



UNIVERSIDADE
E D U A R D O
MONDLANE

Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Curso

(Investigação)

Heterogeneidade de habitats e diversidade florística na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes

Autor (a): Alice Abílio Buque



Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Trabalho de Culminação de Curso

(Investigação)

Heterogeneidade de habitats e diversidade florística na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes

Autor (a):

Alice Abílio Buque

Supervisor:

Mestre Gabriel Albano

Co-supervisores:

Mestre Felda Langa

Mestre Castigo Datizua

Maputo, Novembro de 2024

Agradecimentos

Agradeço primeiramente a Deus, pela sua infinita bondade e pelas bênçãos que me sustentaram ao longo desta jornada, concedendo-me a força necessária para alcançar os meus objectivos.

À minha querida mãe, Hermínia Paulo (in memoriam), e a minha avó Alice, sou eternamente grata pelo incentivo incansável, pelo apoio incondicional e por sempre acreditarem no meu potencial. Do fundo do meu coração, agradeço por tudo que fizeram por mim.

Expresso minha profunda gratidão aos meus supervisores, Mestre Gabriel Albano, Mestre Felda Langa e Mestre Castigo Datizua, por sua incansável paciência, disponibilidade e valiosas sugestões e críticas ao longo da elaboração desta tese. O acompanhamento cuidadoso de cada um de vocês foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho.

À minha irmã, Vânia Buque, ao meu avô, Paulo Wiliamo (in memoriam), aos meus primos, tios e especialmente ao meu tio Alberto Paulo, agradeço por todo o apoio, motivação e por tornarem essa etapa mais leve e suportável.

Aos meus colegas e amigos, em especial a Mirly, Sebastiana, Ilda, Adolfo, Argentina, Fílsia e Rosy, agradeço por cada momento compartilhado, pelas risadas, pelo companheirismo e por estarem presentes em todos os momentos, tornando esta jornada mais prazerosa e significativa.

Por fim, a todos que de forma directa ou indirecta contribuíram para o sucesso da minha trajetória académica, deixo aqui minha mais sincera gratidão. A cada um de vocês, muito obrigada!

Declaração de honra

Eu, Alice Abílio Buque declaro por minha honra que a pesquisa foi por mim realizada, os resultados conferem a realidade do campo e que este relatório nunca foi apresentado na sua essência ou parte dele para obtenção de qualquer grau académico que não seja o de Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre, do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Eduardo Mondlane.

.....

(Alice Abílio Buque)

Maputo, Novembro de 2024

Dedicatória

Dedico este trabalho à minha maior fonte de inspiração e incansável incentivadora, minha amada mãe, Hermínia Paulo Wiliamo (in memoriam). Sua força, amor e dedicação guiam-me em cada passo que dou, e este trabalho é, em grande parte, reflexo do seu apoio e legado.

Lista de abreviações

ANOVA	Análise de Variância
CEAGRE	Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais
D	Índice de Simpson
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
GPS	Sistema de posicionamento geográfico
J'	Índice de Equitabilidade Pielou
H'	Índice de Shannon-Wiener
IIAM	Instituto de Investigação Agrária de Moçambique
MAE	Ministério da Administração Estatal
PC	Componentes principais
PCA	Análise de componentes principais
RFL	Reserva Florestal de Licuáti
SIG	Sistema de Informações Geográficas
α	Alfa
β	Beta
%	Porcentagem

Lista de figuras

Figura 1. Padrão de rotatividade de espécies (<i>turnover</i>) e de aninhamento de espécies (<i>nestedness</i>) em três comunidade diferentes.....	9
Figura 2. Localização geográfica da Reserva Florestal de Licuáti (RFL)	11
Figura 3. Mapa dos tipos de vegetação da Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes	13
Figura 4. Altura média ($\pm$ desvio padrão) dos indivíduos nos diferentes tipos de vegetação.....	20
Figura 5. Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais dos tipos vegetacionais.	25

Lista de tabelas

Tabela 1. Fórmulas para o cálculo de parâmetros fitossociológicos nos tipos de vegetação	15
Tabela 2. Resumo de dados colhidos na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes por tipo de vegetação.....	19
Tabela 3. Valores dos índices de diversidade Shannon, Simpson e Equitabilidade Pielou nos 4 tipos de vegetação	22
Tabela 4. Valores médios (Média $\pm$ Desvio padrão) das variáveis ambientais nos tipos de vegetação	23
Tabela 5. Correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PC)	24
Tabela 6. Partição da diversidade beta (β SOR) em seus componentes de rotatividade (β SIM) e aninhamento (β SNE) entre os quatro tipos de vegetação, aos pares.....	27

Resumo

A biodiversidade é um dos principais pilares da sustentabilidade ambiental, sendo essencial para a manutenção dos ecossistemas e para a provisão de serviços ecossistémicos. No entanto, a distribuição e a diversidade das espécies não são homogéneas no espaço, sendo influenciada por factores, como a heterogeneidade de habitats. O presente estudo tinha como objectivo avaliar o grau de heterogeneidade entre os tipos de vegetação na Reserva Florestal do Licuáti e as áreas adjacentes, e analisar como a heterogeneidade ambiental influencia a diversidade de espécies vegetais nesta região. Para o efeito foram estabelecidas parcelas de 50 x 20 m para o levantamento da composição específica e estrutura das plantas nos diferentes tipos de vegetação, foram geradas variáveis climáticas a partir do site WorldClim e variáveis do solo no SoilGrids.

Os resultados mostraram que a floresta apresentou os maiores valores nos índices de diversidade de espécies, seguida pelo matagal, brenha e, por último, a pradaria. No entanto, a análise de variância não revelou diferenças significativas na diversidade de espécies entre os tipos vegetacionais. O teste de Tukey HSD indicou diferenças significativas somente na diversidade de espécies entre a pradaria e os demais tipos vegetacionais. A Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis ambientais sugeriu que a floresta e a pradaria apresentam características ambientais distintas, a brenha e o matagal são influenciados por uma combinação equilibrada e semelhante de várias variáveis ambientais. A diversidade e as variáveis ambientais apresentaram uma correlação moderada, em que a correlação não foi estatisticamente significativa, indicando que nenhuma das variáveis ambientais impactou de forma significativa a diversidade de espécies. A diversidade beta entre os quatro tipos mostrou-se moderada, sendo predominantemente explicada pela rotatividade de espécies. Os tipos de vegetação mais dissimilares foram floresta e pradaria, a brenha e a pradaria, e, o matagal e a pradaria. Esta dissimilaridade é explicada principalmente pelo aninhamento de espécies, com excepção do matagal e pradaria onde foi influenciada maioritariamente pela rotatividade de espécies. Sendo assim, a gestão destes habitats deve ser feita como um todo para aumentar a conectividade e permitir a colonização e diminuir a extinção das espécies.

Índice

Agradecimentos	i
Declaração de honra.....	ii
Dedicatória.....	iii
Lista de abreviações	iv
Lista de figuras.....	v
Lista de tabelas.....	v
Resumo	vi
1. Introdução	1
1.1. Contextualização.....	1
1.2. Problema e Justificativa de estudo	3
2. Objectivos	5
2.1. Objectivo geral	5
2.2. Objectivos específicos.....	5
3. Hipóteses.....	5
3.1. Fundamento teórico.....	5
3.2. Hipóteses:	6
4. Revisão bibliográfica	7
4.1. Diversidade de espécies	7
4.1.1. Diversidade Alfa (α)	7
4.1.2. Diversidade beta (β).....	8
4.2. Variação da diversidade de espécies em função da heterogeneidade ambiental.....	9
5. Área de estudo.....	11

5.1.	Localização geográfica.....	11
5.2.	Clima e Hidrografia.....	11
5.2.	Solos.....	12
5.3.	Vegetação e flora.....	12
5.4.	Fauna	12
6.	Metodologia	14
6.2.	Amostragem e recolha de dados.....	14
6.3.	Análise de dados.....	15
6.3.1.	Estrutura e composição da vegetação	15
6.3.2.	Relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais	17
6.3.3.	Diversidade beta (partição da diversidade beta)	18
7.	Resultados	19
7.2.	Descrição da composição específica e estrutura	19
7.2.1.	Composição específica por tipo de vegetação	19
7.2.2.	Estrutura por tipo de vegetação.....	20
7.3.	Diversidade específica por tipo de vegetação	21
7.3.	Diversidade específica versus variáveis ambientais.....	23
7.3.1.	Variáveis ambientais	23
7.3.2.	Relação entre diversidade florística e as variáveis ambientais	25
7.4.	Partição da diversidade beta (β) entre os diferentes tipos de vegetação	26
7.4.1.	Partição da diversidade beta (β) aos pares de tipo de vegetação	26
8.	Discussão	28
8.1.	Diversidade específica nos diferentes tipos vegetacionais da Reserva Florestal do Licuáti e áreas adjacentes.....	28

8.2.	Relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais.....	31
8.3.	Partição da diversidade beta (β) entre os diferentes tipos de vegetação da Reserva Florestal do Licuáti e áreas adjacentes.....	33
9.	Conclusão.....	37
11.	Recomendações.....	38
12.	Referências Bibliográficas	39
13.	Anexos	49

1. Introdução

1.1. Contextualização

A biodiversidade, ou diversidade biológica, é definida como a variedade de organismos vivos em todos os níveis, abrangendo desde a diversidade genética até a diversidade de ecossistemas e desempenha um papel crucial na manutenção dos processos ecológicos e na resiliência dos ecossistemas (Gaston e Spicer, 2004; Borges *et al.*, 2022). No entanto, a compreensão profunda da biodiversidade não se limita à identificação de quantas espécies existem, mas também à investigação de onde essas espécies ocorrem e quais factores determinam sua distribuição nos diferentes habitats (Begon *et al.*, 2006; Hillerislambers *et al.*, 2012).

