie que merece uma atenção especial. Obviamente, um par dessa planta pode-se multiplicar até cerca de 4 mil vezes em uma estação (Lancar e Krake, 2002; Choconela *et al.*, 2002). Não obstante, *E. crassipes* pode adicionar até 11,650 kg/ha/ano de sedimento a partir da renovação natural de plantas mais velhas (Lancar e Krake, 2002). Espécies submersas como *C. demersum* também causam sérios problemas em canais de irrigação, reduzindo o fluxo da água. Além disso, essas plantas podem crescer muito rapidamente em canais rasos, típicos de algumas zonas da área de estudo, tornando-se muito complicado o seu controlo total (Charudattan, 2001).

Em relação às plantas exóticas invasoras do habitat terrestre, o mapeamento mostrou que as espécies *P. hysterophorus*, *A. conyzoides*, *C. halicacabum*, *L. camara* e *R. communis* possuem ampla distribuição na área de estudo. Syliver *et al.* (2020) relataram a abundância e distribuição muito ampla para a *L. camara* no Parque Nacional de Maputo. Tiwari *et al.* (2005) ao avaliar a invasividade de 21 plantas invasoras em uma área do Nepal também encontraram algumas destas espécies, como por exemplo, *P. hysterophorus*, *L. camara* e *I. carnea*, que foram classificadas como sendo as mais problemáticas e com altas taxas de invasão e distribuição. Conforme concluiu o estudo, a presença destas e outras espécies invasoras tornou a área altamente susceptível à degradação ecológica.

Estes resultados confirmam aos demais estudos que constataram o potencial invasor destas e outras espécies reportadas neste trabalho, em parte, pelas suas características biológicas que as tornam capazes de ocupar muito rapidamente novas áreas. A maioria destas espécies produzem sementes abundantes e frutos atrativos, que são livremente dispersas por via anemocórica, hidrocórica ou zoocórica (Boy e Witt, 2013). Algumas delas possuem entre outras características, a capacidade de sobrevivência dos propágulos à digestão dos animais, formação de banco de sementes no solo, acúmulo de reservas que viabilizam a dormência e a longevidade das sementes que servirão como estoque para a regeneração, início precoce da fase reprodutiva, rápido crescimento no tempo e no espaço (Tiwari *et al.*, 2005; CABI, 2022).

Aliado a estas características, o carácter invasor destas espécies pode ser ainda potencializado por factores antrópicos, uma vez que a área constitui simultaneamente agrícola e de pastagem.

Conforme se pode notar, algumas delas são abundantes nos limites do regadio próximo com as zonas comunitárias, áreas altamente perturbadas, indicando que a sua invasão no RBL tenha origem nos distúrbios antrópicos frequentes desde o passado. A *L. camara*, por exemplo, é utilizada pelas comunidades na delimitação de quintais. Por causa desse e outros usos, esta espécie está entre as mais amplamente distribuída de todas as restantes, tendo se tornado um problema sério em todo o mundo (Boy e Witt, 2013).

Assim sendo, esta constatação pode ser sustentada pela afirmação de que, as perturbações antropogénicas aumentam a susceptibilidade dos ecossistemas naturais à invasão (Mack *et al.*, 2000) pois, habitats perturbados são de alto potencial para a dispersão de propágulos (Simberloff, 2009). As zonas ribeirinhas, que naturalmente são dinâmicas e possuem altos níveis de riqueza e diversidade de espécies de plantas, são frequentemente perturbadas, e por isso, são consideradas de alto risco de invasão (Richardson *et al.*, 2007). É importante porém, referir que, algumas espécies encontradas possuem baixa abundância e a sua distribuição na área de estudo é irregular, pelo que são de importância menos preocupante.

O maior IVI para as espécies *P. australis*, *E. pyramidalis*, *P. mauritanus* e *E. crassipes*, por sinal as mais abundantes e frequentes, demonstra o desequilíbrio estabelecido por estas invasoras no ecossistema do RBL, revelando também a sua agressividade sobre a biota local. Este resultado é similar ao dos estudos realizados por Langa (2013) e Zavale (2018), que destacaram maior valor de importância para as espécies mais abundantes e frequentes. Estes parâmetros, incluindo a percentagem de cobertura têm influenciado a posição sociológica das espécies nas áreas onde elas coabitam.

3.5 Conclusões

Este capítulo teve como objectivo avaliar a ocorrência de plantas exóticas invasoras e mapear a sua distribuição no RBL. Os resultados deste estudo revelaram que a área apresenta uma grande variedade de espécies invasoras, entre as aquáticas e terrestres, num total de 71 espécies de 29 famílias e distribuídas maioritariamente de forma aleatória. Este levantamento permitiu obter valiosas informações sobre a riqueza, composição e diversidade florística das plantas exóticas invasoras nesta área e nos diferentes distritos que a representam.

Os resultados reportados neste estudo servem de base para uma reflexão profunda, e devem ser considerados preocupantes, uma vez que mostram, sem dúvida, que as bioinvasões ainda continuam um problema ambiental cada vez mais sério e persistente, onde tem provocado muita pressão nos ecossistemas naturais invadidos, além de representar uma ameaça eminente para a biodiversidade desses locais. Por isso, é extremamente importante que se tome a consciência desse problema à todos os níveis e que se considerem medidas cautelares de erradicação para a preservação ambiental da área, procurando garantir a manutenção da biodiversidade local.

CAPÍTULO IV

INFLUÊNCIA DE FACTORES ABIÓTICOS NA ABUNDÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS NO REGADIO DO BAIXO LIMPOPO

RESUMO

As plantas invasoras são conhecidas por alterar as propriedades físicas e químicas do solo e água, mudando as condições do habitat e afectando às plantas nativas. O objectivo deste estudo foi de analisar a influência de factores abióticos como o pH, temperatura e condutividade eléctrica da água, matéria orgânica, textura e declive do solo, assim como o tipo de uso da terra na abundância e distribuição de plantas exóticas invasoras no RBL. O pH, temperatura e condutividade eléctrica da água foram colectados em 72 locais de amostragem, com recurso ao aparelho portátil COMBI 5000. A matéria orgânica, textura e declive do solo foram determinados a partir do Mapa Nacional de Solos. O factor “tipo de uso da terra” foi determinado a partir de observações directas de práticas antrópicas em cada local. Para cada um desses factores foi-lhe codificado e atribuído a respectiva escala. Os dados foram analisados no *software* PAST versão 4.03, usando o método de ordenação da análise de correspondência canónica. Os resultados mostraram que todos os factores abióticos seleccionados foram significativos, correlacionados positiva e negativamente com as espécies invasoras, alguns sendo mais influentes do que os outros. Os factores mais influentes na abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras foram o tipo de uso da terra, declive, temperatura e pH da água. O tipo de uso da terra foi o único factor mais influente para explicar a abundância e distribuição de todas as espécies na área de estudo. O declive do solo foi mais influente para as plantas terrestres enquanto que o pH e temperatura da água foram mais influentes para as plantas aquáticas. Estes resultados permitem prever respostas às mudanças que ocasionalmente possam existir no Regadio do Baixo Limpopo.

Palavras-chave: Análise multivariada, plantas exóticas invasoras, variáveis ambientais.

4.1 Introdução

A abundância e distribuição das plantas depende da interação de uma variedade de factores ambientais (Westgate *et al.*, 2014), que podem levar à mudanças das condições do habitat (Zhang *et al.*, 2021). Entre esses factores, os abióticos são apontados por terem influência directa ou indirecta no crescimento, distribuição e diversidade das espécies vegetais (Wright, 1992; Guisan e Zimmermann, 2000). Factores abióticos são variáveis sem vida que podem influenciar onde as plantas podem viver. Essas variáveis incluem o pH, concentração de nutrientes, matéria orgânica, humidade e temperatura (Hawkes *et al.*, 2005; Timsina *et al.*, 2011), e têm sido, em muitas pesquisas associadas à invasibilidade das plantas (Elton, 1958; Fridley *et al.*, 2007).

O potencial de qualquer espécie exótica para invadir novos habitats depende, geralmente, desses factores (Levine *et al.*, 2004; Potts *et al.*, 2020). As plantas invasoras podem alterar o pH, nutrientes, humidade e outras características para promover a invasão, e desta forma, interferir com as espécies nativas (Wamelink *et al.*, 2018). Assim, as propriedades físico-químicas do solo e da água e a disponibilidade de nutrientes desempenham um papel crucial para o seu estabelecimento (Pauchard, 2002; Elgersma e Ehrenfeld, 2011; Osunkonya e Perrett, 2011). O pH da água e do solo, por exemplo, exercem um papel preponderante na regulação da biodisponibilidade de nutrientes (Weidenhamer e Callaway, 2010), dessa forma, tem um efeito complexo no crescimento das plantas, levando à variação na sua distribuição para os diferentes tipos de solos (Soti *et al.*, 2020). Ademais, a especialização da vegetação para determinados tipos de solo (em termos de composição e estrutura) está bem documentada (Tuomisto e Ruokolainen, 1994; Oliveira *et al.*, 2014). Sendo assim, a textura do solo também é um factor importante que influencia à distribuição de minerais, matéria orgânica, comunidade microbiana e outras propriedades do solo (Bechtold e Naiman, 2006).

De modo igual, valores da condutividade eléctrica foram sempre utilizados como indicadores da qualidade de água (Jamil *et al.*, 2022), e portanto, têm influência na abundância e distribuição das plantas invasoras. Além disso, a temperatura da água é outro factor importante que pode determinar a distribuição, composição e riqueza de muitas espécies de plantas invasoras (Vonlanthen *et al.*, 2006; Almeida *et al.*, 2021), sobretudo para as macrófitas, uma vez que determina o meio pelo qual todas as actividades e interações bióticas ocorrem (Wetzel, 2001).

As plantas invasoras e os factores abióticos possuem uma relação complexa (Mack *et al.*, 2000; Motzkin *et al.*, 2002), sendo particularmente importante, avaliar a influência desses factores no padrão de distribuição e diversidade de suas espécies (Zhang *et al.*, 2021). A maioria de estudos existentes concentram-se em características das plantas, como alta taxa de crescimento, ciclo de vida curto, altos níveis de alocação de recursos para a reprodução ou utilização flexível dos recursos disponíveis (Soti *et al.*, 2020).

Em Moçambique, embora tenha havido interesse de pesquisa sobre a influência desses factores na composição e distribuição de espécies em áreas de pastagem (Tomo, 1996), abordagens correlativas para com as espécies de plantas invasoras ainda são incipientes. Assim, o objectivo deste trabalho foi de analisar a influência de factores abióticos na abundância e distribuição de plantas exóticas invasoras no RBL. Entender a influência relativa destes factores, sobretudo, na abundância e distribuição dessas plantas na área de estudo é fundamental para prever respostas às mudanças que ocasionalmente possam existir.

4.2 Materiais e métodos

4.2.1 Colecta de dados

Os dados foram colectados no RBL, nos locais de amostragem onde foi feito o levantamento da vegetação herbácea aquática. Em cada local, foram medidos o pH, condutividade eléctrica e a temperatura da água, com recurso ao aparelho portátil COMBI 5000 (Figura 19).

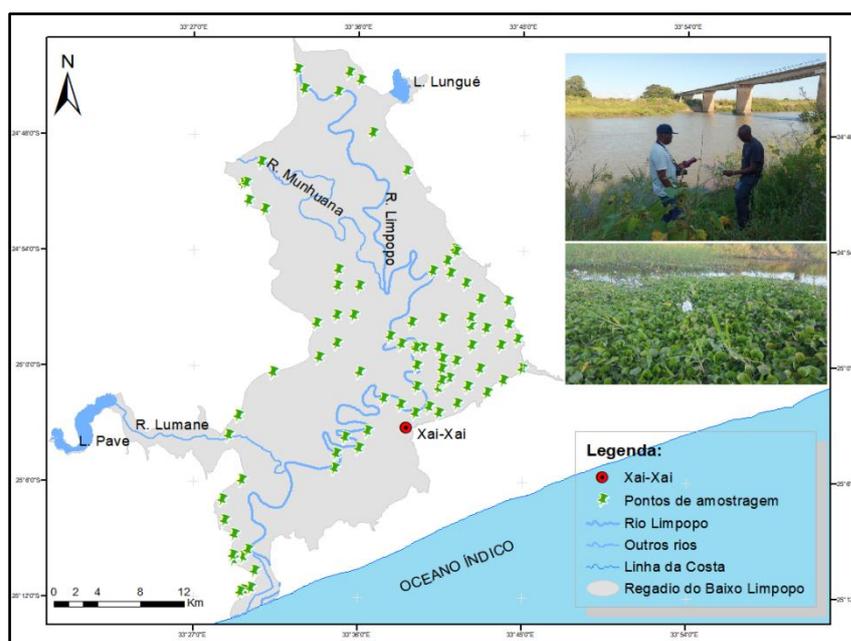


Figura 19. Locais de amostragem e de colecta de dados dos factores de estudo

A escala utilizada para cada um destes parâmetros foi:

- i. Para o pH da água
 1. <4,5 (Extremamente ácido)
 2. 4,5 – 5,5 (Fortemente ácido)
 3. 5,5 – 6,5 (Ligeiramente ácido)
 4. 6,5 – 7,5 (Neutro)
 5. 7,5 – 8,5 (Ligeiramente alcalino)
 6. 8,5 – 9,5 (Fortemente alcalino)
 7. >9,5 (Extremamente alcalino)
- ii. Para a condutividade eléctrica da água (mS/cm)
 1. <4,5 (Não salino)
 2. 4,5 – 8 (Ligeiramente salino)
 3. 8 – 15 (Moderadamente salino)
 4. >15 (Fortemente salino)
- iii. Para a temperatura da água (°C)
 1. <20
 2. 20 – 30
 3. >30

Para além destes, foram seleccionados e determinados os seguintes factores:

- iv. Textura do solo – determinada por observação *in loco* do grau de agregação superficial das partículas do solo, depois confirmada no Mapa Nacional de Solos (INIA, 1995) para a área de estudo:
 1. Arenosa (Ar-ArFr, AJ)
 2. Arenosa (Ar-ArFr, dA)
 3. Arenosa (Ar-ArFr, dAJ)
 4. Franco-arenosa (FrAr, FT)
 5. Franco-argilo-arenosa (FrAgAr-Ag, FG)
 6. Franco-argilo-arenosa (FrAgAr-Ag, FG + FS)
 7. Franco-argilo-arenosa (FrAgAr-Ag, FGz)
- v. Declive – obtido após a plotagem dos pontos de amostragem no Mapa Nacional de Solos (INIA, 1995):
 1. 0 – 0,5% (Plana)

2. 0,5 – 2% (Quase plana)
 3. 2 – 5% (Suavemente inclinada)
- vi. Tipo de uso da terra (TUT) – feita a partir da observação directa nas proximidades do local (Figura 20), e os seguintes códigos foram usados:
1. Área natural (sem muita intervenção humana)²
 2. Área de pastagem (área frequentemente usada para o pastoreio)
 3. Área em exploração agrícola (machamba com culturas)
 4. Área em pousio (abandonada após uso intensivo)



Figura 20. Os diferentes tipos de uso da terra (TUT) no RBL (A: Área natural; B: Pastagem; C: Área em exploração agrícola e D: Área em pousio) (Foto: Askot M. Alafi)

- vii. Matéria orgânica (M.O.) – esta também foi obtida no Mapa Nacional de Solos (INIA, 1995):
1. <1% (Baixa)
 2. 1 – 3% (Média)
 3. >3% (Alta)

² Para o presente estudo, designa-se por área natural àquela localmente com pouca intervenção humana devido à sua localização, geralmente em locais de difícil acesso para os diferentes usos antropogénicos (por exemplo, nas encostas acentuadas ao longo das margens do rio Limpopo).

4.2.2 Processo de ordenação

A determinação das relações entre essas variáveis e abundância e distribuição das espécies invasoras foi feita com base no processo de ordenação, conhecido por método de ordenação da análise de correspondência canónica (CCA). Este algoritmo foi escolhido por ser o mais apropriado quando se espera que as abundâncias das espécies estejam relacionadas às respostas unimodais aos parâmetros subjacentes. Assim, as espécies foram representadas por pontos e as variáveis por setas, com origem no centro dos eixos de pontuação. As setas com maior comprimento foram consideradas as mais influentes. A distância entre os pontos indica a similaridade das espécies quanto à sua distribuição ao longo dos inventários.

Neste método, cada ponto é relacionado com a seta, traçando uma linha perpendicular ponto-seta. Dessa forma, as espécies com projecções perpendiculares posicionadas próximo ou além da ponta da seta são forte e positivamente correlacionadas e são influenciadas pelo factor representado pela seta (factor ambiental). À medida que se desloca para a origem da seta a influência desta torna-se menor (Tomo, 1996). O resultado final desta análise é uma matriz (gráfico bidimensional) que mostra a correlação canónica entre as espécies invasoras e os eixos, assim como entre os factores considerados e os eixos.

4.2.3 Análise de dados

Os dados foram analisados no *software* de Estatística Paleontológica PAST v.4.03 (Hammer *et al.*, 2001). Para verificar a existência de normalidade multivariada dos dados utilizados foi aplicado o teste generalizado de Shapiro-Wilk ($\alpha = 0,05$).

4.3 Resultados

Ambos os eixos (1 e 2) explicaram 68,59% da correlação entre as variáveis. O primeiro eixo da ordenação explicou 47,43% da variabilidade e as variáveis significativamente correlacionadas positivamente foram o pH e a textura do solo, enquanto que as restantes variáveis como declive, tipo de uso da terra, temperatura da água, condutividade eléctrica e matéria orgânica do solo foram significativamente correlacionadas negativamente.

Os coeficientes canónicos do segundo eixo de ordenação mostraram que o declive, temperatura da água e tipo de uso da terra foram as variáveis significativamente correlacionadas positivamente, ao passo que o pH, textura do solo, condutividade eléctrica e matéria orgânica foram significativamente correlacionadas negativamente (Tabela 10).

Tabela 10. Correlação entre os factores abióticos e os sete eixos da CCA com a descrição de suas contribuições na explicação do comportamento dos dados

Variável	Coeficientes de correlação da CCA							p
	1	2	3	4	5	6	7	
<i>Eigenvalue</i>	0,259	0,135	0,112	0,059	0,027	0,020	0	
% da variação	47,431	21,164	13,995	9,709	4,360	3,335	0,005	
Tipo de Uso da Terra	-0,581	0,032	-0,257	0,167	-0,139	0,006	-0,137	0,001
Área natural	-0,671	-0,048	0,499	0,914	-0,753	0,292	0,528	0,452
Pastagem	0,381	-0,164	0,867	0,589	0,421	0,495	0,635	0,046
Área exploração	0,331	0,342	0,298	0,689	-0,034	0,915	0,183	0,001
Área em pousio	-0,065	0,531	-0,071	-0,350	-0,139	-0,402	-0,074	0,012
pH-Água	0,124	-0,496	0,008	0,036	-0,098	0,011	-0,269	0,011
<4,5	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds
4,5 – 5,5	0,029	0,030	0,112	-0,019	0,197	-0,014	-0,090	0,109
5,5 – 6,5	-0,122	-0,019	-0,028	0,063	-0,120	-0,036	0,014	0,166
6,5 – 7,5	0,149	0,039	0,087	-0,177	-0,115	0,108	0,165	0,048
7,5 – 8,5	0,118	0,250	-0,148	-0,019	0,221	0,063	0,151	0,015
8,5 – 9,5	-0,066	-0,061	0,158	0,105	-0,106	-0,082	0,084	0,124
>9,5	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds
Textura do solo	0,187	-0,320	-0,270	0,039	-0,034	-0,012	-0,354	0,019
Ar-ArFr, AJ	-0,139	0,031	0,336	0,413	0,408	0,198	-0,424	0,981
Ar-ArFr, dA	-0,146	-0,586	0,070	0,505	0,347	-0,282	0,553	0,230
Ar-ArFr, dAJ	0,775	0,184	0,379	-0,573	0,740	0,843	-0,336	0,016
FrAr, FT	0,318	0,402	-0,227	0,098	0,364	-0,353	0,150	0,054
FrAgAr-Ag, FG	0,388	0,080	-0,976	0,025	-0,121	-0,353	-0,794	0,002
FrAgAr-Ag, FG+FS	0,757	0,838	0,170	0,017	0,262	0,739	0,305	0,018
FrAgAr-Ag, FGz	0,425	0,222	0,134	-0,159	-0,098	0,501	-0,670	0,045
Declive	-0,073	0,607	0,115	-0,056	-0,007	-0,043	-0,054	0,002
0 – 0,5%	-0,165	-0,357	-0,519	0,136	-0,052	-0,168	0,316	0,056
0,5 – 2%	-0,084	-0,146	0,304	0,129	-0,544	-0,179	0,617	0,002
2 – 5%	0,222	0,524	-0,247	0,099	-0,138	-0,192	-0,159	0,052
Temperatura	-0,459	0,107	0,057	0,082	0,252	-0,112	-0,354	0,002
<20	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds
20 – 30	0,258	-0,007	-0,031	0,193	-0,098	-0,101	0,022	0,109
>30	-0,110	-0,212	0,081	-0,258	0,018	-0,076	0,166	0,107
Condutividade eléctrica	-0,225	-0,258	0,249	0,064	-0,096	-0,183	0,113	0,002
<4,5	0,007	-0,025	-0,036	-0,172	-0,155	0,115	0,349	0,073
4,5 – 8	0,010	0,032	0,026	0,049	-0,010	-0,012	-0,044	0,095
8 – 15	-0,085	0,057	-0,046	-0,272	0,138	-0,018	0,109	0,092
>15	-0,258	-0,058	-0,069	-0,047	-0,061	-0,049	-0,141	0,128
Matéria orgânica	-0,017	-0,411	-0,144	0,288	0,039	0,051	-0,148	0,001
<1%	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds	sds
1 – 3%	0,614	-0,175	0,168	0,268	0,061	-0,199	0,614	0,045
>3%	-0,152	0,105	0,122	-0,084	0,217	-0,532	-0,152	0,853
r^2	0,112	0,109	0,045	0,098	0,014	0,115	0,04	NA
β	0,02	0,01	-0,01	-0,01	0	-0,01	-0,01	NA
Valor-p	<0,001	0,014	0,046	0,063	0,051	0,050	0,064	NA

sds – sem dados suficientes

NA – não aplicável

O número e as espécies invasoras mais abundantes é apresentado na tabela abaixo.

Tabela 11. Número e as espécies mais abundantes em cada área, faixa de valores e classe textural dos factores abióticos avaliados

Variável		NEI	As mais abundantes
Tipo de Uso da Terra	Área natural	20	<i>E. pyramidalis</i> e <i>X. strumarium</i>
	Pastagem	21	<i>P. australis</i> e <i>A. conyzoides</i>
	Área em exploração	40	<i>P. mauritianus</i> e <i>P. hysterophorus</i>
	Área em pousio	53	<i>P. australis</i> e <i>N. auriculata</i>
pH-Água	<4,5	sd	sd
	4,5 – 5,5	17	<i>P. australis</i>
	5,5 – 6,5	27	<i>P. australis</i>
	6,5 – 7,5	46	<i>P. australis</i> e <i>E. crassipes</i>
	7,5 – 8,5	41	<i>E. pyramidalis</i> e <i>I. aquatica</i>
	8,5 – 9,5	11	<i>C. demersum</i>
	>9,5	sd	sd
Textura do solo	Ar-ArFr, AJ	7	<i>P. australis</i> e <i>P. hysterophorus</i>
	Ar-ArFr, dA	24	<i>P. australis</i> e <i>N. auriculata</i>
	Ar-ArFr, dAJ	18	<i>P. mauritianus</i> e <i>N. auriculata</i>
	FrAr, FT	63	<i>P. australis</i> e <i>P. aquilinum</i>
	FrAgAr-Ag, FG	30	<i>C. articulatus</i>
	FrAgAr-Ag, FG+FS	39	<i>P. australis</i>
	FrAgAr-Ag, FGz	26	<i>P. mauritianus</i>
Declive	0 – 0,5%	51	<i>E. pyramidalis</i>
	0,5 – 2%	52	<i>E. pyramidalis</i> e <i>P. hysterophorus</i>
	2 – 5%	34	<i>P. australis</i> e <i>R. communis</i>
Temperatura	<20	sd	sd
	20 – 30	52	<i>P. mauritianus</i>
	>30	47	<i>P. australis</i>
Cond. eléctrica	<4,5	54	<i>P. australis</i>
	4,5 – 8	7	<i>E. pyramidalis</i> e <i>D. australe</i>
	8 – 15	25	<i>E. pyramidalis</i>
	>15	4	<i>P. australis</i>
Matéria orgânica	<1%	sd	sd
	1 – 3%	44	<i>P. australis</i>
	>3%	53	<i>E. pyramidalis</i>

NEI – Número de espécies invasoras

sd – sem dados

De forma separada, para o caso das plantas aquáticas invasoras, os dois primeiros eixos da CCA explicaram 64,35% da variação total. No eixo 1, que explicou 42,30% da variação dos dados, foram significativamente correlacionadas positivamente o tipo de uso da terra, pH, condutividade eléctrica e matéria orgânica. E no eixo 2 que explicou 22,05% da variação dos dados, o declive do solo foi a única variável correlacionada positivamente, porém não significativa, assim como a textura do solo (Tabela 12).

Tabela 12. Correlação entre os sete factores abióticos e os primeiros dois eixos da CCA

Variável	Eixo I	Eixo II	Valor-p
	Coefficiente (r)	Coefficiente (r)	
<i>Eigenvalue</i>	0,281	0,206	
Tipo de uso da terra	- 0,387	- 0,240	0,025
pH-Água	0,352	- 0,297	0,005
Textura do solo	0,212	- 0,038	0,122
Declive	- 0,268	0,244	0,658
Temperatura	- 0,459	- 0,222	0,007
Condutividade eléctrica	0,024	- 0,335	0,044
Matéria orgânica do solo	0,114	- 0,129	0,002
r^2	0,101	0,09	NA
β	0,02	0,01	NA
Valor-p	<0,001	0,043	NA

No entanto, o tipo de uso da terra, declive, pH e temperatura da água foram as variáveis abióticas mais importantes para explicar a abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras, pois o peso percentual no eixo 1 (CCA 1) foi muito maior do que no eixo 2 (CCA 2). Por outro lado, o tipo de uso da terra e o declive foram as variáveis abióticas muito mais importantes para explicar a abundância e distribuição das espécies terrestres enquanto que o pH e temperatura da água foram as variáveis abióticas mais importantes para explicar a invasão das espécies aquáticas.

Os resultados de CCA para as variáveis abióticas consideradas e as espécies invasoras estão apresentados a seguir (Figura 21 e 22).

Assim, baseando-se a Figura 21 estas análises permitem agrupar as espécies segundo as variáveis e/ou factores mais influentes (Tabela 13).

Tabela 13. Factor(es) influente(s) de cada grupo de espécies

Grupos	Factor(es) influente(s)	Espécies invasoras associadas
1	Declive, temperatura e tipo de uso da terra	<i>B. pilosa</i> , <i>C. imbricatus</i> , <i>P. aquilinum</i> , <i>P. australis</i> , <i>L. stolonifera</i> , <i>N. auricula</i> , <i>A. conyzoides</i> , <i>P. stratiotes</i> , <i>C. imbricatus</i> , <i>A. grandifolium</i> , <i>H. cannabinus</i> e <i>U. lobata</i> .
2	Condutividade eléctrica e matéria orgânica	<i>A. filiculoides</i> , <i>E. pyramidalis</i> , <i>S. madagascariensis</i> , <i>S. nigrum</i> , <i>P. hysterothorus</i> , <i>D. australe</i> , <i>I. cairica</i> , <i>T. latifolia</i> , <i>P. purpureum</i> , <i>F. bidentis</i> , <i>S. oleraceus</i> , <i>C. asiatica</i> , <i>I. cylindrica</i> e <i>C. halicacabum</i> .
3	pH e textura do solo	<i>I. aquatica</i> , <i>E. crassipes</i> , <i>O. latifolia</i> , <i>R. caribea</i> , <i>C. articulatus</i> , <i>C. compressus</i> , <i>M. pigra</i> , <i>P. aculeata</i> , <i>C. dactylon</i> , <i>I. carnea</i> , <i>S. africanus</i> , <i>A. aspera</i> , <i>E. indica</i> , <i>C. gayana</i> , <i>J. fluminense</i> , <i>C. esculentus</i> , <i>C. demersum</i> e <i>P. mauritianus</i> .
4	Sem factores influentes	<i>E. colona</i> , <i>C. anguria</i> , <i>A. mexicana</i> , <i>A. sessilis</i> , <i>U. panicoides</i> , <i>S. occidentalis</i> , <i>I. hederifolia</i> , <i>L. camara</i> , <i>X. strumarium</i> , <i>G. physocarpus</i> , <i>R. communis</i> , <i>T. rotundifolia</i> , <i>S. sesbania</i> , <i>A. cruentus</i> , <i>S. halepense</i> , <i>N. resedifolia</i> , <i>C. benghalensis</i> e <i>H. tuberosus</i> .

O grupo de declive, temperatura e tipo de uso da terra foi formado por 12 espécies. O de condutividade eléctrica e matéria orgânica foi formado por 14 espécies, e finalmente, o de pH e textura do solo foi formado por 18 espécies. O último grupo (do quadrante Q1) que não obteve a influência de nenhum factor abiótico foi formado por 28 espécies.

4.4 Discussão

A abundância e os padrões de distribuição das plantas invasoras (aquáticas e terrestres), estão intimamente relacionados com a combinação de muitos factores, alguns sendo mais importantes do que os outros (Westgate *et al.*, 2014). Dos factores estudados, o tipo de uso da terra foi a variável que explicou significativamente a abundância e distribuição de muitas plantas exóticas invasoras na área de estudo. A pesquisa realizada por Lázaro-Lobo *et al.*

(2021) também confirmou que esta tem sido uma das variáveis preditoras mais relevante para explicar a distribuição de espécies invasoras.

Os locais de amostragem que sofreram de perturbação (áreas agrícolas e em pousio) foram as que mais registaram a presença de grande diversidade de plantas exóticas invasoras com destaque para *P. hysterophorus*, *N. auriculata* e *P. aquilinum*. Benvindo (2023; não publicado) também registou mais de 50% de plantas invasoras do RBL nesses locais, seguidas de áreas de pastagem com 34,19%. Essas áreas desempenham um papel crucial ao fornecer propágulos de plantas que podem ser dispersos para áreas mais próximas (Mack *et al.*, 2000; Simberloff, 2009; Lázaro-Lobo e Ervin, 2019). Além disso, o uso humano da terra aumenta a susceptibilidade à bioinvasões devido o aumento da fragmentação da paisagem (Guo *et al.*, 2018; Meyer *et al.*, 2021).

Nos canais e valas de drenagem na área de produção de arroz em Xai-Xai foram registadas mais plantas aquáticas invasoras. Chilundo (2007) e Chilundo *et al.* (2008) reportaram em seus estudos, uma maior concentração de nutrientes nesta área, especialmente o nitrogénio. Em locais como Maire e Poiombo, onde dominam as terras húmidas foi mais notável a abundância de *P. aquilinum*. Essas terras, devido os maiores teores da matéria orgânica, facilitam o armazenamento do carbono, o que favorece o estabelecimento desta espécie invasora, impossibilitando o recrutamento e estabelecimento de outras espécies, sobretudo, a diversidade local (Marrs *et al.*, 2000).

As condições físicas (pH e temperatura da água) mostraram-se também influentes, sobretudo, para as espécies aquáticas. No que diz respeito ao pH, é pouco provável que o seu papel esteja directamente ligado na distribuição das plantas invasoras. Entretanto, há evidências de que esta variável, devido ao seu papel de decomposição de restos vegetais, é particularmente crucial na biodisponibilidade de nutrientes (Weidenhamer e Callaway, 2010), afectando a riqueza e composição da maioria das macrófitas (Vonlanthen *et al.*, 2006; Capers *et al.*, 2009), porém, com impacto variável. Na área de estudo, os valores de pH da água variaram entre 4,5 a 8,2. Os valores mais elevados deste parâmetro foram observados em locais severamente invadidos pelas plantas exóticas invasoras, ou seja, onde elas foram muito abundantes. Chen *et al.* (2012) também confirmaram que a invasão dessas plantas aumenta significativamente o pH. Além disso, Tamele (2002) revelou tendência positiva entre o pH da água e a ocorrência de macrófitas (inclusive as invasoras) nas principais bacias hidrográficas da região Sul.

As espécies *E. crassipes* e *I. aquatica* foram comumente as mais abundantes nesses locais, principalmente nas áreas de produção de arroz do distrito de Xai-Xai, enquanto que a *L. camara* foi a que mais observou-se entre as plantas exóticas invasoras do habitat terrestre. Essas espécies possuem altas taxas de absorção de nitrato que, provavelmente, provém da fertilização dos campos agrícolas e dos excrementos de animais e que pode contribuir para o aumento do pH (Ehrenfeld *et al.*, 2001; Osunkonya e Perrett, 2011).

No caso da temperatura da água, esta variável, não só influencia as interações competitivas entre as espécies coexistentes, como também exerce grande influência na produtividade e composição das mesmas (Dar *et al.*, 2014). Entre as plantas aquáticas invasoras, *P. australis* e *P. stratiotes* foram as únicas associadas à sua influência. Dessa forma, o aumento da produtividade dessas plantas permite que elas ocupem rápida e totalmente o nicho disponível, limitando o estabelecimento de outras plantas aquáticas e, assim, diminuindo drasticamente a biodiversidade de plantas aquáticas nativas (Yu *et al.*, 2019).

Ademais, esse aumento significaria no acúmulo da biomassa, resultando ao acréscimo da quantidade de nutrientes metabolizados, o que pode levar a processos naturais de eutrofização, e que estes podem afectar a qualidade da água e do habitat (Chamier *et al.*, 2012). Em outras palavras, a temperatura da água joga um papel crucial na solubilidade de gases, o que contribui para a redução da concentração de oxigénio, influenciando desta forma a decomposição da matéria orgânica, com efeitos adversos sobre a qualidade da água e a vida das macrófitas e outros organismos aeróbicos aquáticos. Assim, pode presumir-se que a invasão e a disseminação dessas e outras plantas aquáticas invasoras na área de estudo, possa indicar o declínio da qualidade da água por meio da eutrofização (Hill e Olckers, 2001).

Finalmente, entre as variáveis do solo, o declive do solo foi a única importante na explicação da abundância e distribuição das espécies invasoras, principalmente as do habitat terrestre. Trabalhos anteriores sugeriram que o gradiente de elevação e a declividade do solo são uma das variáveis que podem afectar o estabelecimento de espécies exóticas (Pauchard e Alaback, 2004). No entanto, neste estudo, observou-se que o efeito desta variável topográfica sobre a abundância e distribuição de espécies invasoras ocorre conjuntamente com outras variáveis do uso do solo. A área do RBL tem um relevo topográfico relativamente baixo, ou seja, é suavemente declivosa. Portanto, em áreas perturbadas, observou-se o crescimento vigoroso de plantas exóticas invasoras, alastrando-se e ocupando novas áreas, principalmente nas zonas de produção agrícola de Magula, Chimbonhanine, Languene, Ponela e Nhaponzene.

As outras variáveis, como a matéria orgânica, condutividade eléctrica e textura do solo não tiveram um papel importante neste estudo. Em relação a matéria orgânica do solo, esta é derivada da decomposição microbiana do acúmulo de materiais produzidos pelas plantas e outros seres vivos (Guo *et al.*, 2020). Dessa forma, ela fornece nutrientes essenciais e aumenta a disponibilidade de outros, além de atrair e reter iões e também aumentar a capacidade de retenção de água (Gurevitch *et al.*, 2002).

Assim, esperava-se que o conteúdo de matéria orgânica do solo facilitasse o estabelecimento das espécies invasoras. Entretanto, os locais de estudo com altos valores de matéria orgânica do solo (>3%) apresentaram a presença de apenas espécies invasoras graminais perenes, como é o caso de *P. mauritanus*, *E. pyramidalis* e *P. australis*. Isto pode ser explicado pelo facto de que além de abundantes na área, são espécies que produzem grande quantidade de material vegetativo e a sua decomposição aumenta significativamente a matéria orgânica do solo (Cui *et al.*, 2022). Curiosamente, também foi observado em alguns locais com abundância de espécies nativas, elevados teores de matéria orgânica do solo. A isto se deve, conforme Lázaro-Lobo e Ervin (2020), a existência de uma maior resiliência biótica devido a presença dominante das espécies nativas nesses locais.

Do mesmo modo, a condutividade eléctrica é uma variável geralmente proporcional à concentração de iões inorgânicos, os sais (IPNI, 1998). Na área de estudo, os valores obtidos foram, em média, elevados, confirmando-se assim aos obtidos por Chilundo (2007), DNA (2007) e Chilundo *et al.* (2008). A maioria das plantas aquáticas invasoras tendem a exibir alta tolerância ao sal (por exemplo, *P. australis* e *E. crassipes*), o que facilita a sua invasão (Nielsen *et al.*, 2003; Pulzatto *et al.*, 2019). Obviamente, esperava-se uma relação positiva (significativa ou não) desta variável e abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras. Este resultado é idêntico ao de Tamele (2002) em que no seu estudo, os coeficientes de correlação também mostraram tendência negativa entre a condutividade eléctrica e a ocorrência destas.

4.5 Conclusões

O objectivo deste capítulo foi de avaliar a correlação entre os sete (7) factores abióticos e a abundância e distribuição das plantas exóticas invasoras no RBL. Com a utilização de CCA como ferramenta auxiliar de análise foi evidente que alguns factores considerados, como o tipo de uso da terra, declive, pH e temperatura da água foram influentes.

De forma geral, os resultados reportados indicam a importância de se considerar os factores abióticos na abundância e distribuição de espécies de plantas invasoras e a necessidade de estudar essa relação, sobretudo, em áreas onde a influência de actividades humanas pode desempenhar um papel fundamental no processo das invasões biológicas.

4.6 Limitações do estudo

A principal limitação deste estudo foi a falta de fundos para a realização de análises laboratoriais da água, assim como a colecta de amostras de solo para as mesmas análises, por forma a obter os nutrientes presentes na água e no solo, e incluí-los nas análises como factores, especificamente o nitrogénio (N) e o fósforo (P), uma vez que estes elementos, têm uma grande influência no desenvolvimento, composição e distribuição de muitas plantas invasoras, e particularmente, as aquáticas.

CAPÍTULO V

AVALIAÇÃO DO IMPACTO ECOLÓGICO DAS PLANTAS EXÓTICAS

INVASORAS NO REGADIO DO BAIXO LIMPOPO

RESUMO

As plantas invasoras são um entrave para a conservação da biodiversidade, pois possuem vários mecanismos que podem causar diversos impactos negativos nas espécies nativas. O objectivo deste trabalho foi de avaliar o impacto ecológico das plantas exóticas invasoras no RBL sobre a vegetação nativa. O Sistema Genérico de Pontuação de Impacto foi usado para a avaliação do impacto, o qual baseia-se essencialmente em evidências publicadas de impacto ambiental das espécies exóticas. As pontuações de impacto ecológico para as espécies invasoras nos diferentes mecanismos foram quantificadas em seis níveis, com intensidade de impacto variando de 0 (sem impacto ou sem dados) a 5 (maior impacto). Os dados sobre a riqueza de espécies nativas nas quadrículas invadidas e não invadidas por plantas exóticas invasoras também foram usados na avaliação do impacto. As análises foram efectuadas no MS Excel para as pontuações gerais de impacto ecológico das plantas exóticas invasoras e no R 4.2.0 para comparar a riqueza de espécies nativas nas quadrículas invadidas e não invadidas por plantas exóticas invasoras. Os resultados mostraram que 91,55% das espécies encontradas no RBL causam impactos ecológicos através dos diferentes mecanismos. A *Lantana camara* foi a espécie com pontuação de impacto mais alta, seguida de *Eichhornia crassipes* e *Leucaena leucocephala*, e as espécies com pontuação de impacto mais baixa foram *Hibiscus cannabinus* e *Oxalis latifolia*. As espécies *Cyperus articulatus*, *Dactyloctenium australe*, *Ludwigia stolonifera*, *Nidorella auriculata*, *Nidorella resedifolia* e *Rhynchosia caribaea* não foram pontuadas por insuficiência de dados e representam cerca de 8,33%. A competição foi o mecanismo de impacto ecológico mais comum seguida de impactos no ecossistema. A análise estatística revelou-se significativa e a riqueza de espécies nativas foi maior nas quadrículas não invadidas pelas plantas exóticas invasoras.

Palavras-chave: Danos ambientais, mecanismos de impacto, invasões biológicas.

5.1 Introdução

As plantas invasoras constituem uma das principais causas da perda de biodiversidade nos ecossistemas em todo o mundo (IPBES, 2019), com impactos sócio-económicos e ecológicos cada vez mais significativos, pois perturbam os serviços ecossistémicos e comprometem o bem-estar humano (MEA, 2005; Pérez *et al.*, 2022).

Ao nível dos ecossistemas, as plantas invasoras são conhecidas por alterar a estrutura da vegetação e composição de espécies, contribuem para o aumento da biomassa resultando em incêndios mais intensos que causam danos à vegetação e ao solo, levando este último à erosão excessiva, afectando negativamente a qualidade da água (Richardson e van Wilgen, 2004; Chamier *et al.*, 2012). Além disso, as plantas invasoras podem contribuir para o aumento da evapotranspiração provocando à redução no escoamento das águas superficiais e na taxa de recarga das águas subterrâneas (Le Maitre *et al.*, 2015). De forma geral, as espécies exóticas invasoras reduzem a resiliência dos habitats naturais, tornando-os mais vulneráveis aos impactos das alterações climáticas (MEA, 2005).

Os impactos causados pelas plantas invasoras agravam-se à medida que ocupam mais espaço das nativas. Elas exibem vários mecanismos que as confere maior capacidade de domínio sobre as nativas, como a competição, predação ou transmissão de doenças (Mack *et al.*, 2000; Ziller, 2001; Syliver *et al.*, 2020), além de que a maioria delas possuem o efeito alelopático, através do qual produzem compostos bioquímicos que influenciam o crescimento, sobrevivência e reprodução das espécies nativas (Chamier *et al.*, 2012). As plantas invasoras também são conhecidas por provocar impactos genéticos nas populações nativas, como a hibridização de espécies nativas e invasoras, que pode causar três efeitos principais, que são a criação de um novo híbrido invasivo, produção de híbridos estéreis e poluição genética ou introgressão de genes invasores em espécies nativas (Parker *et al.*, 1999).

A importância desses impactos há muito que é reconhecida, pelo que, muitos países têm estabelecido programas de erradicação de espécies invasoras com vista a reduzir seus impactos negativos (Richardson e van Wilgen, 2004). Em Moçambique, várias espécies de plantas exóticas são importantes invasoras nos ecossistemas onde ocorrem. O país tem um regulamento de controlo dessas espécies (Decreto nº 25/2008, de 1 de Julho), com vista a sua monitoria, controlo e erradicação (MITADER, 2019).

O objectivo deste trabalho foi avaliar o impacto actual e potencial das plantas exóticas invasoras presentes no perímetro do RBL. Este conhecimento é importante para consciencializar os gestores dessa área de forma a considerar um processo de tomada de decisão.

5.2 Materiais e métodos

5.2.1 Avaliação do impacto ecológico das plantas exóticas invasoras

O impacto ecológico das plantas exóticas invasoras identificadas na área de estudo foi avaliado usando o Sistema Genérico de Pontuação de Impacto (GISS, sigla em inglês). Este método foi escolhido pelas seguintes razões: (i) é simples, transparente e pode ser aplicado a um grande número de espécies exóticas entre *táxons* e ambientes; (ii) permite classificar as espécies avaliadas de acordo com a sua magnitude de impacto geral, o que torna uma medida conveniente e robusta para a priorização das espécies (Nentwig *et al.*, 2010); (iii) em comparação com os outros métodos de avaliação de impacto (cerca de 22 métodos existentes), a combinação de impacto ambiental e sócio-económico, bem como a possibilidade de ponderação e classificação dos resultados de pontuação, tornam o GISS o sistema mais amplamente aplicável (Nentwig *et al.*, 2016), e (iv) em Moçambique é uma abordagem recente e ainda não testada e utilizada.

Assim, para o propósito do presente estudo, foram apenas usadas as seguintes categorias de impacto que consistem em impactos ecológicos:

- 1.1 – nas plantas ou vegetação;
- 1.2 – nos animais;
- 1.3 – através da competição;
- 1.4 – através da transmissão de doenças;
- 1.5 – por meio da hibridização; e
- 1.6 – nos ecossistemas.

Para garantir uma maior consistência, os cenários usados para cada categoria estão resumidamente apresentados na figura abaixo (Figura 23) e detalhados em Nentwig *et al.* (2016) e Bitani *et al.* (2022).