Um dos principais interesses da ecologia é justamente compreender os padrões de distribuição das espécies e os padrões de diversidade, além dos factores que influenciam esses processos (Begon *et al.*, 2006). Para entender a complexidade da diversidade biológica, é essencial saber quais espécies estão presentes em determinados habitats e como elas estão distribuídas (Logue *et al.*, 2011).

Whittaker (1960) foi um dos primeiros a associar a diversidade de espécies com a estrutura espacial, ao observar o nível de diferenciação na composição da comunidade ao longo de um gradiente ambiental complexo. Buscando entender por que algumas regiões apresentam maior riqueza de espécies do que outras, MacArthur e MacArthur (1961) relacionaram a heterogeneidade ambiental à riqueza de espécies, na sua pesquisa destacaram a importância da estrutura da vegetação para a diversidade de espécies de aves locais. Desde então, a hipótese da heterogeneidade de habitats tem sido utilizada para explicar o padrão de distribuição e riqueza de diversas espécies de em diferentes grupos taxonómicos (Tews, 2004; Candeira, 2007; Silva *et al.*, 2010; Herrera, 2011; Stein *et al.*, 2014; Bilia *et al.*, 2015).

A teoria da heterogeneidade de habitats propõe que ambientes mais diversos abrigam maior riqueza de espécies, sendo a estrutura do ambiente fundamental para determinar a distribuição, diversidade e a riqueza das espécies (MacArthur e MacArthur, 1961). A heterogeneidade espacial em condições abióticas ou bióticas aumenta o espaço de nicho disponível e, portanto, permite a coexistência de mais espécies (Tews *et al.*, 2004; Stein *et al.*, 2014).

A heterogeneidade ambiental é a variação das propriedades de um sistema no espaço ao longo do tempo (Bilia *et al.*, 2015). Desempenha um papel importante na determinação da distribuição e na manutenção da diversidade de espécies em uma variedade de escalas espaciais (Kreft e Jetz, 2007; Bartels e Chen, 2010; Stein *et al.*, 2014). Essa variação ambiental tem sido apontada como um importante factor de manutenção da diversidade de espécies (Kreft e Jetz, 2007; Stein *et al.*, 2014).

A diversidade de espécies pode ser quantificada em diferentes escalas. A diversidade alfa (α) se refere à diversidade dentro de um único habitat ou local, a beta (β) à variação na composição de espécies entre habitats ou áreas e a diversidade gama (γ), à diversidade total em uma região mais ampla (Whittaker, 1960; Magurran, 2013). A diversidade beta (β) mede a variação de comunidades em paisagens ou regiões geográficas, por meio da composição de espécies entre as comunidades, heterogeneidade espacial entre e dentro das comunidades, bem como o grau de similaridade ecológica entre as espécies (Baselga, 2008). Pode ser particionada em dois componentes, a rotatividade de espécies (*turnover*), e o aninhamento das espécies (*nestedness*) (Baselga, 2010; Soininen *et al.*, 2018).

Estes componentes podem fornecer mais informações sobre a estruturação das comunidades (Svenning *et al.*, 2011; Dobrovolski *et al.*, 2012; Gutiérrez-Cánovava *et al.*, 2013; Mori *et al.*, 2018). Ao decompor a diversidade beta em dois componentes, rotatividade e aninhamento, pode ajudar a entender os processos que podem influenciar a variação das assembleias no espaço (Baselga, 2010). O primeiro o componente da diversidade, a rotatividade mede a taxa de substituição de espécies de um local para outro, enquanto o segundo, o aninhamento é responsável pelas diferenças entre as assembleias, e está ligado à perda e ao ganho de espécies de subconjuntos (Baselga, 2010; Baselga, 2012; Soininen *et al.*, 2018).

A análise da diversidade beta permite a avaliação de como as espécies se alteram no espaço (Graham e Fine, 2008; Baselga, 2010). E é utilizada para quantificar as diferenças de composição de espécies entre vários gradientes ou regiões ambientais (Chesson, 2018).

Neste contexto o presente estudo visa avaliar o grau de variabilidade entre os habitats na Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes e como as variações podem influenciar a diversidade e a dinâmica das espécies de flora.

1.2. Problema e Justificativa de estudo

A Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes são compostas por uma variedade de habitats, nomeadamente, brenha arenosa, floresta arenosa densa, matagal decíduos ou vegetação arbustiva e pradaria arborizada (CEAGRE, 2022). No entanto, a extensão da heterogeneidade desses tipos de vegetação e como essas variações ambientais podem afectar a diversidade florística e a dinâmica das espécies vegetais ainda não são conhecidas. Este estudo busca entender quão heterogêneos são os habitats na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes e como essa heterogeneidade pode afectar a diversidade e a dinâmica das espécies vegetais. Esta região está particularmente exposta a actividades antropogénicas como a desflorestação para exploração de madeira, a produção de carvão e a expansão de campos agrícolas que aumentam a perda de habitats (Tokura *et al.*, 2020; CEAGRE, 2022; IIAM, 2022). Nos últimos anos, parte significativa da brenha arenosa e da floresta arenosa de Licuáti foi degradada e convertida em matagais, áreas agrícolas e habitacionais (Tokura *et al.*, 2020).

Sendo que a Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes estão inseridas no *hotspot* de biodiversidade de Maputaland-Pondoland-Albany (White, 1983; Izidine, 2003; Izidine *et al.*, 2008), além de sua importância ecológica, a vegetação dessa região tem uma distribuição restrita e inclui espécies raras, endémicas, quase endémicas e ameaçadas de extinção (Matimele, 2016; Duarte *et al.*, 2020). Esse cenário de alteração dos habitats coloca em risco a persistência local das espécies, principalmente aquelas com distribuição restrita ou ameaçadas de extinção, e pode comprometer a conectividade entre os habitats (Rudnick *et al.*, 2012).

A avaliação da heterogeneidade dos habitats e seus efeitos na diversidade de espécies é de extrema importância para guiar as prioridades de conservação, a relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais destaca a importância de entender como factores ambientais influenciam a distribuição das plantas (Vianna *et al.*, 2015). Isso contribui para a gestão e conservação destes habitats (Kreft e Jetz, 2007).

A compreensão dos padrões de diversidade beta (β) é essencial para entender processos ecológicos que moldam as comunidades biológicas (Baselga, 2010; Mori *et al.*, 2018; Myers *et al.*, 2015; Sifert *et al.*, 2013) e ajudar a desenvolver estratégias adequadas de conservação. A diversidade beta pode informar as prioridades de conservação ao identificar quais habitats possuem alta

rotatividade de espécies (*turnover*) e quais estão mais sujeitos à perda de espécies por aninhamento (*nestedness*), ou seja, quando comunidades mais simples são subconjuntos de comunidades mais ricas (Baselga, 2010).

2 Objectivos

2.1. Objectivo geral

- Compreender a heterogeneidade de habitats e sua influência na diversidade florística na Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes.

2.2. Objectivos específicos

- Determinar a riqueza específica de plantas nos diferentes tipos de vegetação na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes
- Relacionar a diversidade de espécies de plantas com as variáveis ambientais locais;
- Determinar a diversidade beta (β) e seus componentes de aninhamento e rotatividade entre os tipos de vegetação da Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes

3 Hipóteses

3.1. Fundamento teórico

A teoria da diversidade de nichos postula que habitats mais complexos oferecem uma maior variedade de nichos ecológicos, favorecendo a coexistência de mais espécies (MacArthur e MacArthur, 1961). De forma complementar, a teoria da heterogeneidade do habitat sugere que ambientes mais heterogêneos disponibilizam recursos variados, resultando em um aumento no número de nichos e, consequentemente, na diversidade de espécies (Tews, 2004; Jentsch e Beierkuhnlein, 2011; Bilia *et al.*, 2015).

Diferenças na estrutura e composição dos habitats promovem maior diversidade beta, reflectindo variação na composição de espécies entre eles (Whittaker, 1972; Baselga, 2010). A teoria da heterogeneidade ambiental reforça que habitats estruturalmente distintos aumentam a diversidade beta, uma vez que a variação nas condições ambientais favorece a presença de diferentes comunidades de espécies (Whittaker, 1972; Jentsch e Beierkuhnlein, 2011; Swenson, 2012; Siefert *et al.*, 2012). Em regiões ambientalmente heterogêneas, a rotatividade de espécies (*turnover*) entre tipos de vegetação é elevada, pois cada habitat abriga espécies adaptadas às suas condições específicas. Em contraste, ambientes mais homogêneos apresentam maior sobreposição de espécies entre habitats, resultando numa menor diversidade beta devido à variação limitada das espécies (Anderson *et al.*, 2011; Stein *et al.*, 2014).

3.2. Hipóteses:

- I. A riqueza de espécies de plantas será maior na floresta do que nos outros tipos vegetacionais (brenha, matagal e pradaria) devido à maior complexidade estrutural e diversidade de nichos ecológicos naquela.
- II. A diversidade de espécies de plantas está positivamente correlacionada com a heterogeneidade do habitat, medida pelas variáveis ambientais.
- III. A diversidade beta será maior entre os tipos vegetacionais que têm características ambientais mais distintas, em comparação com aqueles que são semelhantes.
- IV. A rotatividade de espécies (*turnover*) de plantas será mais pronunciada entre os tipos de vegetação mais contrastantes, devido às diferenças marcantes na estrutura da vegetação. O aninhamento (*nestedness*) será observado em habitats degradados ou mais homogêneos, onde comunidades mais simples serão subconjuntos de habitats mais ricos e diversos.

4 Revisão bibliográfica

4.1. Diversidade de espécies

A diversidade de espécies é definida como a variedade de espécies e de suas abundâncias relativas (Magurran, 2004; Melo, 2008; Magurran, 2013). A diversidade pode ser mensurada de diferentes formas, Whittaker (1972) reconheceu três escalas de diversidade, nomeadamente, a diversidade Alfa (α), a diversidade Beta (β) e a diversidade Gama (γ). A diversidade alfa (α) ou local, é o número de espécies em uma localidade; a diversidade beta (β), é a variação na composição de espécies entre as comunidades de diferentes locais; e a diversidade gama (γ) ou regional, é o número total de espécies observadas em todos os habitats de uma região (Anderson *et al.*, 2011; Apgaua, 2012).

4.1.1. Diversidade Alfa (α)

A diversidade alfa (α) refere-se à diversidade de espécies dentro de uma área ou habitat específico, está relacionada aos componentes de riqueza específica, grau de concentração de dominância nas espécies mais abundantes e equitabilidade geral da distribuição de abundância (Martins e Santos, 2004; Carvalho e Felfili, 2011).

A diversidade alfa pode ser quantificada através de dois grupos, as medidas de riqueza de espécie, que se preocupam com o número de espécies definido em uma unidade de amostragem e as medidas de heterogeneidade, que combinam riqueza e uniformidade como o índice de Simpson, índice Shannon-Wiener e o índice de equitabilidade de Pielou (Apgaua, 2012; Magurran, 2013).

Índice de Shannon-Wiener (H')

É um índice usado para medir as alterações no número e abundância de espécies, pondera que os indivíduos de uma população são amostrados ao acaso, desde que esta população seja efectivamente infinita e que todas as espécies estejam presentes na amostra (Magurran, 2013). Este é um dos índices mais utilizado por ser sensível a espécies raras e as variações nos valores de abundâncias das espécies (Buckland, 2004; Melo, 2008).

Índice de Simpson (D')

É um índice de dominância que reflecte a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie. Este índice varia entre 0 a 1 e quanto mais alto for,

maior a probabilidade de os indivíduos serem da mesma espécie, ou seja, maior a dominância e menor a diversidade (Keiko *et al.*, 2005; Thukral *et al.*, 2019).

Índice Equitabilidade de Pielou

O índice de equitabilidade ou uniformidade de Pielou, mede o quão equitativamente os indivíduos estão distribuídos entre as espécies em uma comunidade. Os valores deste índice variam de 0 a 1, onde os próximos de 1 indicam que todas as espécies possuem abundâncias similares, reflectindo uma alta equitabilidade, enquanto valores menores, tendentes para 0 indicam que algumas espécies são mais dominantes do que outras (Magurran e McGill, 2011; Magurran, 2013).

4.1.2. Diversidade beta (β)

Diversidade beta (β) refere-se à variação na composição de espécies entre diferentes habitats ou áreas geográficas, ou seja, a diversidade beta quantifica as mudanças na composição de espécies ao longo de gradientes espaciais, como de um local para outro (Whittaker, 1972). A diversidade beta pode gerar dois padrões de variação na composição das comunidades, substituição ou rotatividade (*turnover*) e aninhamento (*nestedness*) (Baselga, 2010; Villéger *et al.*, 2013).

Substituição ou rotatividade de espécies (*turnover*)

A rotatividade de espécies consiste na substituição de espécies entre locais ou comunidades, isso implica que, à medida que você se move de um local para outro, ocorre uma mudança nas espécies presentes. A intensidade da rotatividade está relacionada à dissimilaridade entre as comunidades de espécies (Baselga, 2010; Anderson *et al.*, 2011; Baselga e Orme, 2012).

Aninhamento das espécies (*nestedness*)

O aninhamento ocorre quando há formação de subgrupos de outras comunidades, resultando de um processo não aleatório de perda ou ganho de espécies como consequência de qualquer factor que promova a desmembramento das comunidades, as comunidades que se encontram aninhadas possuem espécies presentes em comunidades mais pobres como subconjunto das comunidades mais ricas (Baselga, 2010 e Baselga e Orme, 2012).

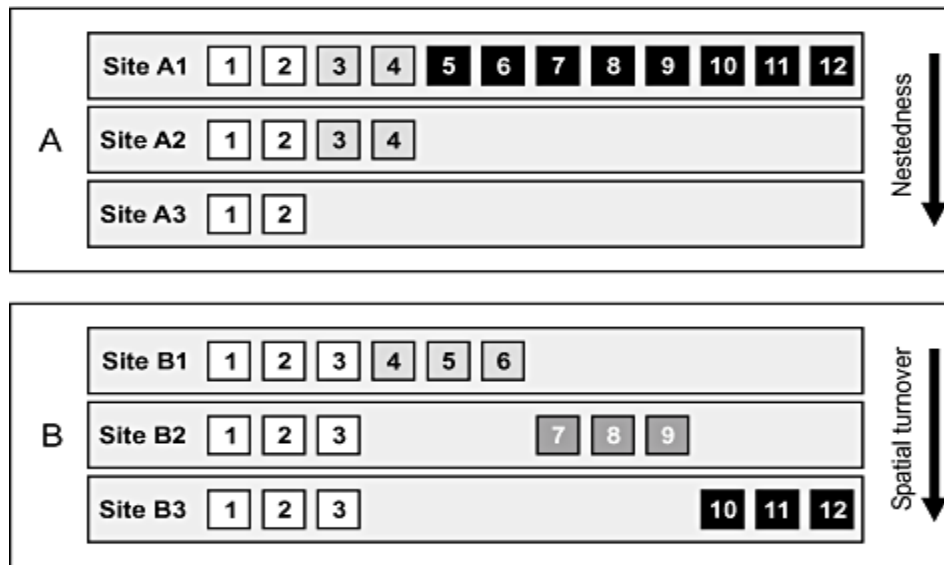


Figura 1. Padrão de rotatividade de espécies (*turnover*) e de aninhamento de espécies (*nestedness*) em três comunidade diferentes (Baselga, 2010).

4.2. Variação da diversidade de espécies em função da heterogeneidade ambiental

A heterogeneidade ambiental refere-se à distribuição descontínua dos factores abióticos e bióticos ao longo do espaço (Dale, 1999; Vianna *et al.*, 2015), ou seja, a variação de condições abióticas e/ou bióticas entre o conjunto de locais dentro de uma região (Heino *et al.*, 2013). A heterogeneidade ambiental pode ser observada em vários níveis e contextos, desde ecossistemas inteiros até pequenas áreas geográficas (Rossete e Santos, 2007).

A heterogeneidade ambiental influencia a diversidade e a distribuição de espécies (MacArthur e MacArthur, 1961; Tews *et al.*, 2004; Heino *et al.*, 2013; Stein *et al.*, 2014), actua como um filtro abiótico e influencia directamente o processo da estruturação das comunidades, alterando a disponibilidade de recursos (Kraft e Ackerly, 2014; Bilia *et al.*, 2015). A heterogeneidade ambiental espacial promove a diversidade de espécies através de um aumento nos gradientes ambientais e na quantidade de tipos de habitats, recursos e complexidade estrutural, aumentando o espaço de nicho disponível e, possibilitando assim a coexistência de um maior número de espécies em uma área (Scognamillo *et al.*, 2003; Tews *et al.*, 2004; Townsend *et al.*, 2006; Bilia *et al.*, 2015). Ambientes espacialmente heterogêneos possuem maior espectro de recursos, maior variedade de micro-habitats e microclimas (Begon *et al.*, 2006).

O gradiente ambiental consiste em qualquer variação de factores abióticos num determinado local (Presley *et al.*, 2010) e pode ser caracterizado de várias formas, como, topografia, clima, gradientes de altitude, declividade, propriedades químicas e físicas do solo, luminosidade, entre outros (Vianna *et al.*, 2015).

Topografia: à medida que a altitude aumenta, há mudanças significativas nas condições ambientais, como temperatura, pressão atmosférica e radiação solar, isso cria diferentes zonas altitudinais, cada uma com suas próprias condições climáticas (Soares, 2006). Variações na inclinação do terreno resultam em microtopografias que podem influenciar a drenagem, a exposição solar e a retenção de humidade (Fritzsons *et al.*, 2016).

Clima: o clima é um dos principais factores abióticos que moldam as comunidades biológicas, actuando desde escalas globais, até factores locais. A temperatura influencia directamente o metabolismo e o crescimento das plantas (Silva *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2024). A precipitação e a disponibilidade de água também desempenham um papel crucial na distribuição de espécies vegetais, zonas húmidas sustentam comunidades ricas, enquanto áreas com baixa precipitação favorecem espécies adaptadas à seca (Méndez-Toribio *et al.*, 2016).

Gradientes de solo: a fertilidade do solo e a sua textura são factores fundamentais que influenciam a composição e diversidade das comunidades vegetais, solos ricos em nutrientes, tendem a sustentar uma maior diversidade de espécies, enquanto solos pobres favorecem plantas especializadas em ambientes oligotróficos (van der Heijden *et al.*, 2008; Brady e Weil, 2010). A textura do solo, como a proporção de areia, silte e argila, afecta a capacidade de retenção de água, onde solos arenosos favorecem plantas adaptadas à seca e solos argilosos tendem a suportar plantas que necessitam de mais umidade (Neri *et al.*, 2012).

A heterogeneidade química e física do solo é um dos principais factores que influenciam a diversidade de plantas (Silva e Souza, 2018). Solos com variações em nutrientes, como nitrogénio, fósforo e matéria orgânica, podem sustentar uma gama de espécies que se especializam em diferentes condições edáficas (Silva e Souza, 2018; Tavares *et al.*, 2019).

5 Área de estudo

5.1. Localização geográfica

A Reserva Florestal de Licuáti (RFL) localiza-se no distrito de Matutuine, no Sul de Moçambique, a aproximadamente 50 km a sul de Maputo (Tokura *et al.*, 2020), entre as coordenadas $-26^{\circ}26'28''S$ $33.8334''E$ e $32^{\circ}32'27''S$ $14.4426''E$ (CEAGRE, 2022) (Figura 2), e está inserida no *hotspot* de biodiversidade de Maputaland-Pondoland-Albany (Sidat *et al.*, 2021). A RFL foi criada em 14 de Dezembro de 1943 pela “Portaria número 54” com o objectivo de proteger espécies lenhosas, particularmente *Afzelia quanzensis* (Gomes e Sousa, 1968).