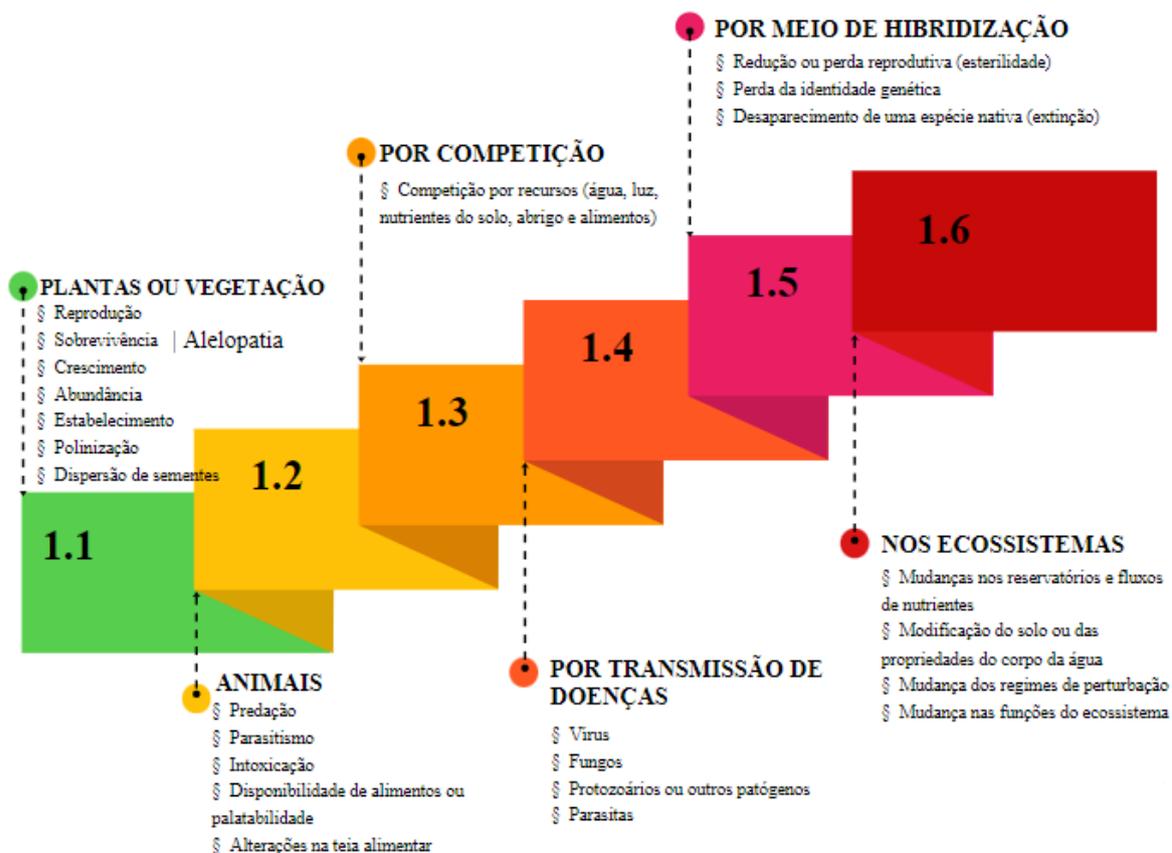


Figura 23. Descrição das categorias de impacto ecológico quanto aos principais cenários

Para cada categoria, a magnitude do impacto foi quantificada com seis níveis variando de 0 a 5 (Tabela 14).

Tabela 14. Definição dos níveis de impacto usados para o GISS

Nível	Descrição do impacto
0	Sem dados disponíveis, sem impactos conhecidos, não detectável ou não aplicável
1	Impactos menores, apenas localmente e em espécies comuns
2	Impactos menores, mais generalizados, também em espécies mais raras
3	Impactos médios, de grande escala, diversas espécies em causa, declínio relevante, modificações relevantes do ecossistema
4	Grande impacto com alto dano, grandes mudanças nas funções do ecossistema, diminuição de espécies
5	Grande impacto em larga escala, com altos danos e destruição completa, ameaça às espécies, incluindo extinções locais

Uma vez que o GISS se baseia em evidências científicas publicadas de impactos ecológicos causados por diversas espécies invasoras, fontes literárias primárias e fichas informativas

electrónicas do Google Académico (URL: <http://scholar.google.com>), *Web of Science – ISI Web of Knowledge* (URL: <http://portal.isiknowledge.com>), Compêndio de Plantas Invasoras (URL: <https://www.cabi.org/isc/>) e o Banco Global de Dados de Espécies Invasoras (URL: <http://www.issg.org>) foram compiladas e utilizadas. A estas consultas foram incluídas outras fontes bibliográficas de informação, como relatórios e estudos de caso nacionais e regionais.

Para tornar a aplicação padronizada e também garantir maior integridade e precisão na avaliação, foram usadas a planilha em Excel desenvolvida por Nentwig *et al.* (2016) e pontuações recentes de impactos ecológicos documentados em Bitani *et al.* (2022) e Luo *et al.* (2022) para algumas espécies invasoras na área de estudo. Nos casos em que vários estudos relataram diferentes níveis de impacto na mesma categoria, foi aplicado o princípio da precaução, ou seja, a escolha do nível mais máximo como uma representação do maior impacto potencial que a dada espécie pode atingir.

Para cada uma das categorias de impacto ecológico, a confiança da resposta dos avaliadores foi declarada com 3 níveis de confiança distinguidos em baixo, médio e alto. O consenso em relação à pontuação final de uma dada espécie foi alcançado por unanimidade após a revisão e discussão entre os avaliadores. As pontuações gerais de impacto ecológico por espécie foram usadas para análises.

Os dados sobre a diversidade de espécies nativas também foram usados na avaliação do impacto. A diversidade de espécies foi expressa como riqueza de espécies, definida como o número de espécies presentes em um quadrado de 1 m x 1 m (Magurran, 2004; Fridley *et al.*, 2007). Desta forma, as espécies invasoras foram excluídas nesta avaliação para assegurar que os efeitos medidos da sua invasão não fossem devidos à sua presença entre as variáveis dependentes.

5.2.2 Análise de dados

A análise estatística foi feita com os dados da riqueza de espécies nativas nas quadrículas invadidas e não invadidas pelas plantas exóticas invasoras, os quais, sendo considerados não normais, mesmo após as transformações (teste de normalidade de Shapiro-Wilk, $\alpha = 0,05$), foram importados para o R (The R Development Team, 2008) e submetidos à ANOVA pelo teste de F a fim de verificar se existiam ou não diferenças significativas. As médias das quadrículas amostrais significativas foram comparadas pelo teste não paramétrico de Wilcoxon a 1% de nível de significância.

As pontuações médias de impacto ecológico das espécies de plantas invasoras na área de estudo, para todos os mecanismos foram calculados no MS Excel e os respectivos gráficos gerados no Venngage (*Online*) e GraphPad Prism 10.

5.3 Resultados

A tabela do anexo I mostra as pontuações específicas de cada categoria de avaliação do impacto ecológico. De um total de 71 espécies de plantas invasoras inventariadas neste estudo, cerca de 91,55% são conhecidas por causarem impactos ecológicos. O número de espécies invasoras associado à cada categoria de impacto e sua contribuição percentual está apresentado na tabela abaixo (Figura 24).

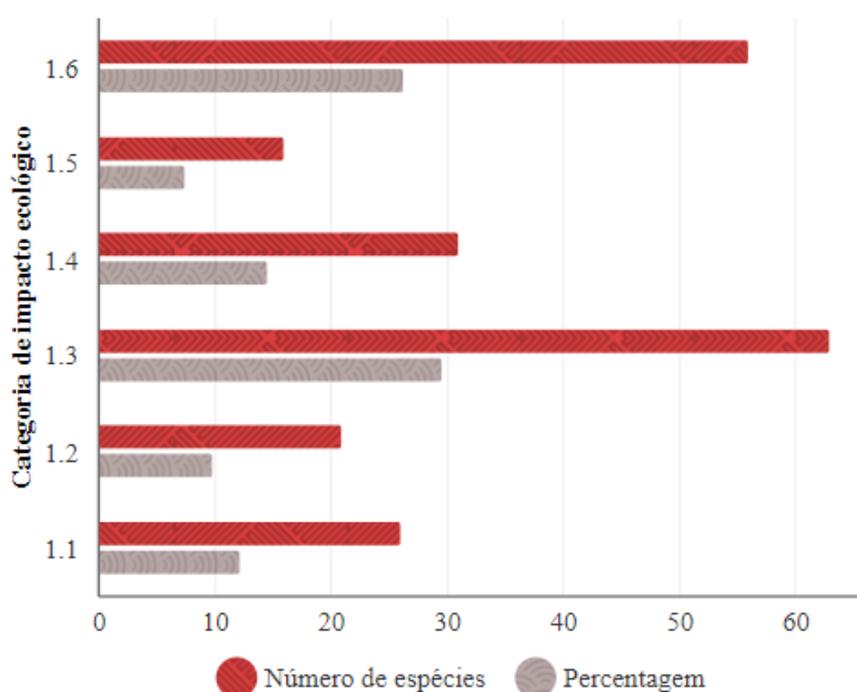


Figura 24. Número e contribuição percentual de espécies invasoras por categoria de impacto ecológico: 1.1 – plantas ou vegetação, 1.2 – animais, 1.3 – competição, 1.4 – transmissão de doenças, 1.5 – hibridização e 1.6 – ecossistemas

Assim, a pontuação de impacto mais alta usando o GISS, foi da espécie *L. camara* com 24, seguida de *E. crassipes* e *L. leucocephala*, ambas com 16. Por ordem decrescente, as espécies *O. stricta* e *T. latifolia* possuem 15; *P. hysterophorus*, *A. conyzoides* e *I. cairica* possuem 14; *I. cylindrica*, *P. stratiotes* e *S. nigrum* possuem 13; *A. filiculoides*, *I. carnea*, *F. bidentis*, *S. halepense*, *T. rotundifolia* e *O. ficus-indica* possuem 12; *S. oleraceus* e *A. grandifolium* possuem 11; *B. pilosa* e *D. ambrosioides* foram pontuadas com 10 (Anexo I). As demais

espécies possuem valores de impacto abaixo de 10, sendo que a pontuação mais baixa foi registrada com *H. cannabinus* e *O. latifolia*. Em relação as espécies *C. articulatus*, *D. australe*, *L. stolonifera*, *N. auriculata*, *N. resedifolia* e *R. caribaea* não foram encontradas evidências comprovadas de impactos ecológicos, e por isso, não foram pontuadas.

O mecanismo de impacto ecológico mais comum observado neste estudo foi a competição, seguida de mudanças no ecossistema (Figura 25).

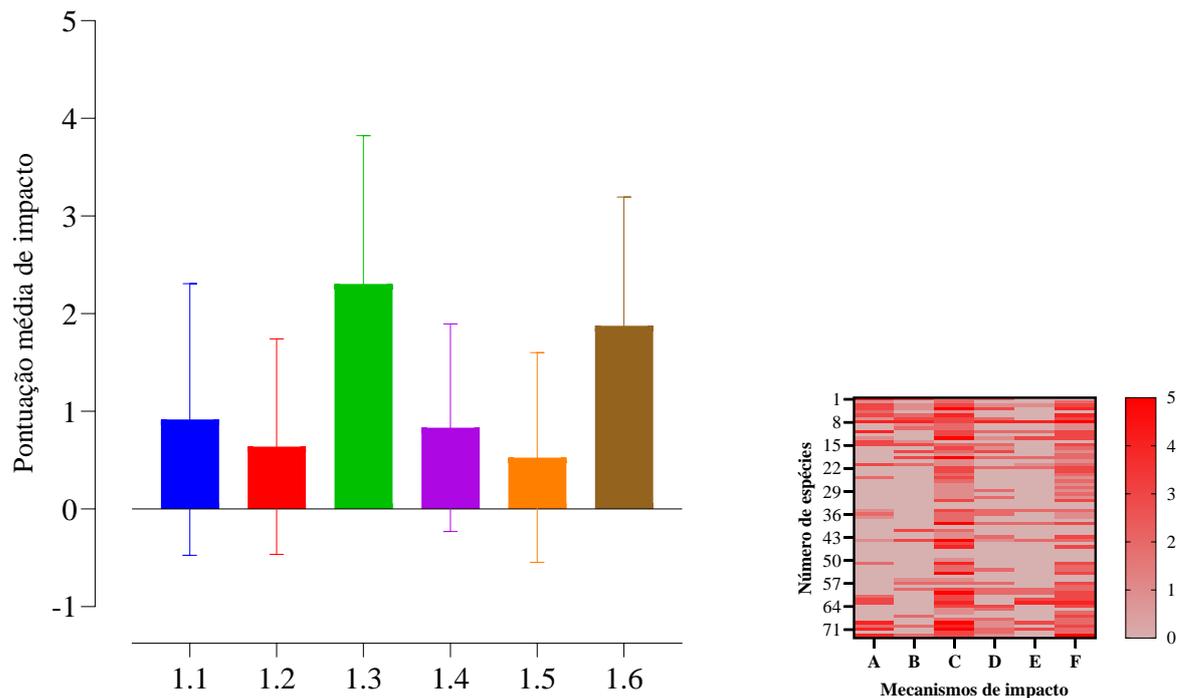


Figura 25. Pontuação média e desvio padrão (à esquerda) e *matrix plot* (à direita) para os diferentes mecanismos de impacto ecológico: 1.1 (A) – Plantas ou vegetação, 1.2 (B) – Animais, 1.3 (C) – Competição, 1.4 (D) – Transmissão de doenças, 1.5 (E) – Hibridização e 1.6 (F) – Ecossistemas

A análise estatística feita para comparar a riqueza de espécies entre as quadrículas invadidas e não invadidas pelas plantas exóticas invasoras foi significativa ($p = 0,0062$). Assim, as quadrículas não invadidas foram as que registaram maior riqueza de espécies nativas (Anexo K).

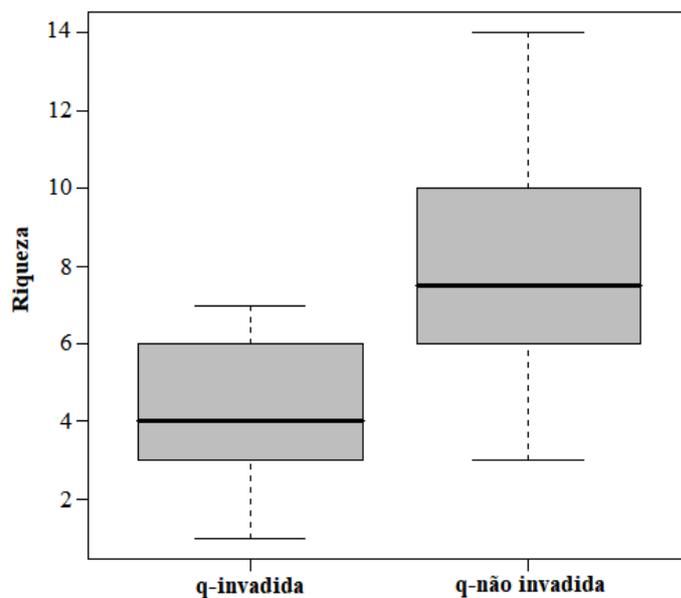


Figura 26. Whisker plot da riqueza de espécies nativas nas quadrículas (q) com e sem invasão pelas plantas exóticas invasoras

5.4 Discussão

As espécies exóticas invasoras têm sido uma das principais causas de extinção de espécies nos últimos séculos. O alto valor de índice de impacto para a *L. camara* se deve principalmente aos estudos realizados na Austrália, onde esta espécie está entre as invasoras amplamente distribuída, causando impactos mais graves (Rumlerová *et al.*, 2016). De modo igual, *E. crassipes* e *L. leucocephala* são exemplos proeminentes de espécies muito estudadas e seguem a *L. camara* como espécies com maior pontuação de impacto por serem potencialmente muito agressivas à vegetação nativa. Para algumas espécies como é o caso de *P. hysterophorus*, o impacto ecológico registado no presente estudo é maior do que o relatado em outros estudos que avaliaram os impactos de espécies de plantas invasoras na Europa e Ásia usando os mesmos métodos (Rumlerová *et al.*, 2016; Luo *et al.*, 2022).

Essa diferença pode estar ligada ao facto de no presente estudo ter-se usado literatura publicada após os estudos anteriores, pesquisas e relatórios locais, onde essas espécies aparecem como as invasoras mais sérias (Syilver *et al.*, 2020; Terblanche *et al.*, 2022). Apesar dessa diferença, todos os estudos apontam a *L. camara* e *P. hysterophorus* como espécies com maiores impactos ecológicos no mundo (Rai e Singh, 2020; Luo *et al.*, 2022). As espécies *H. cannabinus* e *O. latifolia*, assim como *H. tuberosus*, possuem pontuação de impacto muito

baixa. Estas espécies invasoras são relatadas por terem baixa capacidade de invasão, e a título de exemplo, apresentam na área de estudo, uma distribuição restrita e irregular.

Geralmente, o impacto de espécies de plantas invasoras sobre as espécies nativas manifesta-se de várias maneiras. Ao competir com as espécies locais, superando e dominando-as, elas reduzem a sua população provocando profundas mudanças na abundância, distribuição e estrutura (Parker *et al.*, 1999). Ainda mais, algumas espécies invasoras, por meio da hibridização, podem causar efeitos prejudiciais às nativas através da perda da diversidade genética e de populações localmente adaptadas (Vilà *et al.*, 2000). Outras, como a *I. carnea*, pode causar sérios problemas e deslocar a vegetação nativa (Tiwari *et al.*, 2005). Devido o seu carácter invasor, espécies como *L. camara* e *E. crassipes* são consideradas de extrema ameaça para as espécies e ecossistemas nativos (Bhatta *et al.*, 2021).

A maioria das espécies que ocorrem no RBL possuem qualidades alelopáticas (ver Anexo I). Estas espécies, podem aumentar selectivamente a mortalidade de espécies de plantas nativas (Sharma *et al.*, 2015). A alelopatia é considerada como um dos mecanismos potenciais para a invasão bem-sucedida de plantas exóticas em novos habitats (Keane e Crawley, 2002). Existem muitos estudos que comprovam o efeito alelopático dessas espécies. Huangfu *et al.* (2011), por exemplo, encontraram efeitos inibitórios dos resíduos das raízes de *F. bidentis* no solo. Okoth e Kapaata (1987) também confirmaram que a invasão de uma área por plantas invasoras como a *L. camara* introduz um efeito alelopático que mata espécies nativas, resultando na redução da sua diversidade, bem como o seu declínio.

Diversos estudos reportaram o impacto que as espécies invasoras podem causar sobre a estrutura de comunidades por meio da competição. O efeito competitivo destas espécies sobre as nativas pode afectar o seu sucesso reprodutivo, provocando uma queda da sua população nos locais onde estas coexistem com as exóticas invasoras (Levine *et al.*, 2004). Além da competição directa, o crescimento também é suprimido por algumas plantas pelo efeito de sombreamento. Por exemplo, o crescimento de *A. filiculoides* em campos de arroz controla efectivamente o crescimento de infestantes, incluindo as plantas nativas, e influencia na germinação e crescimento da própria cultura de arroz (Lancar e Krake, 2002; Abbas *et al.*, 2017).

As espécies exóticas invasoras são grande ameaça nos ecossistemas naturais (Mack *et al.*, 2000) e a literatura tem revelado um aumento considerável dos seus efeitos em comunidades

nativas (Simberloff *et al.*, 2013). Muitas das plantas exóticas invasoras arroladas neste estudo, são importantes invasoras em outros países da Região Austral, com destaque para a África do Sul. Os impactos por elas causados, em todos os habitats, tendem progressivamente a aumentarem com o tempo (Chamier *et al.*, 2012). Entretanto, esses impactos são muito problemáticos nos sistemas de água doce, como os rios e lagos, incluindo os canais e drenos (MEA, 2005).

Relativamente à diferença na riqueza de espécies entre as quadrículas invadidas e não invadidas por espécies invasoras, estes resultados são confirmados por vários autores (Paclibar *et al.*, 2019; Syliver *et al.*, 2020; Bhatta *et al.*, 2021), que encontraram declínio da riqueza e diversidade de espécies em parcelas com espécies invasoras.

Dependendo da espécie, as plantas exóticas invasoras geralmente reduzem a riqueza de espécies (Gaertner *et al.*, 2009). A baixa riqueza vegetal observada em áreas invadidas, indica que as espécies invasoras representam uma verdadeira ameaça para a sobrevivência de espécies nativas presentes nestas áreas. Não obstante, evidencia os impactos que estas espécies estão causando sobre as espécies nativas. Assim, a baixa riqueza e diversidade de espécies está a minar o sucesso das espécies nativas no estabelecimento e propagação devido à redução da competição pelos recursos, que neste caso, favorecem as espécies invasoras, e com o tempo, elas poderão invadir as áreas actualmente livres de invasão.

5.5 Conclusões

Neste capítulo, o objectivo foi de avaliar o impacto das plantas exóticas invasoras sobre a vegetação nativa do RBL. A competição foi o mecanismo de impacto ecológico mais comum seguida de mudanças no ecossistema, que resultam na redução da riqueza das plantas nativas. Este estudo é a primeira avaliação sistemática dos impactos causados por plantas exóticas invasoras sobre a diversidade vegetal nativa usando o GISS, e complementa as informações que alguns estudos realizados no país fazem referência. Com estes resultados, uma nova abordagem para plantas invasoras deve ser adoptada, não só em área agrícolas e urbanas, como também em áreas protegidas, onde essas plantas estão estabelecidas causando impactos ambientais e sócio-económicos.

Portanto, este conhecimento poderá ajudar a indicar o nível de integridade da área de estudo, de modo a optimizá-lá em relação às actividades de manejo dessas espécies.

5.6 Limitações do estudo

Este estudo apresentou as seguintes limitações:

- i. Falta de avaliadores de diferentes faixas geográficas disponíveis para a declaração, discussão e revisão das pontuações de impacto de modo a tornar o processo ainda mais transparente e permitir melhor controlo de qualidade dos dados;
- ii. Falta de evidências científicas publicadas de impactos ecológicos causados por parte de algumas espécies, o que também poder limitar o uso do GISS. As espécies em causa não foram pontuadas, embora em algumas regiões da África e do mundo ocorram e estejam a causar impactos ecológicos consideráveis. Portanto, não encontrar impactos comprovados e publicados pode ser uma importante descoberta, primeiro, como indicativo da existência de lacunas das pesquisas, e segundo, destaca a demanda para estudos futuros (Nentwig *et al.*, 2016).

CAPÍTULO VI

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões gerais

- No RBL ocorre uma variedade de espécies invasoras. No total foram identificadas 71 espécies pertencentes a 29 famílias. As famílias Poaceae e Asteraceae foram as com mais espécies invasoras, seguida da Fabaceae e Cyperaceae. As famílias com maior representatividade contribuíram com mais de 50% dos indivíduos amostrados, As espécies mais abundantes foram *P. australis*, *P. mauritanus* e *E. pyramidalis*. A riqueza e diversidade de espécies foi maior nos distritos de Xai-Xai, Chongoene e Limpopo. Estes distritos registaram alta similaridade florística quanto as espécies invasoras;
- A distribuição das espécies não foi homogênea na área de estudo. Assim, 38,89% das espécies amostradas foram amplamente distribuídas, 20,83% das espécies tiveram uma distribuição restrita e 40,28% estão com distribuição restrita com espécies a ocorrerem em indivíduos unitários.
- Os factores abióticos mais influentes na abundância e distribuição das espécies na área de estudo foram o tipo de uso da terra, declive, pH e temperatura da água. Destes, o declive do solo foi a que mais influência teve para explicar a abundância e distribuição de plantas terrestres, e o pH e temperatura da água para as plantas aquáticas. O tipo de uso da terra foi influente para todas as espécies invasoras;
- A pontuação de impacto mais alta foi de *L. camara*, seguida de *E. crassipes* e *L. leucocephala*. As espécies invasoras com pontuação de impacto mais baixa foram *H. cannabinus* e *O. latifolia*. As espécies com impactos ecológicos desconhecidos e/ou não documentados foram *C. articulatus*, *D. australe*, *L. stolonifera*, *N. auriculata*, *N. resedifolia* e *R. caribaea* representando cerca de 8,33% das espécies invasoras amostradas na área de estudo. O mecanismo de impacto ecológico mais comum foi por via da competição seguida de mudanças no ecossistema. A riqueza de espécies foi significativamente diferente entre as quadrículas invadidas e não invadidas pelas plantas exóticas invasoras, sendo maior nas quadrículas sem ocorrência de plantas invasoras.