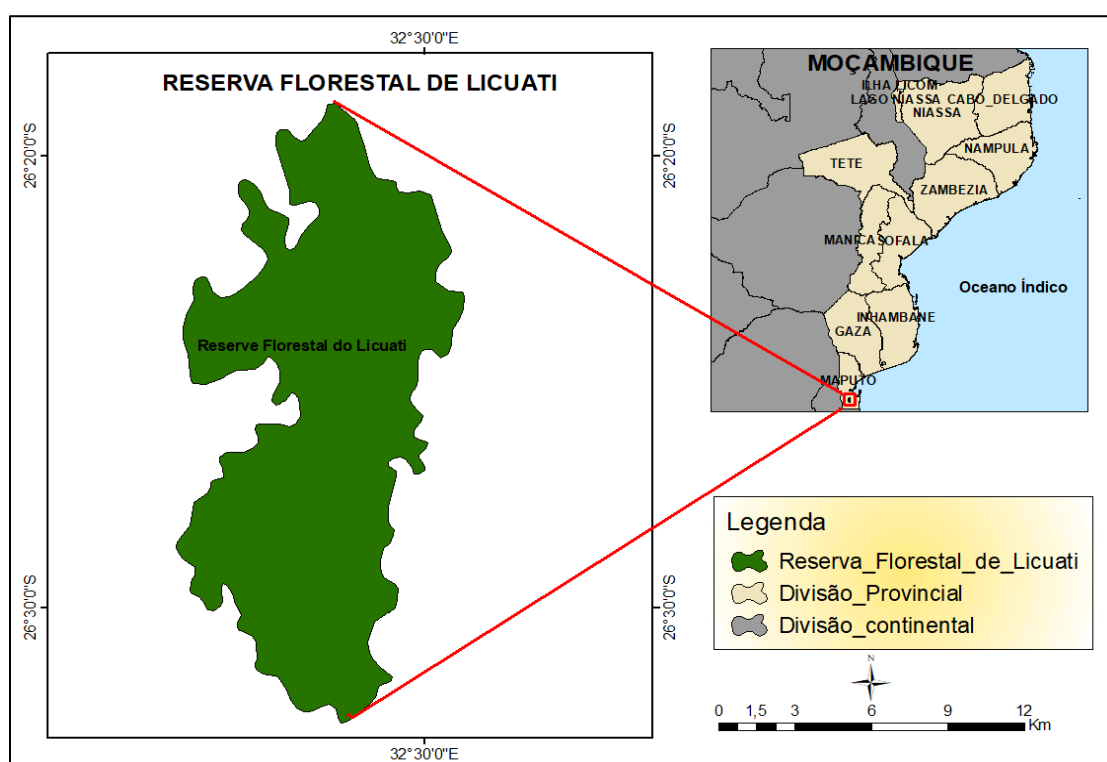


Figura 2. Localização geográfica da Reserva Florestal de Licuáti (RFL). Fonte: elaborado por Buque (2024).

5.2. Clima e Hidrografia

O clima do Distrito de Matutuíne é subtropical, a temperatura média anual é de $24^{\circ}C$ e a precipitação apresenta uma variabilidade espacial significativa da costa ao interior (MAE, 2005), com aproximadamente 1100 mm de pluviosidade ao longo da linha da costa e 600 mm mais para

o interior (Tokura *et al.*, 2020). A região de Licuáti é dominada pelos rios Tembe e Maputo (Izidine, 2003).

5.2. Solos

O terreno é maioritariamente plano e composto predominantemente por areia eólica (Sidat *et al.*, 2021). Os solos são predominantemente arenosos do Quaternário a Recente, com algumas áreas de Cretáceo (Izidine, 2003). Ao longo dos rios Maputo e Tembe, são comuns solos argilosos de aluvião, que são mais adequados para a agricultura (Izidine, 2003; Sidat *et al.*, 2021).

5.3. Vegetação e flora

A área de estudo é caracterizada por quatro grupos principais de vegetação, brenha arenosa, florestas arenosas, matagais decíduos ou vegetação arbustiva arenosa e pradarias arborizadas arenosas (CEAGRE, 2022) (figura 3). Ocorrem espécies como *Dialium schlechteri*, *Afzelia quanzensis*, *Balamites maughamii*, *Newtonia hildebrandtii*, *Pteleopsis myrtifolia*, *Drypetes arguta*, *Hyperacanthus microphyllus*, *Erythrophleum lasianthum*, *Strychnos madagascariensis*, *Albizia adianthifolia*, *Terminalia sericea*, *Strychnos spinosa*, *Albizia versicolor*, *Spirostachys africana*, *Psydrax locupes*, *Warneckea parvifolia* e *Uvaria lucida* (Izidine, 2003; CEAGRE, 2022).

5.4. Fauna

Segundo CEAGRE (2022), na Reserva Florestal de Licuáti e as áreas adjacentes, são conhecidas 149 espécies de aves, 23 espécies de mamíferos e 15 espécies de répteis, sendo que as espécies de mamíferos mais amplamente distribuídas na região de são, o chengane (*Nesotragus moschatus*), cabrito-vermelho (*Cephalophus natalensis*) e porco-bravo (*Potamochoerus larvatus*), inhala (*Tragelaphus angasii*). Existem cerca de 149 espécies de aves, dentre elas 11 são endémicas ou quase endémicas de Moçambique, incluindo ameaçadas de extinção, como, Abutre-do-cabo (*Gyps coprotheres*), e Águia-fulva (*Aquila rapax*), Águia-bailarina (*Terathopius ecaudatus*), Águia-das-estepes (*Aquila nipalensis*) e o Pintadinho-de-peito-rosado (*Hypargos margaritatos*). As espécies de herpetofauna comuns são, o *Ichnotropis capensis*, *Ichnotropis squamulosa*, *Kinixys belliana*, *Ichnotropis squamulosa*, *Stigmochelys pardalis*, e *Python natalense* (CEAGRE, 2022).

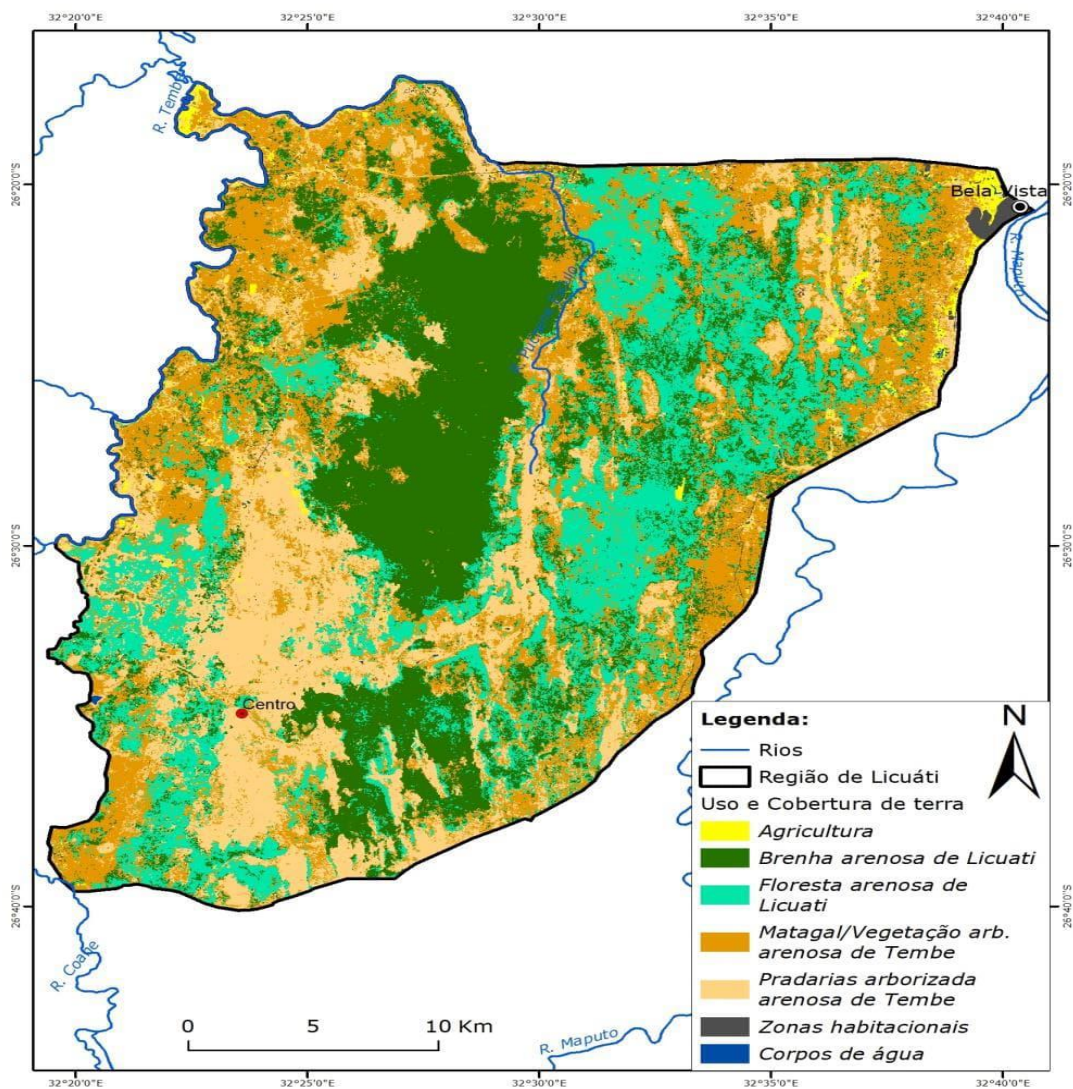


Figura 3. Mapa dos tipos de vegetação da Reserva Florestal de Licuáti (RFL) e áreas adjacentes, identificados e mapeados pelo CEAGRE (2022).

6. Metodologia

6.2. Amostragem e recolha de dados

O estudo foi realizado entre os meses de Agosto e Setembro de 2023, na Reserva Florestal do Licuáti e áreas adjacentes.

Para a selecção dos pontos de amostragem foi usado o Sistema de Informação Geográfica (GIS – ArcMap Versão 10.2) através do mapa de uso e cobertura de terra. Foi usada uma amostragem aleatória estratificada (Souto e Boeger, 2011; Higuchi *et al.*, 2013), tendo sido estabelecidas 21 (37%) parcelas na brenha, 16 (28%) na floresta, 10 (18%) no matagal e 9 (16%) na pradaria, totalizando 56 parcelas. A amostragem aleatória estratificada aumenta a representatividade ao garantir que todos os estratos relevantes da vegetação sejam amostrados, melhora a precisão ao reduzir a variabilidade interna dos estratos, facilita comparações entre habitats e optimiza o esforço amostral sem comprometer a qualidade. (Moore, 2004; Santos *et al.*, 2016).

Foram inseridas as coordenadas de cada parcela no dispositivo Global Position System (GPS) para a sua localização no campo. Para o levantamento da composição específica e estrutura das plantas na brenha, floresta, matagal e pradaria, foram usadas parcelas de 50 x 20 m (CEAGRE, 2022). Em todas as parcelas foram considerados todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 5 cm, foram identificados, contados e medidos o DAP a uma altura de 1,3 m da superfície do solo com o auxílio de uma suta. Os indivíduos que apresentaram bifurcações abaixo de 1,3 m, foram estimadas as alturas total de cada indivíduo.

A pré-identificação das espécies foi feita no campo usando guias de campo para árvores e arbustos (Wyk e Van Rusberg, 2013). A identificação definitiva das espécies realizou-se com auxílio de colecções do material depositado no herbário da Universidade Eduardo Mondlane (LMU), de forma comparativa com os espécimes colhidos no campo.

Aquisição de dados ambientais

Variáveis ambientais como elevação, precipitação, temperatura média anual, dos pontos de amostragem foram geradas a partir do site WorldClim versão 2.1. (<http://worldclim.org>) com resolução espacial de 30 arcos por segundos (~1km). (Benone, 2017; Fick e Hijmans, 2017;

Carvalho *et al.*, 2021). As variáveis do solo nomeadamente, densidade de carbono orgânico do Solo, densidade aparente do solo, conteúdo de argila, areia e silte, o volume do teor de água, capacidade de troca catiónica (CTC), pH do Solo, Nitrogénio total no solo adquiridos do site SoilGrids SoilGrids versão 2.0 (<https://soilgrids.org/>) com resolução espacial de 250 metros (Hengl *et al.*, 2014; Pereira, 2020).

6.3. Análise de dados

A base de dados sobre as informações colhidas no campo foi criada e organizada em planilhas no *Microsoft Excel* 2013.

6.3.1. Estrutura e composição da vegetação

Na análise da estrutura horizontal foram considerados os seguintes parâmetros fitossociológicos para cada espécie: Densidade Absoluta (DA) e Densidade Relativa (DR); Dominância Absoluta (DoA) e Dominância Relativa (DoR); Frequência Absoluta (FA), Frequência Relativa (FR) e Índice de Valor de Importância (IVI) (Santos *et al.*, 2016).

Tabela 1. Fórmulas para o cálculo de parâmetros fitossociológicos nos tipos de vegetação

VARIÁVEL	DESCRIÇÃO
Frequência Absoluta $FA = \frac{U_i}{U_t} \times 100$	u_i = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie ocorre; u_t = número total de unidades amostrais.
Frequência Relativa $FR = \frac{FA}{\sum FA} \times 100$	FA = frequência absoluta da i -ésima espécie na comunidade vegetal; FR = frequência relativa da i -ésima espécie na comunidade vegetal.
Densidade Absoluta $DA = \frac{n}{A}$	n = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostragem; A = área total amostrada em hectare.
Densidade Relativa $DR = \frac{DA}{DT} \times 100$	DA = densidade absoluta da i -ésima espécie, em número de indivíduos por hectare; DR = densidade relativa (%) da i -ésima espécie.
Dominância Absoluta $DoA = \frac{AB}{A}$	AB = área basal da i -ésima espécie, em m^2 , na área amostrada; A = área amostrada, em hectare;

Dominância Relativa $DoR = \frac{DoA}{DoT} \times 100$	DoA = dominância absoluta da i-ésima espécie, em m ² /ha; DoR= dominância relativa (%) da i-ésima espécie.
Índice de Valor de Importância $IVI = DR + FR + DoR$	DoR= dominância relativa (%) da i-ésima espécie. DR = densidade relativa (%) da i-ésima espécie. FR = frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal.

Diversidade de espécies

A diversidade de espécies foi estimada em cada tipo de vegetação da paisagem através dos índices de Shannon-Weiner, Simpson's e Equitabilidade no software Ecological Methodology 7.3.

Índice de Shannon-Weiner (H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^s P_i \log_2 P_i$$

Onde:

P_i = Abundância relativa da espécie i na amostra

$$P_i = n_i / N$$

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos amostrados.

$\log_2$ = logaritmo

S = Número total de espécies.

Índice de Simpson (D):

$$D = \sum_{i=1}^s P_i^2$$

Onde:

P_i = Abundância relativa da espécie i na amostra

$$P_i = n_i / N$$

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = número total de indivíduos amostrados.

S = Número total de espécies.

Equitabilidade de Pielou (J):

$$J = \frac{H'}{H_{max.}}$$

Onde:

H' = índice de Shannon-Weiner

H' max = diversidade máxima;

Comparação da diversidade de espécies

Para verificar se existem diferenças na diversidade de espécies entre os tipos de vegetação foi feita uma análise de variância ANOVA-one-way com nível de significância 5% e para verificar a significância das diferenças por cada par de tipo de vegetação, foi feita a análise de variância ANOVA-one way, post-hoc, a nível de significância 5%, no software estatístico Statistica 10.0 (StatSoft, 2011).

6.3.2. Relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais

Importou-se os dados gerados no WorldClim e SoilGrids para o ArcMap, um software de Sistema de Informações Geográficas (SIG) para a visualização e análise dos dados. Os dados foram submetidos à análise de componentes principais (PCA) para redução da dimensionalidade e identificação dos principais componentes que explicam a variação nas variáveis ambientais. A PCA foi realizada utilizando o pacote de software estatístico PAST 4.03 (Manly, 2008; Silva *et al.*, 2010).

Para a análise de componentes principais (PCA) os dados foram padronizados pela divisão dos valores individuais pelo desvio padrão das variáveis ambientais analisadas, o primeiro eixo da ACP captura a maior variação dos dados, representando um gradiente ambiental, assumido como uma medida de heterogeneidade do habitat (Silva *et al.*, 2010; Peres *et al.*, 2009; Higuchi *et al.*, 2012).

Para verificar a relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais, a normalidade dos dados foi testada pelo Shapiro-Wilk. As variáveis estoque de carbono no solo, conteúdo de argila, areia e capacidade de troca catiónica apresentaram distribuição normal. Variáveis como densidade aparente, fragmentos grosseiros, silte, vol. teor de água, nitrogênio total e carbono orgânico no solo também mostraram distribuição normal após transformação logarítmica. Foi realizado o teste de colinearidade para evitar correlações fortes entre as variáveis independentes e a variável dependente. Por fim, aplicou-se regressão múltipla para identificar se as variáveis têm um impacto estatisticamente significativo sobre a diversidade de espécies. Os testes foram efectuados no software Statistica 10.0 (StatSoft, 2011).

6.3.3. Diversidade beta (partição da diversidade beta)

A variação espacial na composição de espécies foi medida usando a diversidade beta com seus dois componentes, rotatividade e aninhamento, de acordo com a metodologia descrita por Baselga (2010). Calculou-se o índice de dissimilaridade de Sorensen (β_{SOR}) e seus componentes de rotatividade, ou seja, índice de dissimilaridade de Simpson (β_{SIM}) e aninhamento (β_{SNE}) entre os quatro tipos de vegetação, e aos pares. As estimativas foram realizadas com o pacote “Betapart” do software Rstudio 4.3.3 (Baselga e Orme 2012).

$$\beta_{sor} = \beta_{sim} + \beta_{sne} \equiv \frac{b+c}{2a+b+c} = \frac{b}{b+a} + \left(\frac{c-b}{2a+b+c} \right) \left(\frac{a}{b+a} \right)$$

Onde:

β_{sor} = Dissimilaridade de Sorensen

β_{sim} = Dissimilaridade de Simpson (igual a componente turnover de dissimilaridade de Sorensen)

β_{sne} = Aninhamento de dissimilaridade de Sorensen

a = Número de espécies partilhadas entre os dois locais ou comunidades

b = Número de espécies únicas no local com menor riqueza

c = Número de espécies únicas do local ou comunidade mais rica.

Os gráficos foram elaborados no software GraphPad Prism versão 10.0 (GraphPad Software, Inc., 2007).

7. Resultados

7.2. Descrição da composição específica e estrutura

7.2.1. Composição específica por tipo de vegetação

Foram inventariados 14276 indivíduos de plantas em todos os pontos de amostragem, tendo sido identificadas 186 espécies, distribuídas em 44 famílias. A distribuição do número de indivíduos, espécies e famílias é apresentada na tabela 2.