6.2 Recomendações

Com base nos resultados deste estudo, podem ser feitas as seguintes recomendações:

- Realização de mais pesquisas para avaliar o impacto ecológico das espécies invasoras com impactos desconhecidos, assim como avaliar o impacto sócio-económico de todas as plantas exóticas invasoras usando o GISS;
- Realização de outra pesquisa utilizando a análise por componentes principais (PCA), especificamente para o capítulo 4, pois esta técnica permite transformar um conjunto original de variáveis em outro conjunto substancialmente menor mas que contém a maior parte da informação original, agrupando as espécies segundo as variáveis principais;
- Tomarem-se medidas urgentes de forma a erradicar, pelo menos, todas as espécies invasoras com abundância e distribuição restrita e localizada;
- Pensar-se no desenvolvimento de planos de erradicação e controlo de longo prazo em todas as espécies, especialmente as mais problemáticas;
- Não aplicação de agroquímicos nos canais e valas de drenagem para o controlo das plantas aquáticas sob o risco de reduzir ou eliminar a presença do agente de controlo biológico (gorgulho do género *Neochetina*) encontrado nesses locais, e também fazer-se uma pesquisa visando avaliar a presença de outros agentes e o seu impacto no controlo das plantas aquáticas invasoras;
- Fazer-se a monitoria contínua uma vez que a introdução e dispersão, na maioria das vezes, são fruto de um conjunto de factores pouco previsíveis.

CAPÍTULO VII

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, T., Nadeem, M.A., Tanveer, A., Syed, S., Zohaib, A., Farooq, N., Shehzad, M.A. (2017). Allelopathic influence of aquatic weeds on agro ecosystems: A review. *Planta Daninha*, v35: e017163146. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582017350100013>.
- Adams, K.L. and Wendel, J.F. (2005). Novel patterns of gene expression in polyploid plants. *Trends in Genetics*, 21(10): 539-543. <https://doi.org/10.1016/j.tig.2005.07.009>.
- Administração Regional de Águas do Sul (ARA-SUL) (2018). Criar Resiliência Climática na Bacia do Limpopo em Moçambique. Resumo Não Técnico do Relatório da Avaliação do Impacto Ambiental e Social (AIAS). Draft, p. 106.
- Alho, C.J.R. (2012). The importance of biodiversity to human health: An ecological perspective. *Estudos avançados*, 26(74). <https://doi.org/10.1590/S0103-40142012000100011>.
- Almeida, T.S., Almeida, R.P.S., Fabricante, J.R. (2021). Variáveis climáticas influenciam a riqueza, composição e distribuição de plantas exóticas invasoras? *Scientia plena*, 17(7): 17. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2021.072401>.
- Almeida, W.R.T. e Leão, C.C. (2011). Espécies Exóticas Invasoras Dossiê Pernambuco Recife. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste. Pernambuco Recife: Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, p. 99.
- Aloo, P., Ojwang, W., Omondi, R., Njiru, J.M., Oyugi, D. (2013). A review of the impacts of invasive aquatic weeds on the biodiversity of some tropical water bodies with special reference to Lake Victoria (Kenya). *Biodiversity Journal*, 4(4): 471-482. [https://www.biodiversityjournal.com/pdf/4\(4\)_471-482.pdf](https://www.biodiversityjournal.com/pdf/4(4)_471-482.pdf).
- Bais, H.P., Vepachedu, R., Gilroy, S., Callaway, R.M., Vivanco, J.M. (2003). Allelopathy and Exotic Plant Invasion: From Molecules and Genes to Species Interactions. *Science*, 301(5638): 1377-1380. <https://doi.org/10.1126/science.1083245>.
- Bechtold, J.C. and Naiman, R.J. (2006). Soil texture and nitrogen mineralization potential across a riparian toposequence in a semi-arid savanna. *Soil Biology & Biochemistry*, 38(6): 1325-1333. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.028>.
- Benvindo, H.H. (2023). Caracterização fitossociológica do Regadio do Baixo Limpopo. 67f. Trabalho de Licenciatura. Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. Universidade Eduardo Mondlane.
- Bhatta, K.P., Neupane, M.P., Aryal, A., Khanal, S. (2021). Impact of Invasive Alien Plant Species Removal in the Forest Management: Findings from Terai and Mid-Hills of Nepal. *J. Forest Res.*, 10: 254. <https://doi.org/10.35248/2168-9776.21.10.254>.

- Bitani, N., Shivambu, T.C., Shivambu, N., Downs, C.T. (2022). An impact assessment of alien invasive plants in South Africa generally dispersed by native avian species. *NeoBiota*, 74: 189-207. <https://doi.org/10.3897/neobiota.74.83342>.
- Bomanowska, A., Adamowski, W., Kirpluk, I., Otreba, A., Rewicz, A. (2019). Invasive alien plants in Polish National Parks-threats to species diversity. *PeerJ* 7: e8034 <http://doi.org/10.7717/peerj.8034>.
- Bond, W.J. and Roberts, M.G. (1978). The colonization of Cabora Bassa, Moçambique, anew man-made lake, by floating African macrophytes. *Hydrobiologia*, 60: 243-259.
- Borokini, T.I. (2011). Invasive Alien Plant Species in Nigeria and Their Effects on Biodiversity Conservation. *Tropical Conservation Science*, 4(1): 103-110. <https://doi.org/10.1177/194008291100400110>.
- Boy, G. e Witt, A. (2013). Invasive alien plants and their management in Africa. CABI Africa, International Coordination Unit., UNEP/GEF Removing Barriers to Invasive Plant Management Project, p. 184. <https://www.cabi.org/Uploads/CABI/publishing/promotional-materials/african-invasives-book.pdf>.
- Braun-Blanquet, J. (1979). Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. 3. ed. Madrid: H. Blume, p. 820. ISBN: 84721417489788472141742.
- Brito, A., Ferreira, M.Z., Mello, J.M., Scolforo, J.R.S., Oliveira, A.D., Acerbi-Júnior, F.W. (2007). Comparação entre os métodos dos quadrantes e Prodan para análises florística, fitossociológica e volumétrica. *Revista Cerne*, 13(4): 399-405. <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br:80/handle/123456789/16690>.
- Brito, R., Famba, S., Munguambe, P., Ibraimo, N., Julaia, C. (2009). Profile of the Limpopo Basin in Mozambique, a contribution to the Challenge Program on Water and Food Project 17 “*Integrated Water Resource Management for Improved Rural Livelihoods: Managing risk, mitigating drought and improving water productivity in the water scarce Limpopo Basin*”. WaterNet Working Paper 11. WaterNet, Harare. <https://www.scribd.com/document/350449702/WaterNet-Profile-Limpopo-Basin>.
- Callaway, R.M. and Ridenour, W.M. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8): 436-443. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0436:nwisat\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0436:nwisat]2.0.co;2).
- Capers, R.S., Selsky, R., Bugbee, G.J., White, J.C. (2009). Species richness of both native and invasive aquatic plants influenced by environmental conditions and human activity. *Botany*, 87(3): 306-314. <https://doi.org/10.1139/b08-144>.
- Carvalho, A.R. e Alves, S.M. (2008). Diversidade e índice sucessional de uma vegetação de cerrado sensu stricto na Universidade Estadual de Goiás-UEG, campus de Anápolis. *Revista Árvore*, 32(1): 81-90. <https://www.researchgate.net/publication/228517842>.
- Carvalho, L.B. (2013). Plantas daninhas. Primeira Edição, Lages, SC, p. 82.

- Centre for Agricultural and Bioscience International (CABI) (2022). Invasive Species Compendium. CABI International, Wallingford, UK. Available at: <https://www.cabi.org/isc/>. Accessed on 28/10/2021.
- Chame, M. (2009). Espécies exóticas invasoras que afetam a saúde humana. *Ciência e Cultura*, 61(1): 5. Brasil, São Paulo. <http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v61n1/a13v61n1.pdf>.
- Chamier, J., Schachtschneider, K., le Maitre, D.C., PJ Ashton, P.J., van Wilgen, B.W. (2012). Impacts of invasive alien plants on water quality, with particular emphasis on South Africa. *Water SA*, 38(2): 1-12. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v38i2.19>.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1): 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Charudattan, R. (2001). Are we on top of aquatic weeds? Weed problems, control options, and challenges. BCPC Symposium Proceedings n^o. 77: *The World's Worst Weeds*. University of Florida, USA, p. 27. <https://www.bcpc.org/wp-content/uploads/2022/08/The-Worlds-Worst-Weeds-Aquatic-Weeds.pdf>.
- Chen, T., Liu, W., Zhang, C., Wang, J. (2012). Effects of *Solidago canadensis* invasion on dynamics of native plant communities and their mechanisms. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 36(3). 253-261. <https://doi.org/10.3724/SP.J.1258.2012.00253>.
- Chiconela, T., Santos, L., Cugala, D. (2002). Plantas Aquáticas das zonas Centro e Sul de Moçambique. Relatório de Pesquisa, Maputo. Universidade Eduardo Mondlane, p. 25.
- Chilundo, M., Kelderman, P., Ókeeffe, J.H. (2008). Design of a water quality monitoring network for the Limpopo River Basin in Mozambique. *Physics and Chemistry of the Earth*, 33(8-13): 655-665. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.055>.
- Chilundo, M.N.G. (2007). Design of a water quality monitoring network for the Limpopo River basin in Mozambique. 113f. Thesis (MSc). Delft, The Netherlands: UNESCO-IHE. <http://hdl.handle.net/10568/21401>.
- Convention on Biological Diversity (CBD) (2002). Decision VI/23 (Annex, footnote): Alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Document UNEP/CBD/COP/6/23. Convention on Biological Diversity Secretariat, Montreal, Canada. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>.
- Coulloudon, B., Eshelman, K., Gianola, J., Habich, N., Hughes, L., Johnson, C., Pellant, M.L., Podborny, P., Rasmussen, A., Robles, B., Shaver, P.L., Spehar, J., Willoughby, J.W. (1999). Sampling Vegetation Attributes. Technical Reference 1734-4, Bureau of Land Management. Denver, Colorado. <https://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/180865>.
- Cui, Y., Luo, F., Chen, Y., Zhang, M., Yu, F. (2022). Rhizodeposition and litter decomposition of *Phragmites australis* play important roles in composition and properties of soil dissolved organic matter. *Ecological Indicators*, 142: 109-275. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109275>.

- Cuthbert, R.N., Pattison, Z., Taylor, N.G., Verbrugge, L., Diagne, C., Ahmed, D.A., Leroy, B., Angulo, E., Briski, E., Capinha, C., Catford, J.A., Dalu, T., Essl, F., Gozlan, R.E., Haubrock, P.J., Kourantidou, M., Kramer, A.M., Renault, D., Wasserman, R.J., Courchamp, F. (2021). Global economic costs of aquatic invasive alien species. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145238>.
- Dar, N.A., Pandit, A.K, Ganai, B.G. (2014). Factors affecting the distribution patterns of aquatic macrophytes. *Limnological Review*, 14(2): 75-81. <https://doi.org/10.2478/limre-2014-0008>.
- 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. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>.
- Diagne, C., Turbelin, A., Moodley, D., Novoa, A., Leroy, B., Angulo, E., Adamjy, T., Dia, C.A.K.M., Taheri, A., Tambo, J., Dobigny, G., Courchamp, F. (2021). The economic costs of biological invasions in Africa: a growing but neglected threat? *Neo-Biota*, 67: 11-51. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.59132>.
- Direcção Nacional das Áreas de Conservação (DNAC) (2010). Plano de Gestão da Reserva Especial de Maputo. *Iniciativa da Peace Parks Foundation*, 1ª Edição, p. 119. <https://www.biofund.org.mz/>.
- Direcção Nacional de Águas (DNA) (2007). Estudo do Balanço de Sal dos rios Limpopo e dos Elefantes: *Projecto de Reabilitação da Barragem de Massingir e de Pequenas Parcelas Agrícolas*. Administração Regional de Águas do Sul, ARA-Sul. Relatório Final, p. 41.
- Dueñas, M.A., Hemming, D.J., Roberts, A., Diaz-Soltero, H. (2021). The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01476>.
- Ehrenfeld, J.G., Kourtev, P., Huang, W. (2001). Changes in Soil Functions Following Invasions of Exotic Understory Plants in Deciduous Forests. *Ecological Applications*, 11(5): 1287-1300. <https://doi.org/10.2307/3060920>.
- Elgersma, K.J. and Ehrenfeld, J.G. (2011). Linear and non-linear impacts of a non-native plant invasion on soil microbial community structure and function. *Biol. Invasions*, 13(3): 757-768. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9866-9>.
- Elton, C.S. (1958). The Ecology of Invasions by Animals and Plants. London: Methuen. *Progress in Physical Geography*, 31(6): 659-666. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-5851-7>.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (2009). Algaroba (*Prosopis juliflora*): Árvore de Uso Múltiplo para a Região Semiárida Brasileira (Eds: Ribaski, J., Drumond, M.A., Oliveira, V.R., Nascimento, C.E.S.). Comunicado Técnico n.º 240, p. 8. <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/661908>.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (2020). Controle biológico de pragas da agricultura (Editoras técnicas: Fontes, E.M.G. e Valadares-Inglis, M.C.). In: *Controle de plantas invasoras* (Autores: Nachtigal, G.F., Guatimosim, E., Vitorino, M.D., Mello, S.C.M., Macedo,

- D.M., Barret, R.W.). 1ª Edição, Brasília, p. 327.
<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/212490/1/CBdocument.pdf>.
- Eschen, R., Tim Beale, T., Bonnin, J.M., Constantine, K.L., Duah, S., Finch, E.A., Makale, F., Nunda, W., Ogunmodede, A., Pratt, C.F., Thompson, E., Williams, F., Witt, A., Taylor, B. (2021). Towards estimating the economic cost of invasive alien species to African crop and livestock production. *CABI Agric. Biosci.*, 2: 18. <https://doi.org/10.1186/s43170-021-00038-7>.
- Escoriza, D., Ruhí, A., Green, D. (2016). Functional distance to recipient communities may favour invasiveness: insights from two invasive frogs. *Diversity and Distributions*, 22(5): 519-533. <https://doi.org/10.1111/ddi.12421>.
- Faria, T. e Chiconela, T. (2002). Plantas invasoras dos canais e drenos do regadio do Chókwè. Relatório de Pesquisa, Universidade Eduardo Mondlane, FAEF-DPPV, p. 42.
- Felfili, J.M. e Venturoli, F. (2000). Tópicos em análise de vegetação. *Comunicações Técnicas Florestais*, 2(2). Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal. <http://www.editora.unb.br>.
- Fernandes, G.W., Santos, R., Barbosa, N.P.U., Almeida, H.A., Carvalho, V.E, Angrisano, P. (2015). Ocorrência de plantas não nativas e exóticas em áreas restauradas de campos rupestres. *Planta Daninha*, 33(3): 463-482. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582015000300009>.
- Fleming, J.P., Dibble, E.D., Madsen, J.D., Wersal, R.M. (2015). Investigation of Darwin's naturalization hypothesis in invaded macrophyte communities. *Biological Invasions*, 17(5): 1519-1531. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0812-0>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2005). Identification of risks and management of invasive alien species using the IPPC framework. *Secretariat of the International Plant Protection Convention*. <https://www.fao.org/3/y5968e/y5968e00.htm#Contents>.
- França, A. (2020). Susceptibilidade à invasão das Unidades de Conservação federais por espécies exóticas invasoras da flora terrestre. *ACSA, Patos-PB*, 16(2): 126-133.
<http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v16i3.1268>.
- Freitas, W.K. e Magalhães, L.M.S. (2012). Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambiente*, 19(4): 520-540. <http://dx.doi.org/10.4322/loram.2012.054>.
- Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., Sax, D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.J., Tilman, D., Von Holle, B. (2007). The invasion paradox: Reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology*, 88(1): 3-17. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2007\)88\[3:TIPRPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2007)88[3:TIPRPA]2.0.CO;2).
- Gaertner, M., Breeyen, A.D., Hui, C., Richardson, D.M. (2009). Impacts of alien plant invasions on species richness in Mediterranean-type ecosystems: a meta-analysis. *Progress in Physical Geography*, 33(3): 319-338. <https://doi.org/10.1177/0309133309341607>.

- Ganem, R.S. (2011). Conservação da Biodiversidade Legislação e Políticas Públicas. Câmara dos Deputados, Edições Câmara, Série memória e análise de leis, n. 2, Brasília, p. 437. <http://bd.camara.gov.br>.
- Ganho, A.S. (2014). Diversificação e articulação da base produtiva e comercial em Moçambique. *O Regadio do Baixo Limpopo (Xai-Xai, Gaza): o despertar de um “gigante adormecido”?* FAN, IESE, Maputo, p. 24. http://www.iese.ac.mz/lib/publication/IESE_FAN/IESE_FAN-ASofia1.pdf.
- Giulietti, A.M., Viana, P.L., Pastore, M., Harley, R. (2018). Espécies Invasoras e outras que requerem manejo e controle no S11D, Floresta Nacional de Carajás, Pará. Instituto Tecnológico Vale, p. 84. <https://www.researchgate.net/publication/325630302>.
- Global Invasive Species Database (GISD) (2023). Downloaded from http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php_on_24/04/2023.
- Goetghebeur, P. (1998). Cyperaceae. In: Kubitzki, K. (Ed.). The families and genera of vascular plants, 4: *flowering plants, monocotyledons: Alismatanae and Commelinanae (except Gramineae)*. Springer, Berlin, p. 141-190. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-03531-3>.
- Guisan, A. and Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2): 147-186. [https://doi.org/10.1016/s0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00354-9).
- Guo, Q., Riitters, K.H., Potter, K.M. (2018). A subcontinental analysis of forest fragmentation effects on insect and disease invasion. *Forests*, 9(12): 744. <https://doi.org/10.3390/f9120744>.
- Guo, Z., Wang, Y., Wan, Z., Zuo, Y., He, L., Li, D., Yuan, F., Wang, N., Liu, J., Song, Y., Song, C., Xu, X. (2020). Soil dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: Global budget, spatial distribution and controls. *Global Ecol. Biogeogr.*, 00: 1-17. <https://doi.org/10.1111/geb.13186>.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M., Fox, G.A. (2002). The ecology of plants. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA, p. 523.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9. <https://www.researchgate.net/publication/259640226>.
- Hawkes, C.V., Wren, I.F., Herman, D.J., Firestone, M.K. (2005). Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters*, 8(9): 976-985. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00802.x>.
- Hawkins, C.L., Bacher, S., Essl, F., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Kühn, I., Kumschick, S., Nentwig, W., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Richardson, D.M., Vilà, M., Wilson, J.R.U., Genovesi, P., Blackburn, T.M. (2015). Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for Alien Taxa (EICAT). *Diversity and Distributions*, 21: 1360-1363. <https://doi.org/10.1111/ddi.12379>.

- Henderson, L. and Cilliers, C.J. (2002). Invasive aquatic plants: a guide to the identification of the most important and potentially dangerous invasive aquatic and wetland plants in South Africa. PPRI Handbook No. 16. Agricultural Research Council, Pretoria.
- Heuzé, V., Tran, G., Baumont, R., Bastianelli, D. (2016). Calotropis (*Calotropis procera*). Feedipedia, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO. <http://www.feedipedia.org/node/588>. Last updated on April 6, 2016, 12:38.
- Hierro, J.L., Maron, J.L., Callaway, R.M. (2005). A Biogeographical Approach to Plant Invasions: The Importance of Studying Exotics in Their Introduced and Native Range. *Journal of Ecology*, 93: 5-15. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00953.x>.
- Hill, M.P. and Olckers, T. (2001). Preliminary Assessment of the Social, Economic and Environmental Impacts of Water Hyacinth in the Lake Victoria Basin and the Status of Control. *In*: Hill, M.P., Julien, M.H., Center, T.D., Jianqing, D. (eds.). Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*. ACIAR Proceedings 102, Australia: Canberra, Canberra: ACIAR, p. 130-139. <http://hdl.handle.net/1834/1292>.
- Hobbs, R.J. and Humphries, S.E. (1995). An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions. *Conservation Biology*, 9(4): 761-770. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09040761.x>.
- Hodde, M.S. (2014). Restoring Balance: Using Exotic Species to Control Invasive Exotic Species. *Conservation Biology*, 18(1). <https://escholarship.org/uc/item/1qv8k7c7>.
- Horowitz, C., Martins, C.R., Walter, B.M.T. (2013). Flora Exótica no Parque Nacional de Brasília: Levantamento e Classificação das Espécies. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 50-73. <https://www.researchgate.net/publication/282869086>.
- Huangfu, C.H., Zhang, T.R., Chen, D.Q., Wang, N.N., Yang, D.L. (2011). Residual effects of invasive weed Yellowtop (*Flaveria bidentis*) on forage plants for ecological restoration. *Allelopathy J.*, 27(1): 55-64. <https://eurekamag.com/research/066/240/066240036.php>.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *In*: Brondizio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T. (eds). IPBES Secretariat, Bonn (ISBN: 978-3-947851-20-1). <https://ipbes.net/global-assessment>.
- International Plant Nutrition Institute (IPNI) (1998). International Soil Fertility Manual (Edit: Lopes, A.S.). Second Edition, POTAFOS, Piracicaba, Brazil, p. 177.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Prepared by the Species Survival Commission (SSC): ISSG. Switzerland.
- Invasive Species Specialist Group (ISSG) (2005). Module 1: Introduction to Invasive Alien Species. <http://www.issg.org/>.

- Jamil, M.D., Waheed, M., Akhtar, S., Bangash, N., Chaudhari, S.K., Majeed, M., Hussain, M., Ali, K., Jones, D.A. (2022). Invasive plants diversity, ecological status, and distribution pattern in relation to edaphic factors in different habitat types of District Mandi Bahauddin, Punjab, Pakistan. *Sustainability*, 14: 13312. <https://doi.org/10.3390/su142013312>.
- Jesus, R.M. e Rolim, S.G. (2005). Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. *Boletim Técnico SIF*, 19. Viçosa, Minas Gerais, Brasil, p. 149.
- Kassam, A., Van Velthuize, H.T., Higgins, G.M., Christoforide, A., Voortman, R.L., Spiers, B. (1981). Assessment of land resources for rainfed crop production. Land Suitability Assessment. Volume I. Methodology and Country Results. FAO/AGOA: MOZ/75/011, Field Document n° 37, Rome.
- Keane, R.M. and Crawley, M.J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends Ecol. Evol.*, 17(4): 164-170. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(02)02499-0).
- Keller, R.P., Masoodi, A., Shackleton, R.T. (2017). The impact of invasive aquatic plants on ecosystem services and human well-being in Wular Lake, India. *Reg Environ Change*. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1232-3>.
- Klopper, R.R., Chatelain, C., Bänninger, V., Habashi, C., Steyn, H.M., de Wet, B.C., Arnold, T.H., Gautier, L., Smith, G.F., Spichiger, R. (2006). Checklist of the flowering plants of Sub-Saharan Africa. Anindex of accepted names and synonyms. South African Botanical Diversity Network Report No. 42. SABONET, Pretoria.
- Krebs, C.J. (2014). *Ecological methodology*. Third edition, New York, p. 654. <https://www.zoology.ubc.ca/~krebs/books.html>.
- Lacoul, P. and Freedman, B. (2006). Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. *Environmental Review*, 14(2): 89-136. <https://doi.org/10.1139/A06-001>.
- Lancar, L. and Krake, K. (2002). Aquatic Weeds & their Management. Weed Report: *International Commission on Irrigation and Drainage*, p. 71. https://www.icid.org/weed_report.pdf.
- Langa, S.F. (2013). Impact and control of waterweeds in the Southern Mozambique Basin rivers. 220f. PhD thesis, Rhodes University. <http://hdl.handle.net/10962/d1001905>.
- Langmaier, M. and Lapin, K. (2020). A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests. *Frontiers in Plant Science*, 11: 524969, p. 15. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.524969>.
- Lázaro-Lobo, A. and Ervin, G.N. (2019). A global examination on the differential impacts of roadsides on native vs. exotic and weedy plant species. *Glob Ecol. Conserv.*, 17: e00555. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00555>.
- Lázaro-Lobo, A. and Ervin, G.N. (2020). Native and exotic plant species respond differently to ecosystem characteristics at both local and landscape scales. *Biol. Invasions*, 23(3-51): 1-14. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02361-y>.

- Lázaro-Lobo, A., Ramirez-Reyes, C., Lucardi, R.D., Ervin, G.N. (2021). Multivariate analysis of invasive plant species distributions in southern US forests. *Landscape Ecol.*, 36(12). <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01326-3>.
- Le Maitre, D.C., Gush, M.B., Dzikiti, S. (2015). Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales. *AoB PLANTS*, 7: plv043. <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv043>.
- Leung, K., Bond, M.H., De Carrasquel, S.R., Muñoz, C., Hernández, M., Murakami, F., Yamaguchi, S., Bierbrauer, G., Singelis, T.M. (2002). Social Axioms: The Search for Universal Dimensions of General Beliefs About How the World Functions. *Journal of Cross-Cultural Psychology*, 33: 286. <https://doi.org/10.1177/0022022102033003005>.
- Levine, J.M., Adler, P.B., Yelenik, S.G. (2004). A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, 7(10): 975-989. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x>.
- Lonsdale, W.M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80(5): 1522-1536, Washington. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1522:GPOPIA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2).
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG): a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), p. 12. www.issg.org/booklet.pdf.
- Luo, M., Xiao, L., Chen, X., Lin, K., Liu, B., He, Z., Liu, J., Zheng, S. (2022). Invasive Alien Plants and Invasion Risk Assessment on Pingtan Island. *Sustainability*, 14: 923. <https://doi.org/10.3390/su14020923>.
- Mack, R.N. (1996). Biotic barriers to plant naturalization. In: Moran, V.C., Hoffman, J.H. (eds). Proceedings of the Ninth International Symposium on Biological Control of Weeds, Stellenbosch, South Africa, Rondebosch, University of Cape Town: p. 19-26. http://bugwoodcloud.org/ibiocontrol/proceedings/pdf/9_39-46.pdf.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A. (2000). Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecological Application*, 10: 689-710. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2).
- Magalhães, L.C.S. e Silva-Forsberg, M.C. (2016). Espécies Exóticas Invasoras: caracterização e ameaças aos ecossistemas. *Scientia Amazonia*, 5(1): 63-74. <http://www.scientia-amazonia.org>.
- Magombe, M. (2000). Estudo de infestantes aquáticas do Regadio de Chókwè. 92f. Trabalho de Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane.
- Magurran, A.E. (2004). Measuring Biological Diversity. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing 9600 Garsington Road, Oxford, United Kingdom. <http://www.bionica.info/Biblioteca/Magurran2004MeasuringBiological.pdf>.

- Marchante, H., Morais, M., Freitas, H., Marchante, E. (2014). Guia prático para a identificação de Plantas Invasoras em Portugal. Coimbra. Imprensa da Universidade de Coimbra, p. 207. <http://dx.doi.org/10.14195/978-989-26-0786-3>.
- Marengo, R. e Lustosa, D.C. (1997). Uso da solarização no controle de plantas invasoras na cultura da cenoura. *Pesq. Foco. São Luís.*, 5(5): 23-31. <https://www.researchgate.net/publication/309399048>.
- Marques, M.R., Vilanculos, M., Mafalacusser, J.M. (2006). Soil physics characterization of agricultural wetlands. Instituto de Investigação Agrária de Moçambique (IIAM). Direcção de Agronomia e Recursos Naturais. Departamento de Terra e Água (DTA). Maputo, Moçambique, p. 39. <https://silo.tips/download/soil-physics-characterization-of-agricultural-wetlands>.
- Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Mitchell, R.J., Goddard, D., Paterson, S., Pakeman, R.J. (2000). The Ecology of Bracken: Its Role in Succession and Implications for Control. *Annals of Botany*, 85 (Supplement B): 3-15. <https://doi.org/10.1006/anbo.1999.1054>.
- Martinez-Cillero, R., Willcock, S., Perez-Diaz, A., Joslin, E., Vergeer, P., Peh, K.S.H. (2019). A practical tool for assessing ecosystem services enhancement and degradation associated with invasive alien species. *Ecology and Evolution*, 9: 3918-3936. <https://doi.org/10.1002/ece3.5020>.
- Marzoli, A. (2007). Inventário Florestal Nacional: *Avaliação integrada das florestas de Moçambique*. Direcção Nacional de Terra e Florestas, Ministério da Agricultura, Maputo, p. 92.
- Matos, D.M. e 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. <https://www.researchgate.net/publication/309643758>.
- Mazza, G., Tricarico, E., Genovesi, P., Gherardi, F. (2014). Biological invaders are threats to human health: An overview. *Ethology Ecology e Evolution*, 26(2-3): 112-129. <https://doi.org/10.1080/03949370.2013.863225>.
- McGeoch, M.A. and Squires, Z.E. (2015). An Essential Biodiversity Variable approach to monitoring biological invasions: Guide for Countries. GEO BON Technical Series 2. <http://www.geobon.org/Downloads/reports/GEOBON/2015/MonitoringBiologicalInvasions.pdf>.
- Melo, M.S. (2004). Florística, fitossociologia e dinâmica de duas florestas secundárias antigas com história de usos diferentes no Nordeste do Pará, Brasil. 116f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. <https://doi.org/10.11606/D.11.2004.tde-14122004-111200>.
- Meyer, S.E., Callahan Jr., M.A, Stewart, J.E., Warren, S.D. (2021). Invasive Species Response to Natural and Anthropogenic Disturbance. *In: Poland, T.M., Patel-Weynand, T., Finch, D.M., Ford Miniati, C., Hayes, D.C., Lopez, V.M., eds. Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States: A Comprehensive Science Synthesis for the United States Forest Sector*. Heidelberg, Germany: Springer International Publishing: 85-110. Chapter 5. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45367-1_5.

- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005). Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC., p. 86.
<https://www.millenniumassessment.org/documents/document.354.aspx.pdf>.
- 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>.
- Moodley, D., Angulo, E., Cuthbert, R.N., Leung, B., Turbelin, A., Novoa, A., Kourantidou, M., Heringer, G., Haubrock, P.J., Renault, D., Robuchon, M., Fantle-Lepczyk, J., Courchamp, F., Diagne, C. (2022). Surprisingly high economic costs of biological invasions in protected areas. *Biol. Invasions*. <https://doi.org/10.1007/s10530-022-02732-7>.
- Moodley, D., Angulo, E., Cuthbert, R.N., Leung, B., Turbelin, A., Novoa, A., Kourantidou, M., Heringer, G., Haubrock, P.J., Renault, D., Robuchon, M., Fantle-Lepczyk, J., Courchamp, F., Diagne, C. (2021). Economic costs of biological invasions in protected areas worldwide - where do we stand? <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-289130/v1>.
- Moreira, S.N., Pott, A., Pott, V.J., Damasceno-Junior, G.A. (2011). Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian Cerrado. *Rodriguésia*, 62(4): 721-729. <https://doi.org/10.1590/s2175-78602011000400002>.
- Motzkin, G., Eberhardt, R., Hall, B., Foster, D.R., Harrod, J., MacDonald, D. (2002). Vegetation variation across Cape Cod Massachusetts: environmental and historical determinants. *Journal of Biogeography*, 29: 1439-1454. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2002.00800.x>.
- Müeller-Dombois, D. and Ellenberg, H. (1974). Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wiley and Sons, New York, p. 547. <http://dx.doi.org/10.2307/213332>.
- Munguambe, F. (2022). Comunicação pessoal (*)
- National Institute for Agricultural Research (INIA) (1995). Legend of the National Soil Map (scale 1:1.000.000). Comunicação n° 73b, Série Terra e Água. Land and Water Department (DTA). INIA/DTA. Maputo, Mozambique.

- Nentwig, W., Bacher, S., Pyšek, P., Vilà, M., Kumschick, S. (2016). The generic impact scoring system (GISS): a standardized tool to quantify the impacts of alien species. *Environ. Monit. Assess.*, 188: 315. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5321-4>.
- Nentwig, W., Kühnel, E., Bacher, S. (2010). Generic Impact-Scoring System applied to alien mammals in Europe. *Conservation Biology*, 24(1): 302-311. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01289.x>.
- Neves, E.L., Leite, K.R.B., França, F., Melo, E. (2006). Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil. *Sitientibus Série Ciências Biológicas*, 6(1): 24-29. <https://www.researchgate.net/publication/280922591>.
- Nielsen, D.L., Brock, M.A., Crossle, K., Harris, K., Healey, M., Jarosinski, I. (2003). The effects of salinity on aquatic plant germination and zooplankton hatching from two wetland sediments. *Freshwater Biol.*, 48(12): 2214-2223. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01146.x>.
- Nkuna, K.V., Visser, V., Wilson, J.R., Kumschick, S. (2018). Global environmental and socioeconomic impacts of selected alien grasses as a basis for ranking threats to South Africa. *NeoBiota*, 41: 19-65. <https://doi.org/10.3897/neobiota.41.26599>.
- Nyamuno, C., Langa, P., Chivambo, B. (1995). Planeamento do uso de terra. Inventário de uso de terra, Série Terra e Água, Comunicação n° 84b, Volume 2. Instituto Nacional de Investigação Agronómica (INIA). Departamento de Terra e Água (DTA), p. 106.
- Okoth, J.O. and Kapaata, R. (1987). A study of the resting sites of *Glossina fuscipes* (Newstead) in relation to *Lantana camara* thickets and coffee and banana plantations in the sleeping sickness epidemic focus, Busoga, Uganda. *International Journal of Tropical Insect Science*, 8(1): 57-60. <https://doi.org/10.1017/S1742758400006962>.
- Oliveira, A.A., Vicentini, A., Chave, J., Castanho, C.d.T., Davies, S. J., Martini, A.M.Z., Souza, V.C. (2014). Habitat specialization and phylogenetic structure of tree species in a coastal Brazilian white-sand forest. *Journal of Plant Ecology*, 7(2): 134-144. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtt073>.
- Oliveira, M.F. e Brighenti, A.M. (2008). Controle de Plantas Daninhas: métodos físico, mecânico, cultural, biológico e alelopatia. Embrapa, Brasília, p. 198.
- Osunkoya, O.O. and Perrett, C. (2011). *Lantana camara* L. (Verbenaceae) invasion effects on soil physicochemical properties. *Biol. Fertil. Soils*. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0513-5>.
- Paclibar, G.C.B. and Tadosa, E.R. (2019). Ecological niche modeling of invasive alien plant species in a protected landscape. *Global J. Environ. Sci. Manage.*, 5(3): 371-382. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2019.03.09>.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., Goldwasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*: 3-19. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1010034312781>.

- Pauchard, A. (2002). Alien plant species in protected areas and their matrices: Understanding invasions at multiple scales. *Graduate Student Theses, Dissertations & Professional Papers*. 9449. <https://scholarworks.umt.edu/etd/9449>.
- Pauchard, A. and Alaback, P.B. (2004). Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of south-central Chile. *Conserv. Biol.*, 18(1): 238-248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>.
- Paula, A. e Soares, J.J. (2011). Estrutura horizontal de um trecho de Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas na Reserva Biológica de Sooretama, Linhares, ES. *Floresta*, 41(2): 321-334. <https://doi.org/10.5380/ufv.v41i2.21880>.
- Pérez, G., Vilà, M., Gallardo, B. (2022). Potential impact of four invasive alien plants on the provision of ecosystem services in Europe under present and future climatic scenarios. *Ecosystem Services*, 56: 101-459. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101459>.
- Pielou, E.C. (1977). *Mathematical Ecology*. John Wiley & Sons, New York-London-Sydney-Toronto 1977. X, 385 S. <https://doi.org/10.1002/bimj.4710200616>.
- Pinheiro, C.U.B. e Linhares, J.F.P. (2019). Levantamento e mapeamento da ocorrência, identificação de espécies e avaliação de ambientes infestados por plantas invasoras na ilha de São Luís, Maranhão. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 12(4): 1484-1508. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1484-1508>.
- Plaza, P.I., Speziale, K.I., Lambertucci, S.A. (2018). Rubbish dumps as invasive plant epicentres. *Biological Invasions*, 20(9): 2277-2283. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-018-1708-1>.
- Potts, L.J., Gantz, J.D., Kawarasaki, Y., Philip, B.N., Gonthier, D.J., Law, A.D., Moe, L., Unrine, J.M., McCulley, R.L., Lee Jr., R.E., Denlinger, D.L., Teets, N.M. (2020). Environmental factors influencing fine-scale distribution of Antarctica's only endemic insect. *Oecologia*, 194: 529-539. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04714-9>.
- Pozo, R., Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M. (2011). The relative importance of natural and anthropogenic effects on community composition of aquatic macrophytes in Mediterranean ponds. *Marine and Freshwater Research*, 62(2): 101-109. <https://doi.org/10.1071/MF10125>.
- Prentis, P.J., Wilson, J.R.U, Dormontt, E.E., Richardson, D.M., Lowe, A.J. (2008). Adaptive evolution in invasive species. *Trends in Plant Science*, 13(6): 288-294. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2008.03.004>.
- Pulzatto, M.M., Cunha, E.R., Dainez-Filho, M.S., Thomaz, S.M. (2019). Association between the success of an invasive macrophyte, environmental variables and abundance of a competing native macrophyte. *Front. Plant Sci.*, 10: 514. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00514>.
- Pyšek, P., Hulme, P.E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T.M., Carlton, J.T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L.C., Genovesi, P., Jeschke, J.M., Kühn, I., Liebhold, A.M., Mandrak, N.E., Meyerson, L.A., Pauchard, A., Pergl, J., Roy, H.E., Seebens, H., Kleunen, M., Vilà, M., Wingfield, M.J.,

- Richardson, D.M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*: 1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>.
- Rai, P.K. and Singh, J.S. (2020). Invasive alien plant species: Their impact on environment, ecosystem services and human health. *Ecological Indicators*, 111: 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106020>.
- Reaser, J.K., Meyerson, L.A., Cronk, Q., De Poorter, M., Eldrege, L.G., Green, E., Kairo, M., Latasi, P., Mack, R.N., Mauremootoo, J., O'Dowd, D., Orapa, W., Sastroutomo, S., Saunders, A., Shine, C., Thrainsson, S., Vaiutu, L. (2007). Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34(2): 1-14. <http://dx.doi.org/10.1017/s0376892907003815>.
- Reddy, S.J. (1984). General Climate of Mozambique. Comunicação n° 19a, Série Terra e Água. Instituto Nacional de Investigação Agronómica (INIA). Departamento de Terra e Água (DTA), p. 45.
- Richardson, D.M. and Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invisibility. *Progress in Physical Geography*, 30(3): 409-431. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr>.
- Richardson, D.M. and van Wilgen, B.W. (2004). Invasive alien plants in South Africa: How well do we understand the ecological impacts? *South African Journal of Science*, 100(1): 45-52. <https://doi.org/10.10520/EJC96214>.
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P., Hobbs, R.J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13: 126-139. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00314.x>.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>.
- Rocha, R. de O. e Rocha, M.B. (2019). Levantamento de Espécies Exóticas em Unidades de Conservação: o Caso do Estado do Rio de Janeiro. *Res. Soc. Dev.*, 8(10): e408101406. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i10.1406>.
- Rolon, A.S. and Maltchik, L. (2006). Environmental Factors as Predictors of Aquatic Macrophyte Richness and Composition in Wetlands of Southern Brazil. *Hydrobiologia*, 556: 221-231. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1364-1>.
- Rosário, N.M. (2020). Desenvolvimento e agricultura na região do Regadio do Baixo Limpopo, Gaza/Moçambique: História, situação atual e perspectivas. 219f. Tese de Doutorado em Desenvolvimento Rural. Faculdade de Ciências Econômicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/212968>.

- Rumlerová Z., Vilà, M., Pergl, J., Nentwig, W., Pyšek, P. (2016). Scoring environmental and socioeconomic impacts of alien plants invasive in Europe. *Biological Invasions*, 18(12): 3697-3711. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1259-2>.
- Russel, J.C., Meyer, J., Holmes, N.D., Pagad, S. (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, 44(4): 359-370. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000297>.
- Sabino, J.H.F., Cotarelli, V.M., Siqueira Filho, J.A.S., Campelo, M.J.A. (2015). Riqueza, composição florística, estrutura e formas biológicas de macrófitas aquáticas em reservatórios do semiárido nordestino. *Natureza on line*, 13(4): 184-194. <https://www.researchgate.net/publication/345436242>.
- Sampaio, A.B. e Schmidt, I.B. (2013). Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(2): 32-49. <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v%25vi%25i.351>.
- Sandvik, H., Hilmo, O., Finstad, A.G., Hegre, H., Moen, T.L., Rafoss, T., Skarpaas, O., Elven, R., Sandmark, H., Gederaas, L. (2019). Generic ecological impact assessment of alien species (GEIAA): the third generation of assessments in Norway. *Biol. Invasions*, 21: 2803-2810. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02033-6>.
- Santos, A.I. e Calafate, L. (2018). Espécies Invasoras. *Rev. Ciência Elem.*, 6(1): 004, p. 1-6. <https://doi.org/10.24927/rce2018.004>.
- Scalera, R., Genovesi, P., Essl, F., Rabitsch, W. (2012). The impacts of invasive alien species in Europe. European Environment Agency. EEA Technical report n^o. 16/2012. <https://doi.org/10.2800/65864>.
- Shackleton, R.T., Shackleton, C.M., Kull, C.A. (2019). The role of invasive alien species in shaping local livelihoods and human well-being: A review. *Journal of Environmental Management*, p. 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.007>.
- Shackleton, R.T., Witt, A.B.R., Piroris, F.M., van Wilgen, B.W. (2017). Distribution and socioecological impacts of the invasive alien cactus *Opuntia stricta* in eastern Africa. *Biol. Invasions*, 19: 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1453-x>.
- Sharma, G.P., Singh, J.S., Raghubanshi, A.S. (2015). Plant invasions: emerging trends and future implications. *Current Science*, 88: 726-734. <https://www.researchgate.net/publication/225039760>.
- Shea, K. and Chesson, P. (2002). Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and 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).
- Shivambu, T.C., Shivambu, N., Downs, C.T. (2020). Impact assessment of seven alien invasive bird species already introduced to South Africa. *Biological Invasions*, 22(6): 1829-1847. <https://doi.org/10.1007/s10530-020-02221-9>.

- Simberloff, D. (2009). The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1): 81-102. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304>.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J.A., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions – What's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 58-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>.
- Smith, R.L. and Smith, T.M. (2001). *Ecology and field biology*. Sixth Edition, An imprint of Addison Wesley Longman, Inc. USA.
- Soti, P.G., Purcell, M., Jayachandran, K. (2020). Soil biotic and abiotic conditions negate invasive species performance in native habitat. *Ecological Processes*, 9: 18. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00220-1>.
- Spiers, B. (1984). Textos sobre Levantamentos de Recursos Naturais e Avaliação da Terra: 1º Curso intensivo de Formação Profissional, Avaliação da Terra. Documento Interno nº 02, Volume 3. Instituto Nacional de Investigação Agronómica (INIA), Maputo.
- Syliver, B., Ribeiro, N., Cavane, E., Salimo, M. (2020). Abundance, distribution and ecological impacts of invasive plant species in Maputo Special Reserve, Mozambique. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 12(4): 305-315. <http://dx.doi.org/10.5897/IJBC2020.1428>.
- Tamele, C. (2002). Contribuição para o estudo dos macrófitos aquáticos nas principais bacias hidrográficas da Província de Maputo. 81f. Tese de Licenciatura. Universidade Eduardo Mondlane. Maputo.
- Terblanche, C., Liversage, T., Nicolau, D., Bila, S., Nazerali, S., Costa., H., Duarte, E. (2022). Assessment of Invasive Species Status and Development of a Restoration Strategy & Management Plan for Maputo National Park (MNP), Mozambique. Colterra, BIOFUND, WCS. Maputo, Mozambique, p. 70. <https://www.biofund.org.mz/>.
- The International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2013). Invasive plants affecting Protected Areas of West Africa – management for reduction of risk for Biodiversity. Ouagadougou, Burkina Faso. IUCN/PACO, p. 84. <https://papaco.org/wp-content/uploads/2015/08/Invasive-plants-study.pdf>.
- The International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2017). The IUCN Red List of Threatened Species (V2017-3). IUCN, Gland, Switzerland, www.iucnredlist.org. Accessed on 14/12/2020.
- The R Development Team (2008). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (Vol. 2). <http://www.gnu.org/copyleft/gpl.html>.
- Thiele, J. (2017). Modelling invasion processes and impacts of non-native plant species at multiple scales. 138f. PhD thesis. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14824.29448>.

- Timsina, B., Shrestha, B.B., Rokaya, M.B., Münzbergová, Z. (2011). Impact of *Parthenium hysterophorus* L. invasion on plant species composition and soil properties of grassland communities in Nepal. *Flora*, 206(3): 233-240. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.09.004>.
- Tiwari, S., Adhikari, B., Siwakoti, M., Subedi, K. (2005). An Inventory and Assessment of Invasive Alien Plant Species of Nepal. IUCN-The World Conservation Union, Nepal, p. 114. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2005-054.pdf>.
- Tomo, L. (1996). Estudo das pastagens naturais em duas zonas do sector privado no distrito de Boane: *Análise florística-ecológica e determinação da produtividade das pastagens naturais*. 72f. Trabalho de diploma para obtenção do grau de licenciatura em agronomia. Universidade Eduardo Mondlane.
- Tu, M. (2009). Assessing and managing invasive species within protected areas. A quick guide series for protected areas practitioners. Editor, J. Ervin. Arlington, VA. The Nature Conservancy, p. 40. <https://www.gisp.org/whatsnew/docs/IAS&protectedareas.pdf>.
- Tuomisto, H. e Ruokolainen, K. (1994). Distribution of Pteridophyta and Melastomataceae along an edaphic gradient in an Amazonian rain forest. *Journal of Vegetation Science*, 5(1): 25-34. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00571.x>.
- United States Agency for International Development (USAID) (2011). Livelihoods Baseline Profiles: Limpopo Basin, Mozambique. A special report by the famine early warning systems network (Fews Net), p. 71. <https://fews.net/southern-africa/mozambique/livelihood-baseline/november-2011>.
- United States Agency for International Development (USAID) (2017). Vulnerability, impact and adaptation assessment in the east Africa region. Terrestrial ecosystems, including forestry, wildlife, and tourism – future impacts from climate change, p. 70. https://www.climatelinks.org/sites/default/files/asset/document/2017_USAID-PREPARED-TetraTech_Vulnerability-Impacts-Adaptation-Assessment-East-Africa-Ecosystems-Forests.pdf.
- Van Oudtshoorn, F. (2002). Guide to Grasses of Southern Africa. Briza Publications, Pretoria, South Africa, p. 288.
- Van Wilgen, B.W., Measey, J., Richardson, D.M., Wilson, J.R., Zengeya, T.A. (2020). Biological Invasions in South Africa. *Springer Series in Invasion Ecology*, 14: 26-972. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-32394-3>.
- Van Wyk, B. and van Wyk, P. (2013). Field Guide to Trees of Southern Africa. Struik Publishers. Pretoria, p. 526.
- Vilà, M., Ewald, W., D'Antonio, C.M. (2000). Conservation implications of invasion by plant hybridization. *Biological Invasions*, 2: 207-217. <https://doi.org/10.1023/A:1010003603310>.
- Vonlanthen, C.M., Kammer, P.M., Eugster, W., Bühler, A., Veit, H. (2006). Alpine vascular plant species richness: the importance of daily maximum temperature and pH. *Plant Ecology*, 184:13-25. <https://doi.org/10.1007/s11258-005-9048-5>.