Tabela 2. Resumo de dados colhidos na Reserva Florestal de Licuáti e áreas adjacentes por tipo de vegetação

	Brenha	Floresta	Matagal	Pradaria
Número de indivíduos	5906	3285	3986	1089
Número de espécies	126	128	102	52
Número de Famílias	35	40	35	23

Na Brenha as espécies dominantes incluem: *Brachylaena discolor* (14,5%), *Croton pseudopulchellus* (13,3%), *Combretum celaistroides* (8,5%), *Hymenocardia ulmoides* (6,2%), *Pteleopsis myrtifolia* (4,3%), *Uvaria caffra* (3,4%), *Psydrax obovata* (3,1%), e *Dalbergia nitídula* (2,7%), *Dialium schlechteri* (2,6%), *Warneckea parvifolia* e a *Monodora junodii* (1,9%).

A Floresta é dominada pelas espécies de *Uvaria caffra* (7,7%), *Margaritaria discoidea* (7,3%), *Combretum celaistroides* (5,9%), *Drypetes arguta* (5,5%), *Croton pseudpulchellus* (5,1%), *Hymenocardia ulmoides* (4,6%), *Dialium schlechteri* (4,2%), *Gardenia ternifolia* (2,9%), *Uvaria lucida* (2,7%) e a *Toddaliopsis bremekampii* (2,4%).

As espécies dominantes no Matagal são a *Strychnos madagascariensis* (7,1%), *Combretum celaistroides* (6,7%), *Pteleopsis myrtifolia* (6,6%), *Boscia foetida* (6,5%), *Hymenocardia ulmoides*

(5,3%), *Dialium schlechteri* e a *Margaritaria discoidea* (5,1%), *Carissa bispinosa* (3,3%), *Croton pseudpulchellus* (2,8%), *Hilliardiella aristata* (2,7%) e *Grewia robusta* (2,5%).

Na Pradaria as espécies dominantes são a *Strychnos madagascariensis* (31%), *Strychnos spinosa* (8%), *Terminalia sericea* (7,7%), *Ochna natalitia* (5,3%), *Pteleopsis myrtifolia* (4,7%), *Crotalaria monteiroi* (4,2%), *Senna petersiana* (3,9%), *Psydrax locuples* (2,5%), *Landolphia petersiana* (2,3%) e a *Grewia robusta* (2%).

As famílias Rubiaceae e Fabaceae apresentaram maior número de espécies em relação as outras famílias em todos os tipos de vegetação, na brenha com 26 e 11 espécies respectivamente, na floresta 22 e 14, no matagal 20 e 11 e na pradaria 8 e 7.

7.2.2. Estrutura por tipo de vegetação

A floresta e brenha são os tipos de vegetação que apresentaram a altura média mais elevada seguidos do matagal e pradaria. O maior número de indivíduos altos encontra-se na floresta seguido da na brenha, a maior altura máxima registrada é de 25 m na floresta e 15 m na brenha

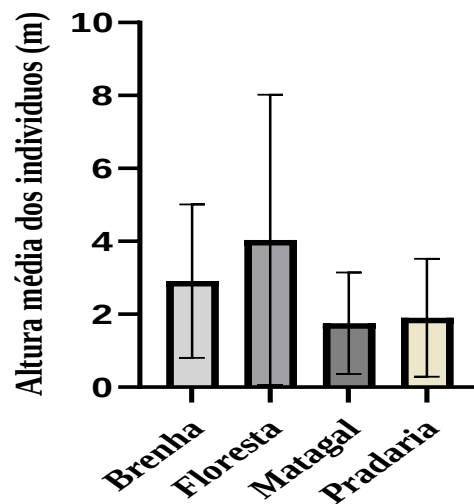


Figura 4. Altura média ($\pm$ desvio padrão) dos indivíduos nos diferentes tipos de vegetação.

Na brenha foram amostrados 1.263 indivíduos com DAP ≥ 5 cm, distribuídos em 63 espécies, na floresta 812 indivíduos distribuídos em 70 espécies, no matagal 359 indivíduos distribuídos em 36 espécies e na pradaria 181 indivíduos distribuídos em 36 espécies.

As espécies com as maiores áreas basais na brenha são *Dialium schlechteri*, *Pteleopsis myrtifolia*, *Brachylaena discolor* e *Spirostachys africana*, na floresta são a *Dialium schlechteri*, a *Afzelia quanzensis*, a *Newtonia hildebrandtii* e a *Margaritaria discoidea*, no matagal espécies como a *Albizia versicolor*, *Sclerocroton integerrimus*, *Ptaeroxylon obliquum* e a *Strychnos madagascariensis* e na pradaria foram espécies de *Albizia adianthifolia*, *Strychnos madagascariensis*, *Terminalia sericea* e *Albizia versicolor*. (Vide anexo 1a, 1b, 1c e 1d).

Em termos de contribuição ecológica das espécies, as espécies *Brachylaena discolor* (31,6), *Dialium schlechteri* (20,5), *Pteleopsis myrtifolia* (20,3) e *Hymenocardia ulmoides* (18,9) tiveram maiores valores de índice de valor de importância (IVI) na brenha. Na floresta a *Dialium schlechteri* (30,9), *Margaritaria discoidea* (24,9), *Hymenocardia ulmoides* (17,3) e *Afzelia quanzensis* (15,5), no matagal, a *Strychnos madagascariensis* (27,3), *Dialium schlechteri* (22,8), *Margaritaria discoidea* (20,4) e *Combretum celaistroides* (20,2) registaram valores altos de IVI. Na pradaria, as espécies *Strychnos madagascariensis* (88,4), *Albizia adianthifolia* (45,1), *Terminalia sericea* (41,7) e *Strychnos spinosa* (30,5) são as que registaram maiores valores do IVI (vide anexo 1a, 1b, 1c e 1d).

7.3. Diversidade específica por tipo de vegetação

De acordo com os resultados do cálculo dos índices de diversidade, a floresta apresentou o maior valor para o índice de Shannon-Weaver, seguida pelo matagal, brenha e, por fim, a pradaria. Da mesma forma, o índice de Simpson foi mais alto na floresta, seguido pelo matagal, brenha e pradaria. Em termos de equitabilidade, a floresta também apresentou o maior valor, seguida pelo matagal e brenha, enquanto a pradaria exibiu a menor equitabilidade. (tabela 3).

Tabela 3. Valores dos índices de diversidade Shannon-Weaver, Simpson e Equitabilidade Pielou nos 4 tipos de vegetação

Parâmetros	Brenha	Floresta	Matagal	Pradaria
Índice de Shannon-Weaver (H')	3,51	3,96	3,77	2,9
Índice de Simpson (D)	0,94	0,97	0,96	0,89
Índice de Pielou (J')	0,727	0,817	0,815	0,73

Comparação da diversidade de espécies entre os tipos de vegetação

A análise de variância ANOVA-one-way, ao nível de significância 5%, mostra de forma generalizada que não existem diferenças significativas da diversidade de espécies entre os tipos vegetacionais ($p\text{-value} = 0,262$), (Anexo 2). No entanto, a análise comparativa realizada com o teste de Tukey HSD, também ao nível de significância de 5%, revelou diferenças significativas na diversidade de espécies entre a pradaria e os outros tipos vegetacionais (brenha, floresta e matagal) ($p < 0.05$). No entanto, não há diferenças significativas na diversidade de espécies entre brenha, floresta e matagal ($p > 0.05$). (Anexo 2a e 2b).

Diversidade de espécies endêmicas e quase endêmicas

Os resultados obtidos a partir do cálculo do índice de Shannon mostraram que a brenha apresenta maior diversidade de espécies endêmicas com $H=3,96$, seguida da floresta com $H=3,77$, do matagal com $H=3,51$ e da pradaria com $H=2,9$

A pradaria apresenta a maior equitabilidade ($J' = 0.8275$), seguida da brenha ($J' = 0.7816$), floresta ($J' = 0.6083$) e o matagal tem a menor equitabilidade ($J' = 0.5752$).

7.3. Diversidade específica versus variáveis ambientais

7.3.1. Variáveis ambientais

Foram consideradas variáveis climáticas (temperatura média anual e a precipitação anual), variáveis topográficas (elevação) e variáveis edáficas, sendo elas da textura do solo (conteúdo de argila, fragmentos grosseiros, conteúdo de areia e o conteúdo de silte), das propriedades físicas do solo (densidade aparente do solo e volume de teor de água) e das propriedades químicas do solo (carbono orgânico do solo, nitrogénio total no solo e capacidade de troca catiónica). Na tabela.4 observa-se os valores médios e o desvio padrão das variáveis ambientais nos quatro tipos de vegetação.

Tabela 4. Valores médios (Média $\pm$ Desvio padrão) das variáveis ambientais nos tipos de vegetação

Variáveis ambientais	Brenha	Floresta	Matagal	Pradaria
Elevação (m)	50,38 $\pm$ 7	50,7 $\pm$ 9,1	52,9 $\pm$ 9,2	56,11 $\pm$ 9,4
Precipitação (mm)	117,6 $\pm$ 3,11	115,4 $\pm$ 1,5	116,3 $\pm$ 2,3	115,7 $\pm$ 2,4
Temperatura media anual (C°)	20,9 $\pm$ 0,31	21,16 $\pm$ 0,2	20,9 $\pm$ 0,2	20,8 $\pm$ 0,19
Estoque de carbono no solo (t/ha)	37,84 $\pm$ 3,4	35,5 $\pm$ 3	37,9 $\pm$ 4	39 $\pm$ 3,7
Densidade aparente (cg/cm ³)	138,2 $\pm$ 2	135,9 $\pm$ 2,7	138,3 $\pm$ 1,4	137 $\pm$ 2,14
Conteúdo de argila (g/kg)	285,9 $\pm$ 33,5	282,25 $\pm$ 49,4	293,8 $\pm$ 57,5	306,5 $\pm$ 23,3
Fragmentos grosseiros (cm ³ /dm ³)	45,8 $\pm$ 15,26	67,8 $\pm$ 18,1	47,3 $\pm$ 8,6	52,3 $\pm$ 16,3
Conteúdo de Areia (g/kg)	538,8 $\pm$ 47,1	560,7 $\pm$ 70,1	528,2 $\pm$ 62,9	546,3 $\pm$ 34,2
Conteúdo de Silte (g/kg)	175,3 $\pm$ 21	157,3 $\pm$ 27,6	177,7 $\pm$ 15,5	178,7 $\pm$ 26,6
Vol. Teor de água a -10 kPa (10 ⁻² cm ³ cm ⁻³)*10	311,3 $\pm$ 10,3	311,7 $\pm$ 9,6	312,3 $\pm$ 11,5	317,6 $\pm$ 12,2
Capacidade de troca catiónica (no ph7) (mmol(c)/kg)	139,23 $\pm$ 11,9	126,6 $\pm$ 19,4	140 $\pm$ 16,8	146,3 $\pm$ 19,2
Nitrogénio total no solo (cg/kg)	64,61 $\pm$ 7,9	66,8 $\pm$ 11,3	64,9 $\pm$ 3,6	65,5 $\pm$ 5,3

Carbono orgânico no solo (dg/kg)	71 ± 20,51	106,7 ± 90,7	71 ± 29,5	91,2 ± 38,9
----------------------------------	------------	--------------	-----------	-------------

Análise de Componentes Principais (PCA)

A análise de PCA revelou a presença de dois principais componentes, os dois primeiros eixos explicaram 56 % da variação dos dados ambientais analisados (38,5% no primeiro eixo e 17,4% no segundo eixo).