- Wamelink, G.W.W., van Dobben, H.F., Goedhart, P.W., Jones-Walters, L.M. (2018). The Role of Abiotic Soil Parameters as a Factor in the Success of Invasive Plant Species. *Emerging Science Journal*, 2(6): 308. <https://doi.org/10.28991/esj-2018-01155>.
- WCS, Governo de Moçambique, USAID (2021). Áreas-chave para a Biodiversidade (KBAs) identificadas em Moçambique: Lista Vermelha de espécies ameaçadas e ecossistemas, identificação e mapeamento de áreas-chave para a biodiversidade (KBAs) em Moçambique. Fichas Técnicas, p. 70. <https://sibmoz.gov.mz/key-biodiversity-areas/>.
- Weidenhamer, J.D. and Callaway, R.M. (2010). Direct and Indirect Effects of Invasive Plants on Soil Chemistry and Ecosystem Function. *J. Chem. Ecol.*, 36(1): 59-69. <https://doi.org/10.1007/s10886-009-9735-0>.
- Westgate, M.J., Barton, P.S., Lane, P.W., Lindenmayer, D.B. (2014). Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships. *Nature Communications*, 5: 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms4899>.
- Wetzel, R.G. (2001). *Limnology: lake and river ecosystems*, 3rd ed. Academic Press, San Diego, p. 1006.
- Williamson, M. and Brown, K.C. (1986). The analysis and modelling of British invasions (and discussion). *Philosophical Transactions of the Royal Society London B* 314, 505-21. <https://doi.org/10.1098/rstb.1986.0070>.
- Witt, A. and Luke, Q. (2017). Guide to the naturalized and invasive plants of Eastern Africa. CABI International, Wallingford, UK, p. 608. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20173158959>.
- Wittenberg, R. and Cock, M.J.W. (2001). Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices. Oxfordshire: CABI Bioscience, Campus International de Baillarguet, p. 228. <https://doi.org/10.1079/9780851995694.0000>.
- Wright, S.J. (1992). Seasonal drought, soil fertility and the species density of tropical forest plant communities. *Trends Ecol. Evol.*, 7(8): 260-263. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(92\)90171-7](https://doi.org/10.1016/0169-5347(92)90171-7).
- Yu, H.W., Shen, N., Yu, D., Liu, C. (2019). Clonal integration increases growth performance and expansion of *Eichhornia crassipes* in littoral zones: A simulation study. *Environmental and Experimental Botany*, 159: 13-22. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2018.12.008>.
- Zani, L.B., Sarnaglia-Junior, V.B., Gomes, J.M.L., Thomaz, L.D. (2012). Estrutura de um fragmento de Floresta Atlântica em regeneração com ocorrência de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil). *Biotemas*, 25 (4): 75-89. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n4p75>.
- Zavale, R.F. (2018). Levantamento fitossociológico ao longo da estrada circular de Maputo. 77f. Projecto de final do curso de licenciatura em Engenharia Agrónomica. Universidade Eduardo Mondlane.
- Zenni, R.D., Essl, F., García-Berthou, E., McDermott, S.M. (2021). The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota*, 67: 1-9. <https://doi.org/10.3897/neobiota.67.69971>.

- Zhang, Q., Wang, J., Wang, Q. (2021). Effects of abiotic factors on plant diversity and species distribution of alpine meadow plants. *Ecological Informatics*, 61: 101-210. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101210>.
- Ziller, S.R. (2001). Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. Instituto para o Desenvolvimento de Energias Alternativas e da Autosustentabilidade (Ideas) PR. *Ciência Hoje*, 30(178): 77-79. <http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/cienhojedez2001.pdf>.
- Ziller, S.R. e Dechoum, M. (2010). Espécies exóticas invasoras: o que são, quem são e o que fazer? <https://www.researchgate.net/publication/282294856>.
- Ziller, S.R. e Galvão, F. (2002). A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *Pinus taeda*. *Floresta*, 32(1). <https://doi.org/10.5380/ufv.v32i1.2348>.
- Ziller, S.R. e Zalba, S. (2007). Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. *Natureza e Conservação*, 5(2): 8-15.
- Ziller, S.R., Dechoum, M.S., Silveira, R.A.D., Rosa, H.M., Motta, M.S., Silva, L.F. da, Oliveira, C.M., Zenni, R.D. (2020). A priority-setting scheme for the management of invasive non-native species in protected areas. *NeoBiota*, 62: 591-606. <http://dx.doi.org/10.3897/neobiota.62.52633>.

(* Francisco Munguambe (Docente Assistente e Investigador) Protecção vegetal, Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, Universidade Eduardo Mondlane, Av. Julius Nyerere, Edifício No. 1, Campus Universitário Principal, Maputo, Moçambique. E-mail: munguambe2009@gmail.com.

ANEXOS

A. Ficha de colecta de dados para plantas aquáticas

Província: _____	Distrito: _____	Posto Administrativo: _____
Localidade: _____	Povoado: _____	Coordenadas geográficas:
Nome do observador: _____		Latitude: _____
Nº de parcela: _____	Nº de quadrícula: _____	pH: ___ CE: ___
Povoado: _____		Longitude: _____
Topografia: _____	Tipo de solo: _____	Altitude: _____
Inventário nº: _____		Data (dd/mm/aa): ___/___/2022

No	Nome científico da espécie (vernacular)	Abundância	Cobertura	Sociabilidade
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				
15				
16				
17				
18				
19				
20				

Observações:	Tipo de solo:	Abundância
<i>Factores ecológicos:</i>	1. Arenoso	1. Sem (0 plantas/m ²)
_____	2. Arenoso fase dunar	2. Rara (1 a 5)
_____	3. Aluviões argilosos	3. Pouco (6 a 14)
_____	4. Aluviões turfosos	4. Comum (15 a 29)
_____	5. Dunas costeiras	5. Abundante: (30 a 99)
	6. Outros	6. M. abundante: (+ 100)

Outras observações:	Cobertura:	Sociabilidade:
<i>Tipo de área:</i>	1 – 1 a 5%	1 – Indivíduos isolados
<i>(Agrícola ou abandonada, Pastagem, Berma da estrada, Floresta)</i>	2 – 6 a 25%	2 – Grupos ou tufos
_____	3 – 26 a 50%	3 – Manchas
_____	4 – 51 a 75%	4 – Pequenas colónias ou tapetes
	5 – 76 a 100%	5 – Povoamentos densos

B. Ficha de colecta de dados para a vegetação terrestre

Província: _____ Distrito: _____ Posto Administrativo: _____
 Localidade: _____ Povoado: _____ Coordenadas geográficas: _____
 Nome do observador: _____ Latitude: _____
 N° de parcela: _____ N° de quadrícula: _____ Longitude: _____
 Povoado: _____ Altitude: _____
 Topografia: _____ Declividade: _____ Tipo de solo: _____
 Inventário n°: _____ Data (dd/mm/aa): ____/____/2022

No	Nome científico da espécie (vernacular)	DAP (> 5 cm)			Altura (m)	Sociabilidade
		1	2	3		
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						
14						
15						
16						
17						
18						
19						
20						
21						
22						

Observações:

1. Cobertura da copa: Densa (D), aberta (A), rala (R)

2. Tipo de vegetação:

De altitude ()
 Herbácea ()
 Arbustiva ()
 Floresta latifoliada sempre-verde ()
 Floresta de savana de acácias ()
 Floresta mista ()
 Floresta decídua ()
 Floresta semi-Decídua ()
 Plantio florestal ()
 Semi-árido ()

3. Características da comunidade

Dominante (D)
 Abundante (Ab)
 Comum (C), Raro (R)
 Muito raro (MR)
 Ausente (A)
 Árvores ()
 Lianas ()
 Arbustos ()
 Gramíneas ()
 Suculentas ()
 Trepadeiras ()
 Líquenes ()

4. Caracterização das folhas do estrato arbóreo

Folhas largas ()
 Palmáceas ()
 Aciculadas ()
 Esclerófilas ()
 Outras ()

5. Condição sazonal das folhas do estrato arbóreo

Folhas verdes ()
 Folhas amareladas ()
 Folhas avermelhadas ()
 Desfolhadas ()
 Brotando ()
 Florescendo ()
 Frutificando ()
 Caindo sementes ()

Sociabilidade

1. Indivíduos isolados
 2. Grupos ou tufos
 3. Manchas
 4. Pequenas colónias ou tapetes
 5. Povoamentos densos

C. Caracterização das plantas invasoras inventariadas no Distrito de Xai-Xai quanto aos valores dos parâmetros fitossociológicos: Ab (abundância), FA (frequência absoluta), FR (frequência relativa), Cob (Cobertura), VCob (valor de densidade cobertura), CobR (cobertura relativa) IVI (índice de valor de importância)

No	Nome científico da espécie	Ab	FA	FR	Cob	VCob	CobR	IVI
1	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	3	37,04	6,10	3	38	6,42	6,26
2	<i>Commelina benghalensis</i> L.	3	29,63	4,88	3	38	6,42	5,65
3	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	3	51,85	8,54	2	16	2,70	5,62
4	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	3	25,93	4,27	3	38	6,42	5,34
5	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	3	48,15	7,93	2	16	2,70	5,31
6	<i>Phragmites mauritianus</i> Kunth	3	48,15	7,93	2	16	2,70	5,31
7	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	3	18,52	3,05	3	38	6,42	4,73
8	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	4	40,74	6,71	2	16	2,70	4,71
9	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	2	14,81	2,44	3	38	6,42	4,43
10	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	3	29,63	4,88	2	16	2,70	3,79
11	<i>Ricinus communis</i> L.	2	25,93	4,27	2	16	2,70	3,49
12	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	3	22,22	3,66	2	16	2,70	3,18
13	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	3	29,63	4,88	1	3	0,51	2,69
14	<i>Cyperus articulatus</i> L.	2	14,81	2,44	2	16	2,70	2,57
15	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	2	11,11	1,83	2	16	2,70	2,27
16	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	2	11,11	1,83	2	16	2,70	2,27
17	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	2	7,41	1,22	2	16	2,70	1,96
18	<i>Typha latifolia</i> L.	2	7,41	1,22	2	16	2,70	1,96
19	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
20	<i>Cyperus compressus</i> L.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
21	<i>Cyperus esculentus</i> L.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
22	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
23	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
24	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
25	<i>Mimosa pigra</i> L.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
26	<i>Portulaca oleracea</i> L.	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
27	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	1	3,70	0,61	2	16	2,70	1,66
28	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	2	11,11	1,83	1	3	0,51	1,17
29	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	2	7,41	1,22	1	3	0,51	0,86
30	<i>Pistia stratiotes</i> L.	2	7,41	1,22	1	3	0,51	0,86
31	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	2	7,41	1,22	1	3	0,51	0,86
32	<i>Solanum nigrum</i> L.	2	7,41	1,22	1	3	0,51	0,86
33	<i>Carex pendula</i> Huds.	2	7,41	1,22	1	3	0,51	0,86
34	<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
35	<i>Achyranthes aspera</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
36	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
37	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
38	<i>Chloris gayana</i> Kunt	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
39	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosy. & Clem.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
40	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
41	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
42	<i>Hibiscus cannabinus</i> (L.) Kenaf	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
43	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
44	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
45	<i>Lantana camara</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
46	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
47	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
48	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
49	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
50	<i>Tithonia rotundifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	1	3,70	0,61	1	3	0,51	0,56
Total		-	607,41	100	-	592	100	100

D. Caracterização das plantas invasoras inventariadas no Distrito de Chongoene quanto aos valores dos parâmetros fitossociológicos: Ab (abundância), FA (frequência absoluta), FR (frequência relativa), Cob (Cobertura), VCob (valor de densidade cobertura), CobR (cobertura relativa) IVI (índice de valor de importância)

No	Nome científico da espécie	Ab	FA	FR	Cob	VCob	CobR	IVI
1	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	3	30	5,22	3	38	11,24	8,23
2	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	3	85	14,78	1	3	0,89	7,84
3	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	1	15	2,61	3	38	11,24	6,93
4	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	1	10	1,74	3	38	11,24	6,49
5	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	1	5	0,87	3	38	11,24	6,06
6	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	3	55	9,57	1	3	0,89	5,23
7	<i>Commelina benghalensis</i> L.	3	30	5,22	2	16	4,73	4,98
8	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	2	25	4,35	2	16	4,73	4,54
9	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	1	10	1,74	2	16	4,73	3,24
10	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	3	30	5,22	1	3	0,89	3,05
11	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	1	5	0,87	2	16	4,73	2,80
12	<i>Mimosa pigra</i> L.	1	5	0,87	2	16	4,73	2,80
13	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	1	5	0,87	2	16	4,73	2,80
14	<i>Xanthium strumarium</i> L.	2	25	4,35	1	3	0,89	2,62
15	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	2	20	3,48	1	3	0,89	2,18
16	<i>Phragmites mauritanus</i> Kunth	2	20	3,48	1	3	0,89	2,18
17	<i>Ricinus communis</i> L.	2	20	3,48	1	3	0,89	2,18
18	<i>Cyperus articulatus</i> L.	1	15	2,61	1	3	0,89	1,75
19	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	1	15	2,61	1	3	0,89	1,75
20	<i>Pistia stratiotes</i> L.	1	15	2,61	1	3	0,89	1,75
21	<i>Tithonia rotundifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	1	15	2,61	1	3	0,89	1,75
22	<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	1	10	1,74	1	3	0,89	1,31
23	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	1	10	1,74	1	3	0,89	1,31
24	<i>Hibiscus cannabinus</i> (L.) Kenaf	1	10	1,74	1	3	0,89	1,31
25	<i>Solanum nigrum</i> L.	1	10	1,74	1	3	0,89	1,31
26	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	1	10	1,74	1	3	0,89	1,31
27	<i>Achyranthes aspera</i> L.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
28	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
29	<i>Bidens pilosa</i> L.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
30	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
31	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
32	<i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
33	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
34	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
35	<i>Lantana camara</i> L.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
36	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
37	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
38	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
39	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
40	<i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
41	<i>Cassytha filiformis</i> L.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
42	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
43	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	1	5	0,87	1	3	0,89	0,88
Total		-	575	100	-	338	100	100

E. Caracterização das plantas invasoras inventariadas no Distrito de Chibuto quanto aos valores dos parâmetros fitossociológicos: Ab (abundância), FA (frequência absoluta), FR (frequência relativa), Cob (Cobertura), VCob (valor de densidade cobertura), CobR (cobertura relativa) IVI (índice de valor de importância)

No	Nome científico da espécie	Ab	FA	FR	Cob	VCob	CobR	IVI
1	<i>Phragmites mauritianus</i> Kunth	3	57,14	18,18	2	16	18,82	18,50
2	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	3	42,86	13,64	2	16	18,82	16,23
3	<i>Argemone mexicana</i> L.	2	28,57	9,09	2	16	18,82	13,96
4	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	1	14,29	4,55	2	16	18,82	11,68
5	<i>Typha latifolia</i> L.	3	42,86	13,64	1	3	3,53	8,58
6	<i>Xanthium strumarium</i> L.	2	42,86	13,64	1	3	3,53	8,58
7	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	1	28,57	9,09	1	3	3,53	6,31
8	<i>Commelina benghalensis</i> L.	1	14,29	4,55	1	3	3,53	4,04
9	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	1	14,29	4,55	1	3	3,53	4,04
10	<i>Urena lobata</i> L.	1	14,29	4,55	1	3	3,53	4,04
11	<i>Urochloa panicoides</i> P. Beauv.	1	14,29	4,55	1	3	3,53	4,04
Total		-	314,29	100	-	85	100	100

F. Caracterização das plantas invasoras inventariadas no Distrito de Limpopo quanto aos valores dos parâmetros fitossociológicos: Ab (abundância), FA (frequência absoluta), FR (frequência relativa), Cob (Cobertura), VCob (valor de densidade cobertura), CobR (cobertura relativa) IVI (índice de valor de importância)

No	Nome científico da espécie	Ab	FA	FR	Cob	VCob	CobR	IVI
1	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	3	34,48	5,95	3	38	9,48	7,71
2	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	4	58,62	10,12	2	16	3,99	7,05
3	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	2	20,69	3,57	3	38	9,48	6,52
4	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	2	17,24	2,98	3	38	9,48	6,23
5	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	3	37,93	6,55	2	16	3,99	5,27
6	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	3	51,72	8,93	1	3	0,75	4,84
7	<i>Cyperus articulatus</i> L.	2	27,59	4,76	2	16	3,99	4,38
8	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	2	27,59	4,76	2	16	3,99	4,38
9	<i>Typha latifolia</i> L.	2	24,14	4,17	2	16	3,99	4,08
10	<i>Phragmites mauritianus</i> Kunth	3	41,38	7,14	1	3	0,75	3,95
11	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	2	20,69	3,57	2	16	3,99	3,78
12	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	2	20,69	3,57	2	16	3,99	3,78
13	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	2	20,69	3,57	2	16	3,99	3,78
14	<i>Commelina benghalensis</i> L.	2	17,24	2,98	2	16	3,99	3,48
15	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	2	27,59	4,76	1	3	0,75	2,76
16	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	1	6,90	1,19	2	16	3,99	2,59
17	<i>Mimosa pigra</i> L.	1	6,90	1,19	2	16	3,99	2,59
18	<i>Cyperus esculentus</i> L.	1	3,45	0,60	2	16	3,99	2,29
19	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	1	3,45	0,60	2	16	3,99	2,29
20	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	1	3,45	0,60	2	16	3,99	2,29
21	<i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.	1	3,45	0,60	2	16	3,99	2,29
22	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	1	3,45	0,60	2	16	3,99	2,29
23	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	2	20,69	3,57	1	3	0,75	2,16
24	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	2	13,79	2,38	1	3	0,75	1,56
25	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	1	13,79	2,38	1	3	0,75	1,56
26	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	1	10,34	1,79	1	3	0,75	1,27
27	<i>Solanum nigrum</i> L.	1	10,34	1,79	1	3	0,75	1,27
28	<i>Dactyloctenium australe</i> Steud.	1	6,90	1,19	1	3	0,75	0,97
29	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch.	1	6,90	1,19	1	3	0,75	0,97
30	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	1	6,90	1,19	1	3	0,75	0,97
31	<i>Achyranthes aspera</i> L.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
32	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
33	<i>Bidens pilosa</i> L.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
34	<i>Canna indica</i> L.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
35	<i>Cucumis anguria</i> L.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
36	<i>Jasminum fluminense</i> Vell.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
37	<i>Nidorella resedifolia</i> DC.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
38	<i>Pistia stratiotes</i> L.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67

39	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
40	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
41	<i>Xanthium strumarium</i> L.	1	3,45	0,60	1	3	0,75	0,67
Total		-	579,31	100	-	401	100	100