As variáveis que mais contribuem para PC1 são a precipitação, temperatura média anual e conteúdo de areia com uma correlação positiva e as com correlação negativa são o conteúdo de silte, conteúdo de argila e a elevação. Para PC2, as variáveis que mais se destacam são, conteúdo de argila, carbono orgânico no solo, nitrogénio total no solo com uma correlação positiva, as com correlação negativa são a densidade aparente e o conteúdo de areia. (Tabela 5).

Tabela 5. Correlação das variáveis ambientais com os dois primeiros eixos da análise de componentes principais (PC)

Variáveis ambientais	PC1	PC2
Elevação (m)	-0,26407	0,30237
Precipitação (mm)	0,38916	0,026239
Temperatura media anual (C°)	0,36673	0,036679
Estoque de carbono no solo (t/ha)	-0,08028	0,079063
Densidade aparente (cg/cm ³)	-0,1515	-0,4304
Conteúdo de argila (g/kg)	-0,29997	0,40089
Fragmentos grosseiros (cm ³ /dm ³)	0,22418	0,343
Areia (g/kg)	0,38787	-0,24708
Silte (g/kg)	-0,38607	-0,11632
Vol. Teor de água a -10 kPa (10–2 cm ³ cm–3)*10	-0,20193	0,31384
Capacidade de troca catiónica (no pH7) (mmol(c)/kg)	-0,24218	-0,06053
Nitrogénio total no solo (cg/kg)	0,19664	0,35687
Carbono orgânico no solo (dg/kg)	0,19265	0,36412

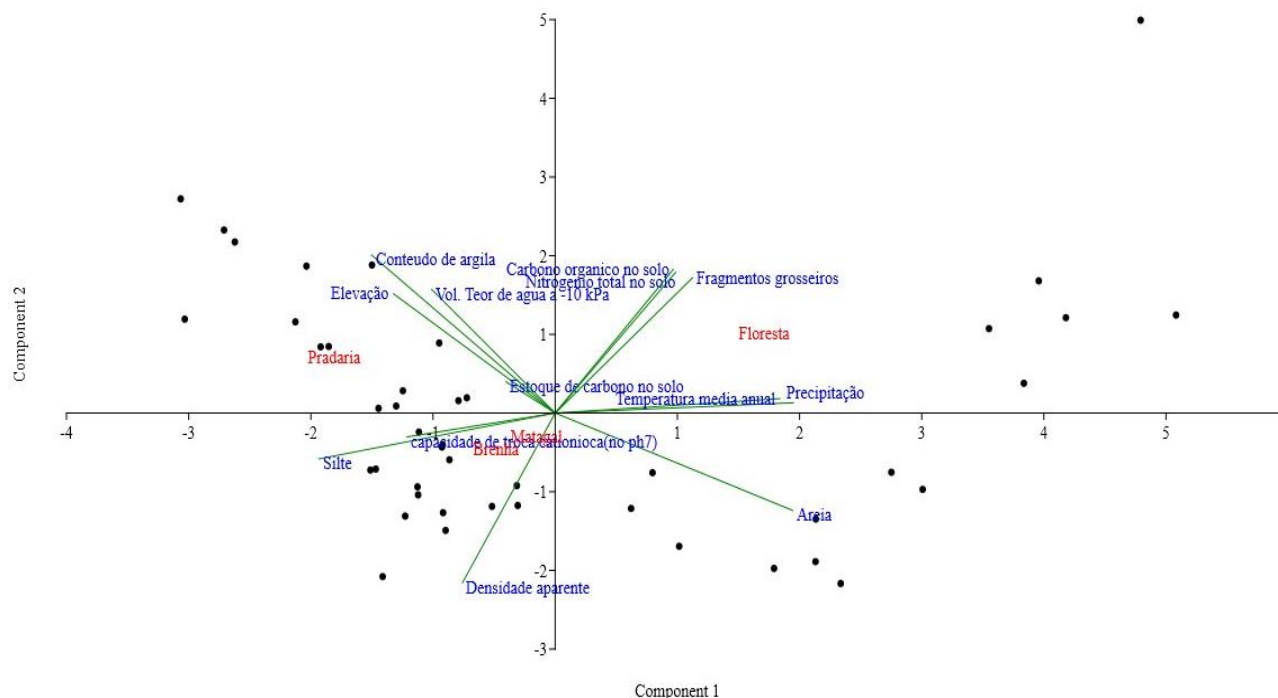


Figura 5. Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais dos tipos vegetacionais.

No gráfico da figura 5, os pontos que representam a floresta e a pradaria estão separados. A floresta encontra-se posicionada à direita e ligeiramente acima, próxima dos fragmentos grosseiros no solo e da temperatura média anual. A pradaria, por outro lado, está posicionada à esquerda, associada às variáveis de elevação, conteúdo de argila e conteúdo de silte no solo.

A brenha e o matagal estão localizados próximos do centro do gráfico, localizados de maneira equilibrada entre várias variáveis ambientais, sem a predominância clara de variáveis específicas.

7.3.2. Relação entre diversidade florística e as variáveis ambientais

De acordo com a análise de regressão múltipla a diversidade de espécies estimada pelo índice de diversidade de Shannon-Winner H' e as variáveis ambientais, apresentam uma correlação

moderada ($R=0.49900132$), aproximadamente 24.9% da variabilidade no índice de Shannon-Winner é explicada pelas variáveis ambientais ($R^2=0.24900231$). O modelo global da regressão não é estatisticamente significativo, $p\text{-value} = 0.1425$. (vide anexo 3).

7.4. Partição da diversidade beta (β) entre os diferentes tipos de vegetação

A diversidade beta entre os 4 tipos de vegetação de acordo com o índice de dissimilaridade de Sorensen foi de ($\beta_{sor}=0,55$). A partição da diversidade beta total estimada demonstrou que a maior parte da variação corresponde à rotatividade de espécies (*turnover*) ($\beta_{sim}=0,38$) e não pelo aninhamento das espécies ($\beta_{sne}=0,16$).

7.4.1. Partição da diversidade beta (β) aos pares de tipo de vegetação

Os tipos de vegetação mais dissimilares são a floresta e a pradaria, a brenha e a pradaria, e o matagal e a pradaria. Entre a floresta e a pradaria, a diversidade beta é predominantemente explicada pelo aninhamento das espécies, com menor influência da rotatividade, o mesmo padrão é observado entre a brenha e a pradaria. No entanto, entre o matagal e a pradaria, a dissimilaridade é maioritariamente devida à rotatividade de espécies.

Por outro lado, os tipos de vegetação menos dissimilares são a brenha e a floresta, o matagal e a brenha, e a floresta e o matagal onde a diversidade beta é principalmente explicada pela rotatividade de espécies. (Tabela 6).

Tabela 6. Partição da diversidade beta (β SOR) em seus componentes de rotatividade (β SIM) e aninhamento (β SNE) entre os quatro tipos de vegetação, aos pares.

Tipos de vegetação	Bsor	Bsim	Bsne
Floresta vs Brenha	0,28	0,27	0,006
Floresta vs Matagal	0,30	0,22	0,08
Floresta vs Pradaria	0,59	0,27	0,32
Brenha vs Matagal	0,40	0,33	0,075
Brenha vs Pradaria	0,61	0,29	0,32
Matagal vs Pradaria	0,57	0,33	0,24

8. Discussão

8.1. Diversidade específica nos diferentes tipos vegetacionais da Reserva Florestal do Licuáti e áreas adjacentes

Com base na teoria de nicho (MacArthur e MacArthur, 1961; Stein *et al.*, 2014), esperava-se que habitats mais complexos e estruturalmente diversos, apresentassem maiores índices de diversidade e equitabilidade em comparação a habitats mais simples. A predição era que a floresta exibisse os maiores índices de diversidade em relação aos outros tipos vegetacionais.

Os resultados dos índices de Shannon-Winner, Simpson e equitabilidade de Pielou revelaram que a floresta apresentou os maiores valores em todos os índices, seguida pelo matagal, brenha e, por fim, a pradaria. O índice de Shannon-Winner foi elevado na floresta ($H'=3,96$), seguido pelo matagal ($H'=3,77$) e a brenha ($H'=3,51$). A pradaria exibiu o menor valor ($H'=2,9$).