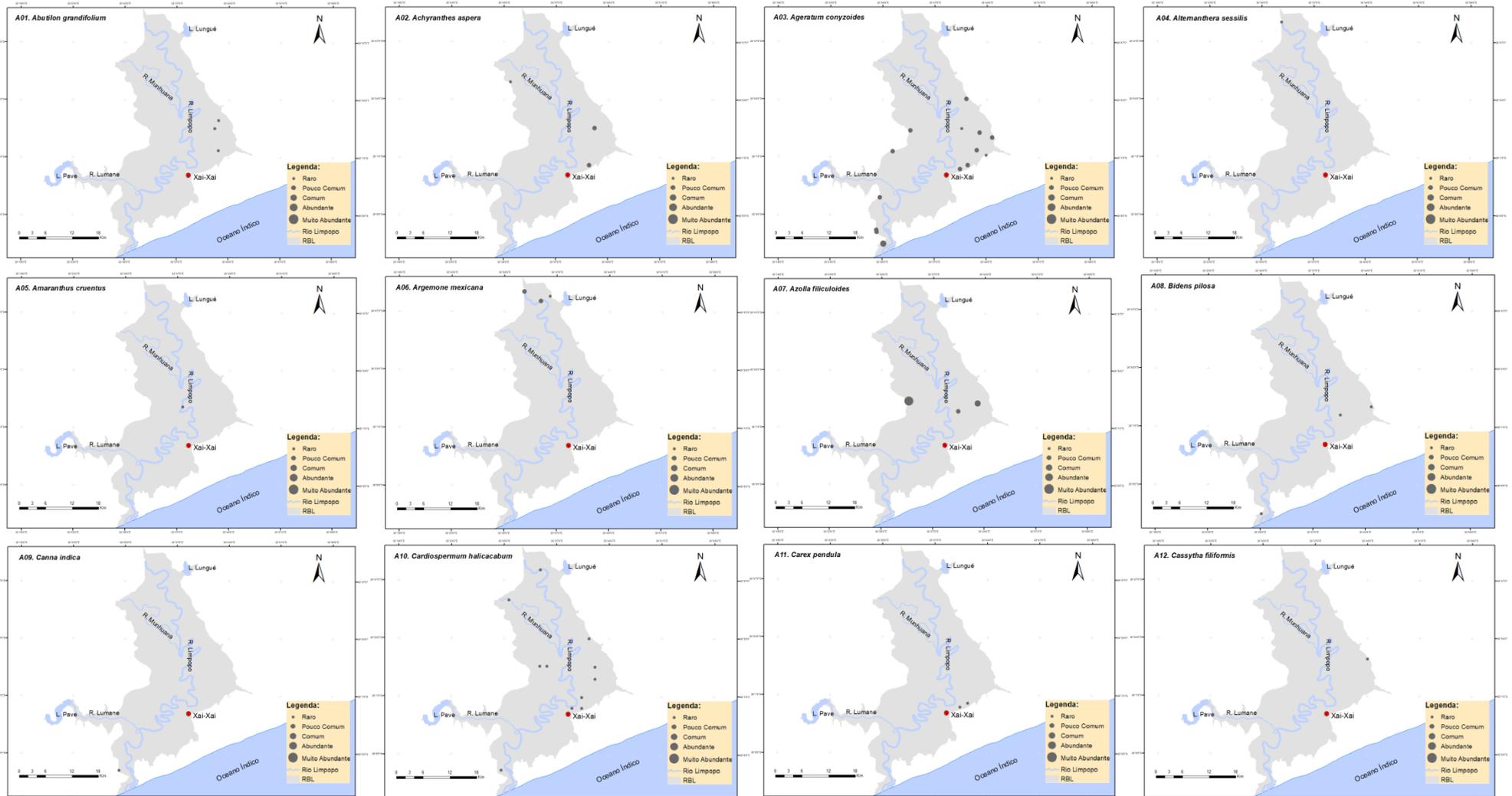
G. Índices de diversidade de espécies

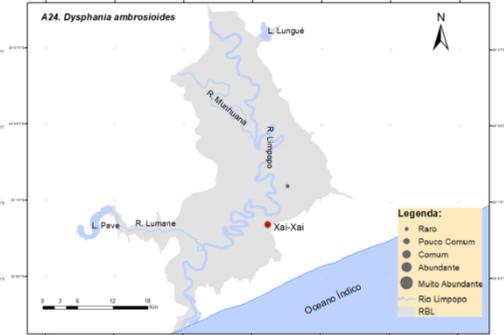
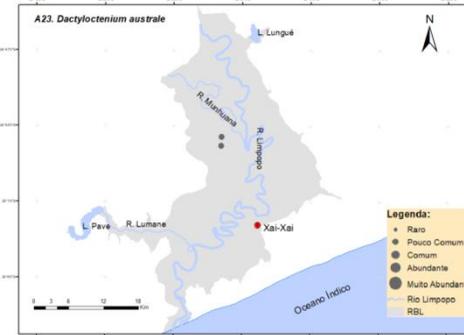
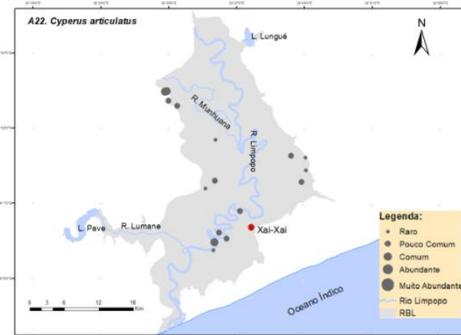
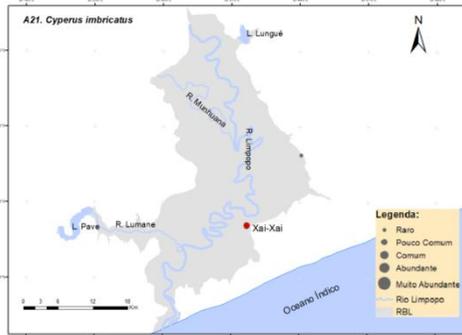
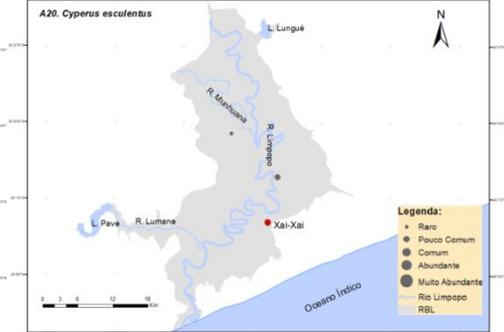
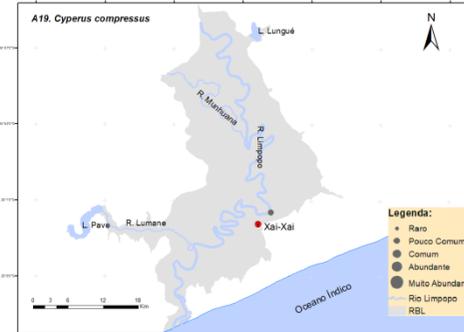
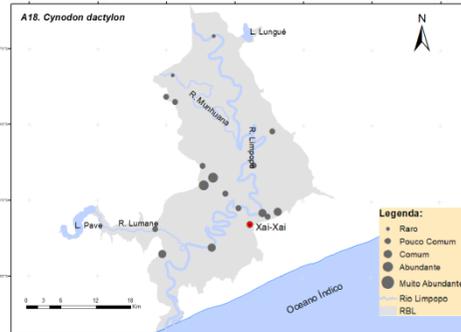
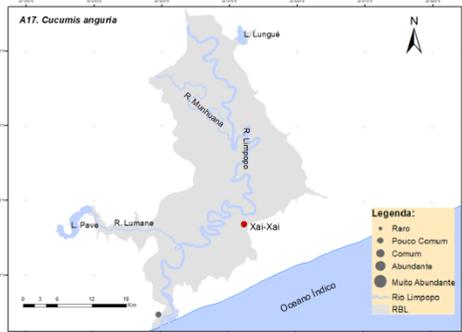
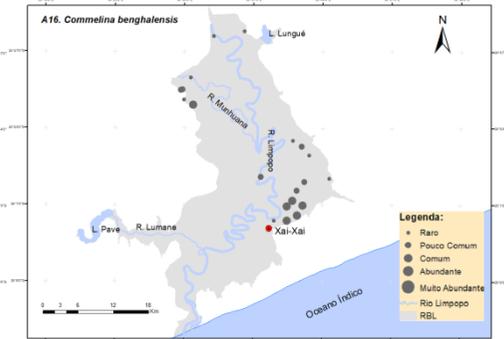
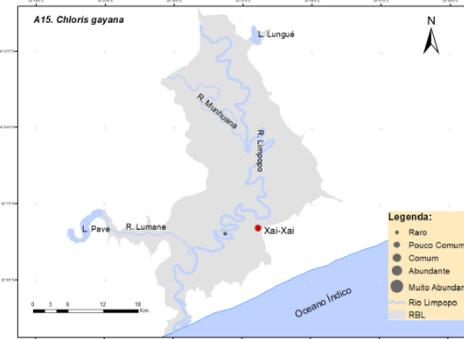
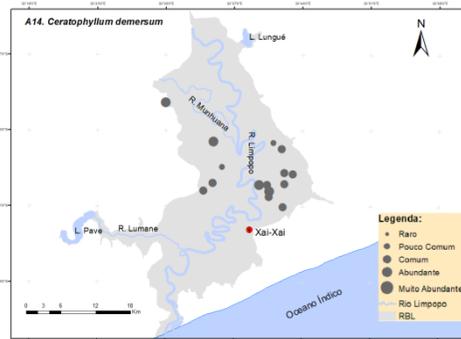
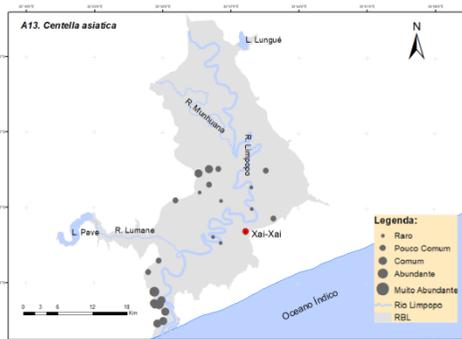
No	Nome científico da espécie	ni	ni/N=pi	log(pi)	pi log (pi)	pi^2
1	<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	5	0.00245	-8.67313	-0.02125	0.00001
2	<i>Achyranthes aspera</i> L.	10	0.00490	-7.67313	-0.03759	0.00002
3	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	38	0.01862	-5.74713	-0.10700	0.00035
4	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	2	0.00098	-9.99506	-0.00979	0.00000
5	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
6	<i>Argemone mexicana</i> L.	9	0.00441	-7.82514	-0.03451	0.00002
7	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	14	0.00686	-7.18771	-0.04930	0.00005
8	<i>Bidens pilosa</i> L.	2	0.00098	-9.99506	-0.00979	0.00000
9	<i>Canna indica</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
10	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	14	0.00686	-7.18771	-0.04930	0.00005
11	<i>Carex pendula</i> Huds.	2	0.00098	-9.99506	-0.00979	0.00000
12	<i>Cassipoupa filiformis</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
13	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	71	0.03479	-4.84531	-0.16855	0.00121
14	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	60	0.02940	-5.08817	-0.14958	0.00086
15	<i>Chloris gayana</i> Kunt	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
16	<i>Commelina benghalensis</i> L.	121	0.05928	-4.07620	-0.24166	0.00351
17	<i>Cucumis anguria</i> L.	2	0.00098	-9.99506	-0.00979	0.00000
18	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	59	0.02891	-5.11242	-0.14779	0.00084
19	<i>Cyperus compressus</i> L.	3	0.00147	-9.41010	-0.01383	0.00000
20	<i>Cyperus esculentus</i> L.	4	0.00196	-8.99506	-0.01763	0.00000
21	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	3	0.00147	-9.41010	-0.01383	0.00000
22	<i>Cyperus articulatus</i> L.	66	0.03234	-4.95067	-0.16009	0.00105
23	<i>Dactyloctenium australe</i> Steud.	16	0.00784	-6.99506	-0.05484	0.00006
24	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clem.	2	0.00098	-9.99506	-0.00979	0.00000
25	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	16	0.00784	-6.99506	-0.05484	0.00006
26	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	250	0.12249	-3.02928	-0.37105	0.01500
27	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	86	0.04214	-4.56880	-0.19251	0.00178
28	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
29	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	2	0.00098	-9.99506	-0.00979	0.00000
30	<i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
31	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
32	<i>Hibiscus cannabinus</i> (L.) Kenaf	4	0.00196	-8.99506	-0.01763	0.00000
33	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch.	8	0.00392	-7.99506	-0.03134	0.00002
34	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	121	0.05928	-4.07620	-0.24166	0.00351
35	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	5	0.00245	-8.67313	-0.02125	0.00001
36	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	18	0.00882	-6.82514	-0.06019	0.00008
37	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	3	0.00147	-9.41010	-0.01383	0.00000
38	<i>Jasminum fluminense</i> Vell.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
39	<i>Lantana camara</i> L.	3	0.00147	-9.41010	-0.01383	0.00000
40	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
41	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	36	0.01764	-5.82514	-0.10275	0.00031
42	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
43	<i>Mimosa pigra</i> L.	10	0.00490	-7.67313	-0.03759	0.00002
44	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	71	0.03479	-4.84531	-0.16855	0.00121
45	<i>Nidorella resedifolia</i> DC.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
46	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	4	0.00196	-8.99506	-0.01763	0.00000
47	<i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
48	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	75	0.03675	-4.76624	-0.17514	0.00135
49	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
50	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	32	0.01568	-5.99506	-0.09399	0.00025
51	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	12	0.00588	-7.41010	-0.04357	0.00003

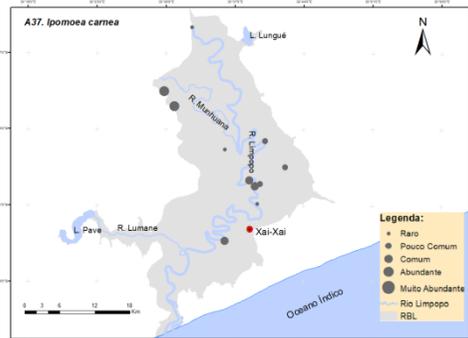
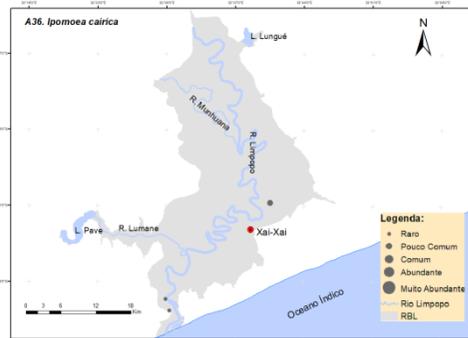
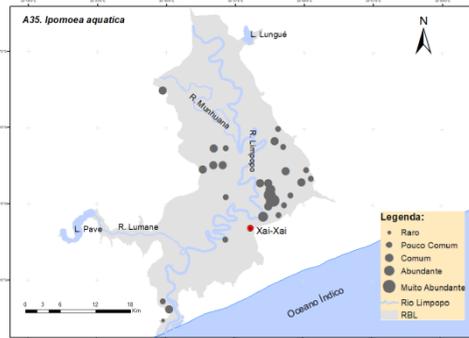
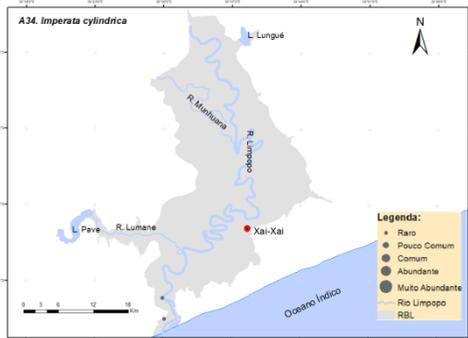
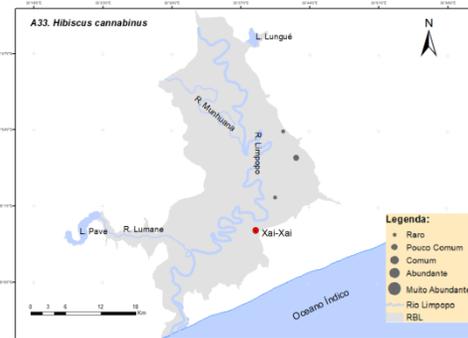
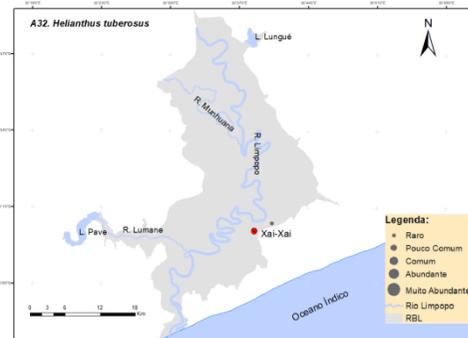
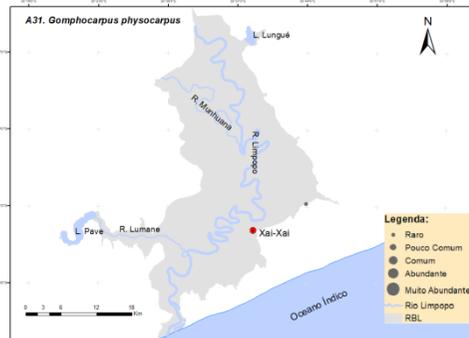
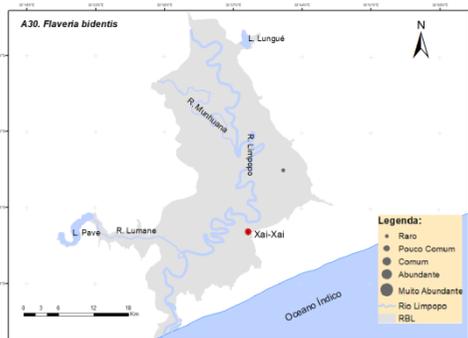
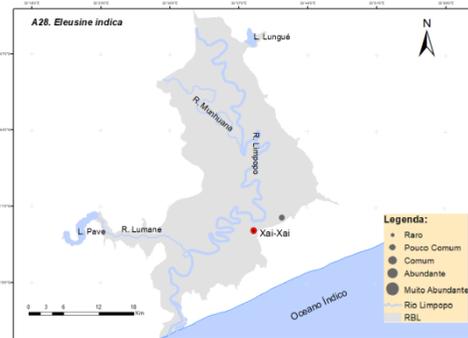
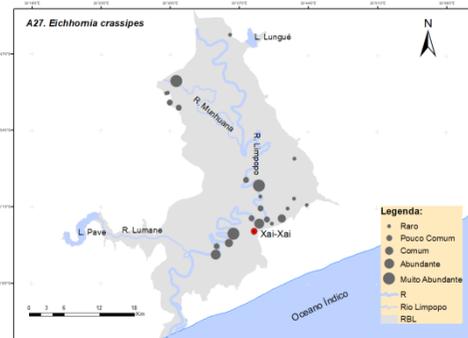
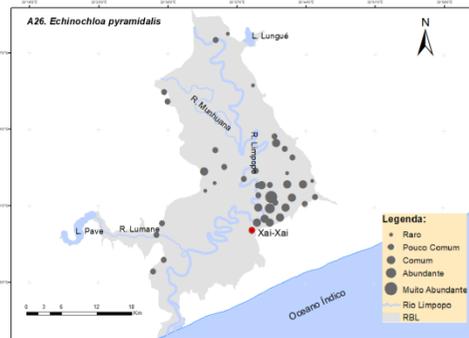
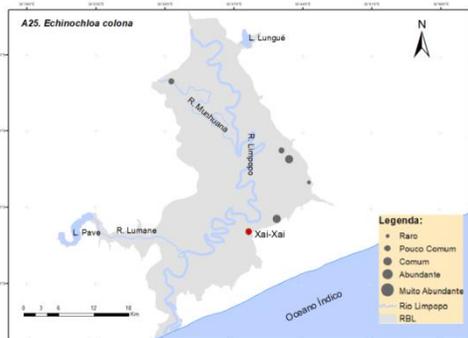
52	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	293	0.14356	-2.80030	-0.40200	0.02061
53	<i>Phragmites mauritianus</i> Kunth	191	0.09358	-3.41763	-0.31983	0.00876
54	<i>Pistia stratiotes</i> L.	16	0.00784	-6.99506	-0.05484	0.00006
55	<i>Portulaca oleracea</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
56	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	16	0.00784	-6.99506	-0.05484	0.00006
57	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	60	0.02940	-5.08817	-0.14958	0.00086
58	<i>Ricinus communis</i> L.	37	0.01813	-5.78561	-0.10488	0.00033
59	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	4	0.00196	-8.99506	-0.01763	0.00000
60	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
61	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	9	0.00441	-7.82514	-0.03451	0.00002
62	<i>Solanum nigrum</i> L.	12	0.00588	-7.41010	-0.04357	0.00003
63	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	3	0.00147	-9.41010	-0.01383	0.00000
64	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	14	0.00686	-7.18771	-0.04930	0.00005
65	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	4	0.00196	-8.99506	-0.01763	0.00000
66	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
67	<i>Tithonia rotundifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	9	0.00441	-7.82514	-0.03451	0.00002
68	<i>Typha latifolia</i> L.	64	0.03136	-4.99506	-0.15663	0.00098
69	<i>Urena lobata</i> L.	1	0.00049	-10.99506	-0.00539	0.00000
70	<i>Urochloa panicoides</i> P. Beauv.	6	0.00294	-8.41010	-0.02472	0.00001
71	<i>Xanthium strumarium</i> L.	24	0.01176	-6.41010	-0.07538	0.00014
Total		2038	1	-583.507	-4.64195	0.06363

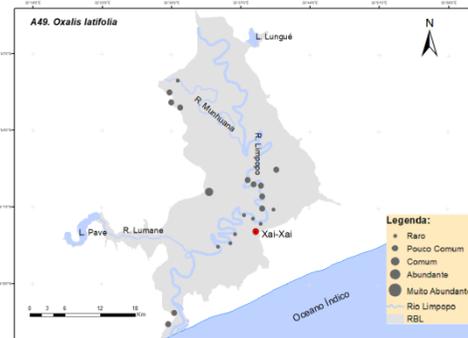
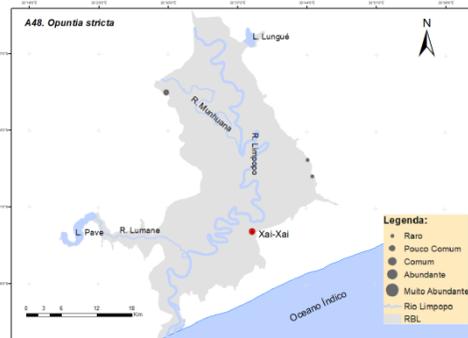
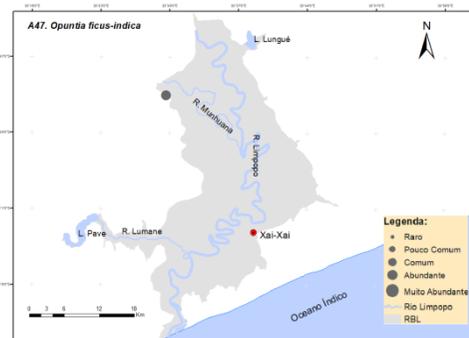
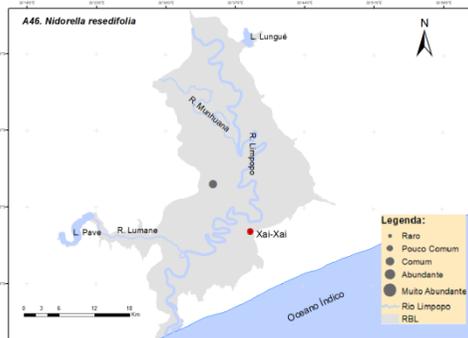
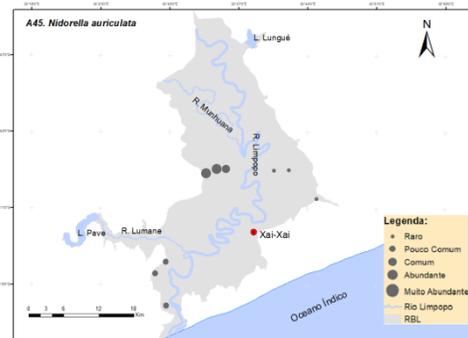
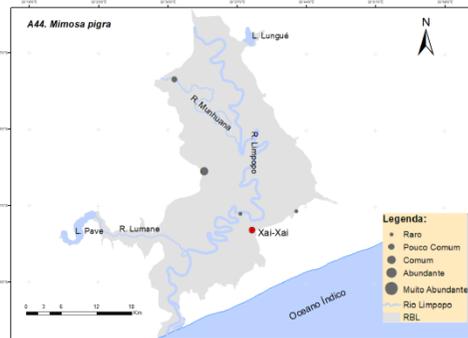
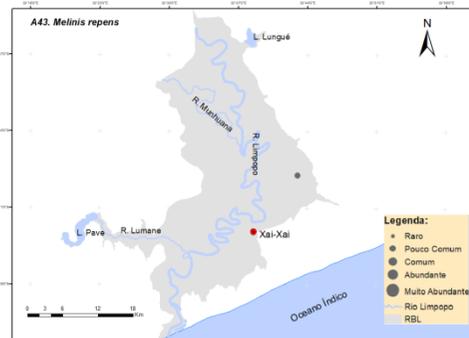
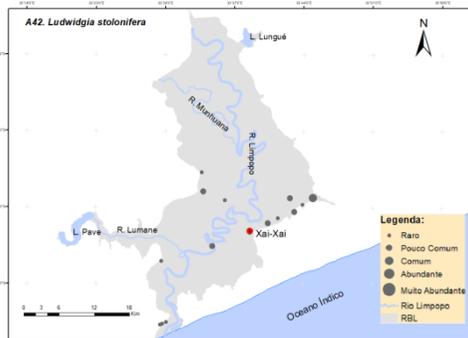
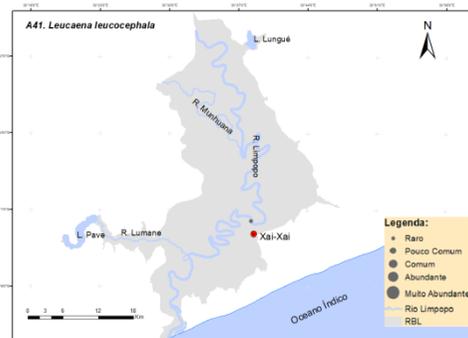
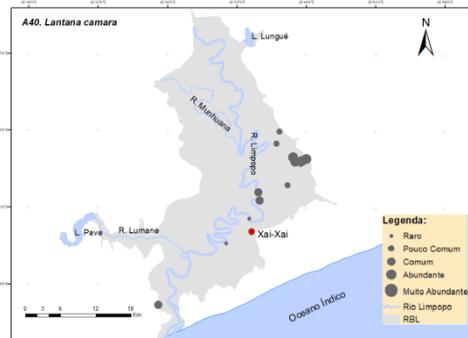
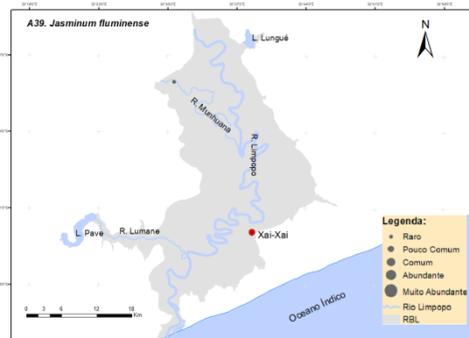
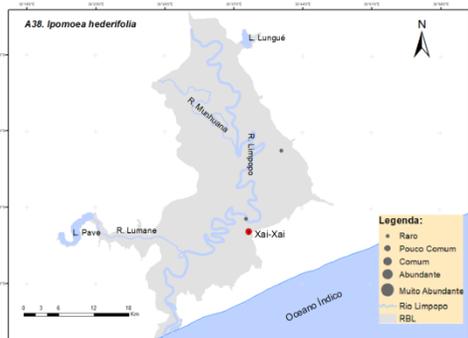
H	4.64195
S (1-D)	0.93637

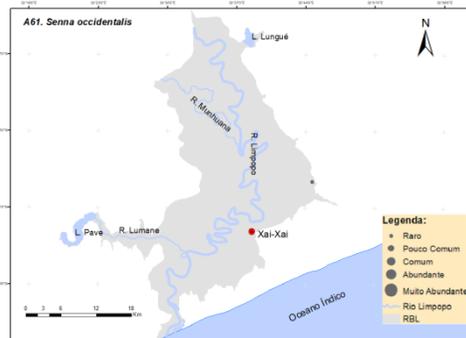
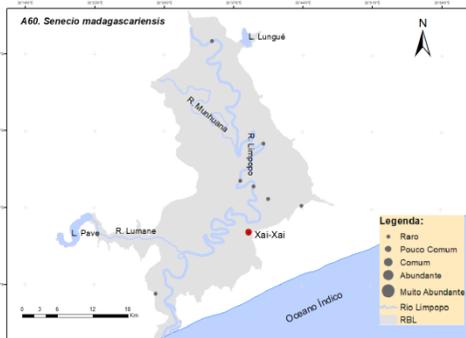
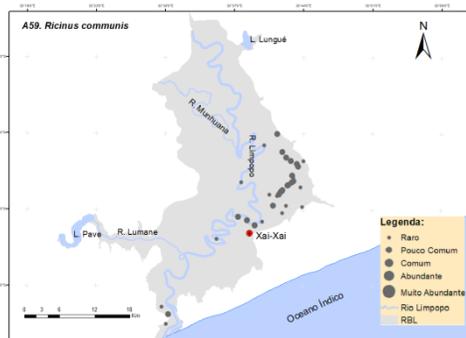
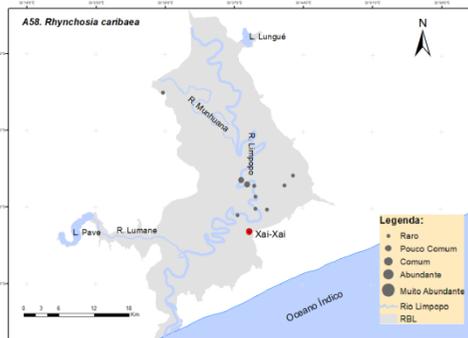
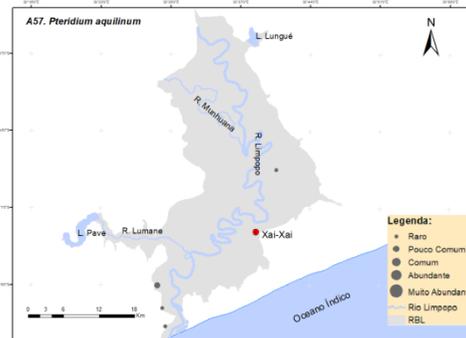
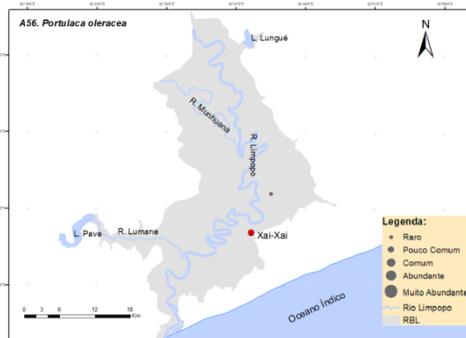
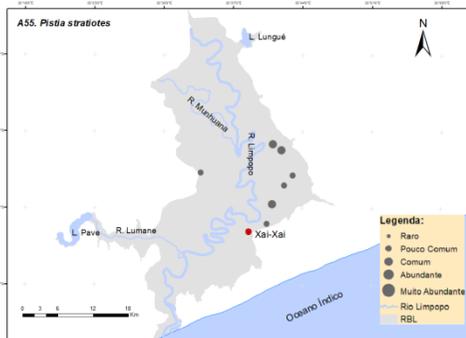
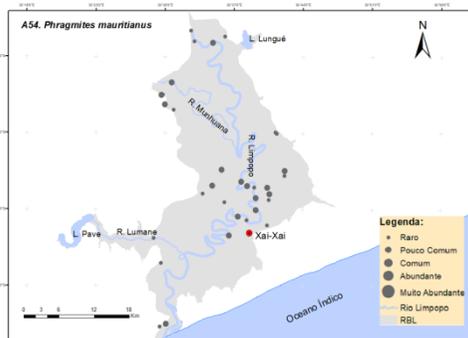
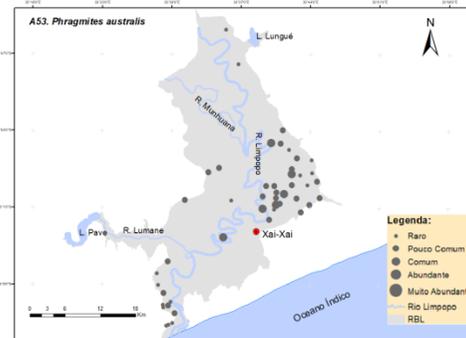
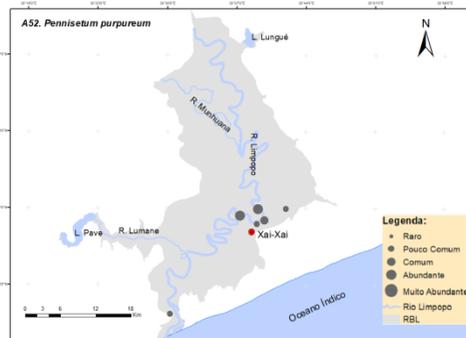
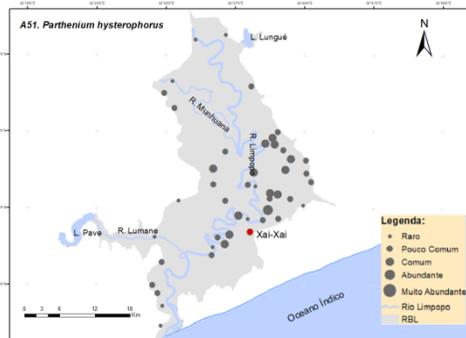
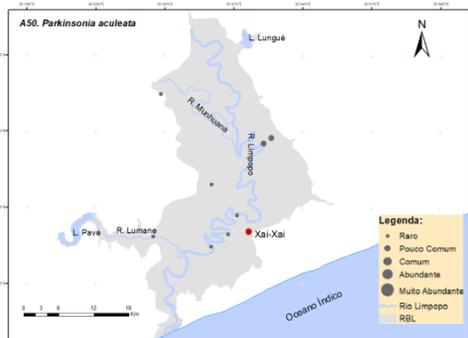
H. Distribuição das diferentes espécies invasoras no RBL

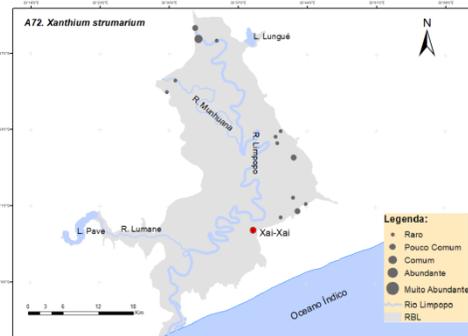
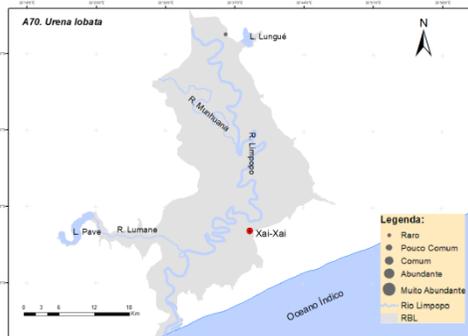
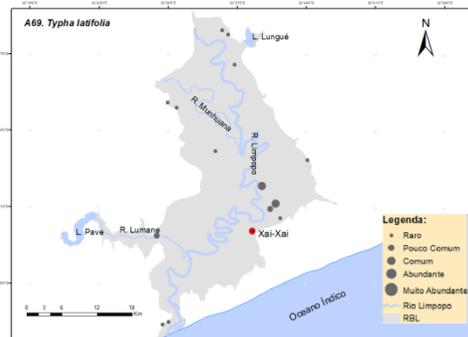
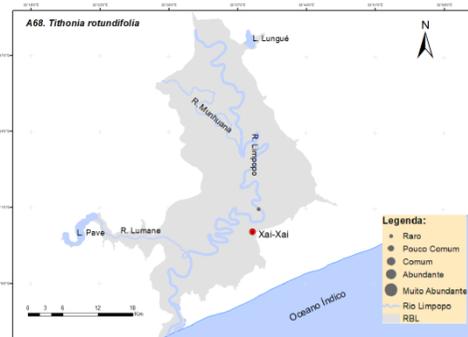
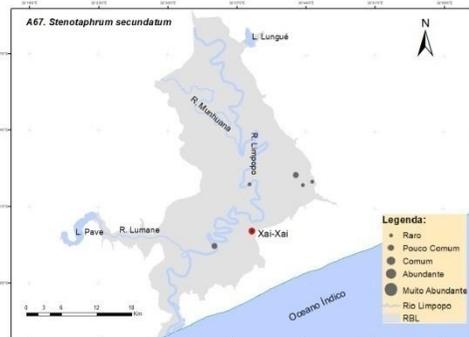
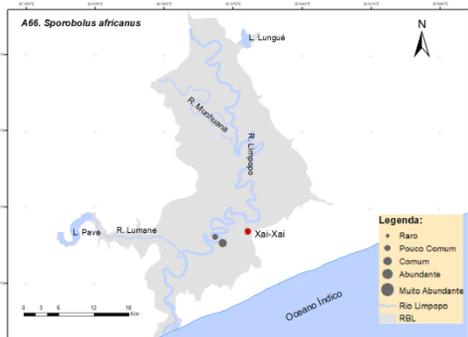
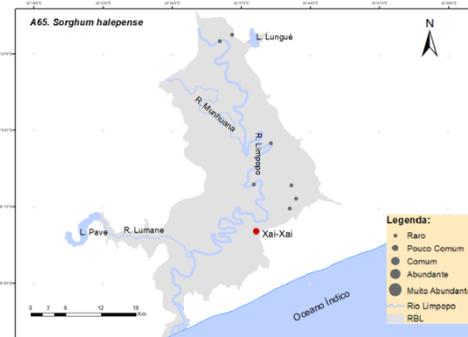
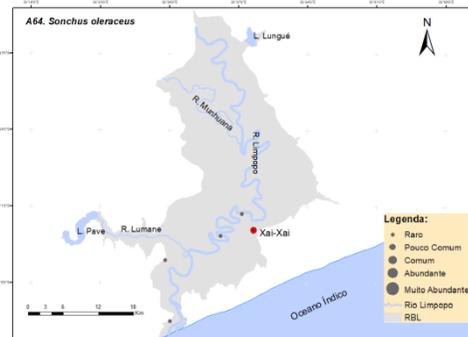
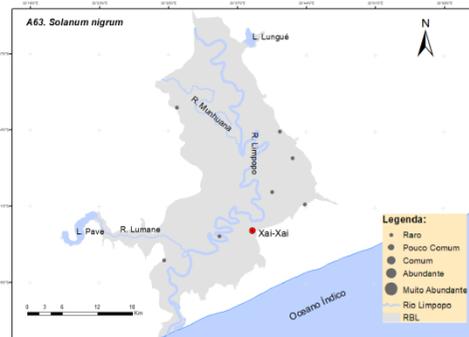
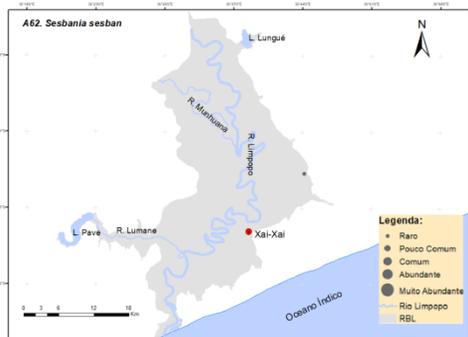












I. Pontuações específicas de cada índice de avaliação de impacto ecológico para as plantas exóticas invasoras amostradas no RBL

No	Espécie	Família	Mecanismo ambiental (ou ecológico)						Total	Referências
			1.1	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6		
1	<i>Lantana camara</i> L.	Verbenaceae	4	4	3	4	4	5	24	Bitani <i>et al.</i> (2022)
2	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Pontederiaceae	3	1	5	3	0	4	16	Rumlerová <i>et al.</i> (2016)
3	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	Fabaceae	4	0	5	2	3	2	16	Luo <i>et al.</i> (2022)
4	<i>Opuntia stricta</i> (Haw.) Haw.	Cactaceae	4	0	5	1	3	2	15	Luo <i>et al.</i> (2022)
5	<i>Typha latifolia</i> L.	Typhaceae	3	0	4	0	4	4	15	This study
6	<i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Asteraceae	4	0	3	2	2	3	14	Luo <i>et al.</i> (2022); This study
7	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	0	3	5	2	2	2	14	Luo <i>et al.</i> (2022)
8	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Convolvulaceae	1	3	5	1	2	2	14	Luo <i>et al.</i> (2022)
9	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Rausch.	Poaceae	3	2	4	0	0	4	13	This study
10	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Araceae	1	0	5	1	3	3	13	Luo <i>et al.</i> (2022)
11	<i>Solanum nigrum</i> L.	Solanaceae	3	3	2	2	0	3	13	This study
12	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Azollaceae	3	1	3	1	1	3	12	Gonzalez-Moreno <i>et al.</i> (2017)
13	<i>Ipomoea carnea</i> Jacq.	Convolvulaceae	1	3	3	2	0	3	12	This study
14	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	Asteraceae	0	0	5	2	2	3	12	Luo <i>et al.</i> (2022)
15	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	Poaceae	0	0	5	2	2	3	12	Luo <i>et al.</i> (2022)
16	<i>Tithonia rotundifolia</i> (Mill.) S.F. Blake	Asteraceae	3	0	3	0	3	3	12	This study
17	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	Cactaceae	2	2	4	1	0	3	12	Nentwig <i>et al.</i> (2016)
18	<i>Abutilon grandifolium</i> (Willd.) Sweet	Malvaceae	4	3	2	2	0	0	11	This study
19	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	0	2	3	2	2	2	11	Luo <i>et al.</i> (2022)
20	<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	0	0	3	2	2	3	10	Luo <i>et al.</i> (2022)
21	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants	Amaranthaceae	1	0	3	2	2	2	10	Luo <i>et al.</i> (2022)
22	<i>Xanthium strumarium</i> L.	Asteraceae	0	3	2	3	0	1	9	This study
23	<i>Argemone mexicana</i> L.	Papaveraceae	3	2	1	0	1	2	9	This study
24	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	Poaceae	2	0	4	0	0	3	9	This study
25	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	Fabaceae	0	2	2	2	0	3	9	This study
26	<i>Urena lobata</i> L.	Malvaceae	0	0	3	3	0	3	9	This study
27	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	Dennstaedtiaceae	0	0	5	0	0	3	8	This study
28	<i>Stenotaphrum secundatum</i> (Walt.) Kuntze	Poaceae	2	0	3	0	0	3	8	This study
29	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	Poaceae	2	0	2	2	0	1	7	This study
30	<i>Jasminum fluminense</i> Vell.	Oleaceae	0	0	4	0	0	3	7	This study
31	<i>Cassytha filiformis</i> L.	Lauraceae	0	0	3	2	0	2	7	This study
32	<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.	Poaceae	0	0	3	0	0	3	6	This study
33	<i>Sporobolus africanus</i> (Poir.) Robyns & Tournay	Poaceae	0	0	3	1	0	2	6	This study
34	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Sapindaceae	0	0	3	0	0	3	6	This study
35	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Ceratophyllaceae	2	0	3	0	0	1	6	This study
36	<i>Cyperus imbricatus</i> Retz.	Cyperaceae	0	0	3	0	0	3	6	This study
37	<i>Ipomoea aquatica</i> Forssk.	Convolvulaceae	0	0	1	2	0	3	6	This study

38	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	0	0	2	2	0	2	6	This study
39	<i>Canna indica</i> L.	Cannaceae	0	0	2	2	0	2	6	Luo <i>et al.</i> (2022)
40	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	Amaranthaceae	1	0	2	0	0	2	5	This study
41	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Fabaceae	0	2	2	0	0	1	5	This study
42	<i>Gomphocarpus physocarpus</i> E. Mey.	Asclepiadaceae	0	3	2	0	0	0	5	This study
43	<i>Carex pendula</i> Huds.	Cyperaceae	0	2	0	0	0	3	5	This study
44	<i>Mimosa pigra</i> L.	Fabaceae	0	1	2	0	0	1	4	This study
45	<i>Ricinus communis</i> L.	Euphorbiaceae	3	1	0	0	0	0	4	Bitani <i>et al.</i> (2022)
46	<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Apiaceae	0	0	2	0	0	2	4	This study
47	<i>Chloris gayana</i> Kunt	Poaceae	0	0	2	0	0	2	4	This study
48	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	0	0	1	2	0	1	4	This study
49	<i>Cyperus esculentus</i> L.	Cyperaceae	0	0	1	2	0	1	4	This study
50	<i>Echinochloa pyramidalis</i> (Lam.) Hitchc. & Chase	Poaceae	1	0	2	0	0	1	4	This study
51	<i>Phragmites mauritianus</i> Kunth	Poaceae	0	0	2	0	0	2	4	This study
52	<i>Helianthus tuberosus</i> L.	Asteraceae	2	0	1	0	0	0	3	Rumlerová <i>et al.</i> (2016)
53	<i>Achyranthes aspera</i> L.	Amaranthaceae	0	0	1	0	0	2	3	This study
54	<i>Cucumis anguria</i> L.	Cucurbitaceae	0	0	1	0	0	2	3	This study
55	<i>Cyperus compressus</i> L.	Cyperaceae	0	0	1	0	0	2	3	This study
56	<i>Ipomoea hederifolia</i> L.	Convolvulaceae	0	0	3	0	0	0	3	This study
57	<i>Urochloa panicoides</i> P. Beauv.	Poaceae	0	0	1	2	0	0	3	This study
58	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Poaceae	0	0	1	0	0	2	3	This study
59	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R. Br. ex DC.	Amaranthaceae	0	0	1	0	0	1	2	This study
60	<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	0	0	1	0	0	1	2	This study
61	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertner	Poaceae	0	0	2	0	0	0	2	Nentwig <i>et al.</i> (2016)
62	<i>Senecio madagascariensis</i> Poir.	Asteraceae	0	1	1	0	0	0	2	This study
63	<i>Sesbania sesban</i> (L.) Merr.	Fabaceae	0	0	0	0	0	2	2	This study
64	<i>Hibiscus cannabinus</i> (L.) Kenaf	Malvaceae	0	0	1	0	0	0	1	This study
65	<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	Oxalidaceae	0	0	1	0	0	0	1	This study
66	<i>Cyperus articulatus</i> L.	Cyperaceae	0	0	0	0	0	0	0	None known
67	<i>Dactyloctenium australe</i> Steud.	Poaceae	0	0	0	0	0	0	0	None known
68	<i>Ludwigia stolonifera</i> (Guill. & Perr.) Raven	Onagraceae	0	0	0	0	0	0	0	None known
69	<i>Nidorella auriculata</i> DC.	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	0	None known
70	<i>Nidorella resedifolia</i> DC.	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	0	None known
71	<i>Rhynchosia caribaea</i> (Jacq.) DC	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	None known

J. Modelo usado para o cálculo da abundância, frequência e cobertura das espécies (Coulloudon *et al.*, 1999)

Daubenmire Summary													
Study Number:			Date: / /2023			Examiner:				Allotment Name & Number:			
Study Location:									Number of Quadrats:				
Cover Class	Midpoint	Specie 1		Specie 2		Specie 3		Specie 4		Specie 5		Specie 6...	
		Number	Product	Number	Product	Number	Product	Number	Product	Number	Product	Number	Product
1: 1 – 5%	2,5												
2: 6 – 25%	15												
3: 26 – 50%	37,5												
4: 51 – 75%	62,5												
5: 76 – 100%	87,5												
Total canopy													
Number of samples													
% canopy cover													
Species composition													
Frequency													

K. Análise de dados

```
> data = read.table("richness.txt",header=TRUE)
> attach(data)
> head(data)
  richness  quadrat
1         8 not_invaded
2         7 not_invaded
3        13 not_invaded
4         3 not_invaded
5         8 not_invaded
6         4 not_invaded
> summary(data)
  richness  quadrat
Min.   : 1.00  Length:20
1st Qu.: 3.75  Class :character
Median : 6.00  Mode  :character
Mean   : 6.00
3rd Qu.: 7.25
Max.   :14.00
> class(richness)
[1] "integer"
> class(quadrat)
[1] "character"
> levels(quadrat)
NULL
> aov(formula = richness ~ quadrat)
Call:
aov(formula = richness ~ quadrat)

Terms:
              quadrat Residuals
Sum of Squares      80      150
Deg. of Freedom       1       18

Residual standard error: 2.886751
Estimated effects may be unbalanced
> ANOVA1 = aov(richness ~ quadrat)
> summary(ANOVA1)
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
quadrat  1     80   80.00    9.6 0.0062 **
Residuals 18    150    8.33
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
> shapiro.test(richness)

      Shapiro-Wilk normality test

data:  richness
W = 0.93319, p-value = 0.01308

> wilcox.test(richness)

      Wilcoxon rank sum test with continuity correction

data:  richness by quadrat
W = 15, p-value = 0.008645
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

      Wilcoxon signed rank test with continuity correction

data:  richness by quadrat
V = 1.5, p-value = 0.02488
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

> boxplot(richness ~ quadrat)
>
```