O índice de Shannon cresce à medida que aumenta a riqueza de espécies na área e quando há uma maior distribuição de indivíduos entre todas as espécies (Vellend, 2010; Magurran, 2011). A floresta foi o tipo de vegetação mais rico em termos de número de espécies, apresentando o maior valor de índice de Shannon-Winner. Os valores de índice de diversidade de Shannon-Winner geralmente situam-se entre 1,3 e 3,5, podendo exceder 4,0 e alcançar em torno de 4,5 (Martini e Prado, 2010). Segundo Felfili e Rezende (2003) são considerados altos os valores de índice de diversidade de Shannon-Winner acima de 3 em ecossistemas florestais. As florestas consideradas diversificadas apresentam índice de Shannon-Winner entre os valores de 3 e 4 (Gliessman, 2001). Isto revela que tanto a floresta como a brenha e o matagal apresentaram uma alta diversidade de espécies. Por outro lado, a pradaria é o tipo de vegetação que apresenta uma baixa diversidade de espécies.

Os índices de Shannon-Wiener e Simpson, apresentam tendências similares na medição da diversidade (Caiafa, 2003). Os valores do índice de Simpson acima de 0,8 são considerados indicativos de uma comunidade com alta diversidade e baixa dominância (Felfili e Rezende 2003).

O índice de Simpson também reforça a tendência do índice de Shannon-Winner, com a floresta apresentando o valor mais alto ($D=0,97$), indicando baixa dominância de espécies e maior equitatividade, isso sugere que, além de possuir maior diversidade, as espécies estão distribuídas

de forma mais homogênea na floresta. No matagal ($D=0,96$) e na brenha ($D=0,94$), os valores também são relativamente altos. A pradaria, embora diversificada, começa a mostrar sinais de dominância de algumas espécies, reflectido no seu índice de Simpson mais baixo ($D=0,89$).

A equitabilidade de Pielou, ao ser analisada em conjunto com os índices de Shannon-Winner e Simpson, reforça a ideia de que a floresta se destaca pela distribuição equilibrada de suas espécies, assim como o matagal e a brenha. A pradaria, embora tenha menor equitabilidade, apresenta uma distribuição relativamente equilibrada de espécies.

A maior diversidade de espécies na floresta pode ser atribuída à sua maior complexidade estrutural, ambientes com maior estratificação, como florestas, apresentam múltiplos estratos de vegetação, que proporcionam uma ampla variedade de nichos ecológicos, permitindo a coexistência de espécies que ocupam diferentes funções ecológicas e micro-habitats, o que permite uma distribuição mais equilibrada das espécies (Shostell e Williams, 2007; Begon *et al*, 2006). Em contrapartida, a menor diversidade e equitabilidade da pradaria podem ser explicadas pela simplicidade estrutural, suportando menos espécies devido à limitação de nichos e recursos disponíveis, que favorecem a dominância de espécies adaptadas, reflectindo uma comunidade mais simplificada (Begon *et al*, 2006; Laurance *et al.*, 2006). Segundo Santana (2002), baixos valores do índice de Shannon é comum em florestas secundárias.

A floresta apresentou os indivíduos mais altos, foi o tipo de vegetação com a maior altura média dos indivíduos e um dos tipos de vegetação com o maior número de indivíduos com $DAP \geq 5$ cm. Reflectindo uma estrutura vertical bem definida, com múltiplos estratos de vegetação e com árvores de grande diâmetro, criando uma variedade de nichos ecológicos e estratificação que favorecem a diversidade de espécies (Townsend *et al.*, 2006; Giácomo *et al.*, 2013).

Em contraste, a pradaria apresentou indivíduos relativamente mais baixos, com baixa altura média dos indivíduos e apresentou o menor número de indivíduos com $DAP \geq 5$ cm o que reflecte um habitat com baixa complexidade estrutural e poucos nichos ecológicos disponíveis devido a ausência de estratificação vertical e a presença de árvores de menor diâmetro (Tews *et al.*, 2004; Townsend *et al.*, 2006), limitando a quantidade de nichos ecológicos disponíveis, resultando em uma menor diversidade de espécies (Begon *et al*, 2006).

Os resultados do presente estudo, em que a floresta apresentou os maiores índices de diversidade e equitabilidade, contrastam com os achados de CEAGRE (2022), que apontaram a brenha como o tipo de vegetação com maior diversidade, seguida da floresta, matagal e por fim a pradaria. Essa discrepância pode ser explicada por diferenças metodológicas entre os dois estudos (Gama *et al.*, 2003).

Os resultados da análise de variância (ANOVA one-way) revelaram que, não há diferenças significativas na diversidade de espécies entre os diferentes tipos vegetacionais, indicando que, ao analisar de maneira geral os dados de diversidade, os tipos vegetacionais estudados apresentam similaridade na distribuição de espécies. Esses resultados sugerem que, apesar da diferença nos valores absolutos de diversidade, a variabilidade das comunidades vegetais não é estatisticamente distinta entre a floresta, brenha, matagal e pradaria. Ao analisar essas diferenças mais a fundo, através da análise de comparação múltipla Tukey HSD para o índice de Shannon-Winner, o teste Tukey, com nível de significância de 5%, apontou diferenças significativas na diversidade de espécies entre a pradaria e os outros tipos vegetacionais (floresta, brenha e matagal), no entanto, não foram observadas diferenças significativas entre a floresta, brenha e matagal.

Embora a floresta tenha apresentado os maiores valores de diversidade de forma descritiva, a diversidade entre a floresta, brenha e matagal não é estatisticamente diferente. Por outro lado, a pradaria destaca-se por apresentar diversidade significativamente diferente comparada com os demais tipos de vegetação. Isso pode ser explicado pela estrutura mais simples e homogênea da pradaria, que limita a diversidade de nichos ecológicos, resultando em uma menor riqueza específica, como observado em ecossistemas com baixa complexidade estrutural (Rees *et al.*, 2001; Begon *et al.*, 2006).

A análise de componentes principais (PCA) das variáveis ambientais forneceu uma representação visual das correlações entre os tipos vegetacionais e as variáveis ambientais, tendo revelado uma clara separação dos pontos que representam a floresta e a pradaria no gráfico, indicando que esses dois tipos de vegetação apresentam características ambientais distintas. A separação clara entre os pontos que representam a floresta e a pradaria no gráfico PCA reforça que esses dois tipos de vegetação estão associados a características ambientais distintas, suportando assim uma diversidade diferente de espécies. A brenha e o matagal estão mais concentrados ao centro,

indicando que eles são influenciados por uma combinação equilibrada de várias variáveis ambientais, sem uma forte dominância de factores específicos, indicando que estes têm características ambientais semelhantes.

Estes resultados constituem uma base importante para a conservação das espécies de plantas na RFL e áreas adjacentes, uma vez que os resultados indicam que a diversidade de espécies não é homogénea entre os diferentes tipos de vegetação. A diversidade de espécies na pradaria apresenta diferenças significativas com a dos outros tipos de vegetação, a pradaria apresenta menor diversidade e maior domínio de algumas espécies.

8.2. Relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais

Os resultados do presente estudo mostraram que a diversidade de espécies apresenta uma correlação moderada com as variáveis ambientais analisadas, o modelo global da regressão não atingiu significância estatística, isto implica ausência de evidências suficientes para afirmar que as variáveis ambientais consideradas têm um impacto significativo na diversidade de espécies na área de estudo. Dessa forma, não foi possível confirmar a hipótese de que a diversidade de espécies apresenta correlação positiva com a heterogeneidade do habitat, estimada pelas variáveis ambientais analisadas.

Os resultados deste estudo contrastam com muitos dos estudos anteriores, onde frequentemente se observa uma correlação forte e positiva entre as variáveis ambientais e a diversidade de espécies (Sabo *et al.*, 2005; Dufour, 2006; Burton *et al.*, 2011; Giácomo *et al.*, 2013; McIntosh *et al.*, 2016) Moro *et al.*, 2016; Udy, 2020).

No entanto a ausência de significância estatística no modelo global não invalida a existência de uma correlação moderada entre as variáveis analisadas, uma vez que as interações entre variáveis ambientais e a biodiversidade são frequentemente complexas e multifactoriais (Lundholm, 2009), o que pode explicar por que o modelo não conseguiu capturar todas as variantes dessas interações. Essa falta de significância pode ser atribuída, por outro lado, a vários factores, dentre eles, a possibilidade de que as variáveis ambientais escolhidas para o estudo não capturam completamente a heterogeneidade do habitat que realmente afecta a diversidade de espécies, no caso das variáveis climáticas, elas são um dos condutores mais fortes da riqueza de espécies, mas em escalas amplas

(Field *et al.*, 2009; Udy, 2020), diferente da nossa área de estudo onde a escala é menor (local). Isto deve-se ao facto de o clima variar fortemente do que outras variáveis em grandes áreas geográficas (Hawkins *et al.*, 2003; Field *et al.*, 2009).

Alguns estudos mostraram que factores climáticos como a temperatura média anual e a precipitação influenciam a diversidade de espécies e a estrutura das florestas em grande escala (Jucker *et al.*, 2018; Ali *et al.*, 2019), enquanto os factores edáficos como as propriedades físicas e químicas do solo o fazem à escala local ou fina (Chiang *et al.*, 2016; Ali *et al.*, 2018).

No caso, o tamanho da amostra e a escala espacial podem ter limitado a capacidade do modelo de detectar relações significativas. A diversidade de espécies pode responder a variáveis ambientais em escalas espaciais diferentes das utilizadas no estudo (Tamme *et al.*, 2010).

Embora a análise do PCA mostre que os tipos de vegetação têm características ambientais específicas, a observação moderada da regressão e a ausência de significância estatística sugerem que os factores ambientais sozinhos não são suficientes para explicar completamente a diversidade de espécies. A diversidade de espécies pode estar mais relacionada a processos aleatórios como a limitação da dispersão, como proposto pela teoria neutra (Hubbell, 2001; He e Hu, 2005). De acordo com a Teoria Neutra, todas as espécies de uma comunidade ecológica têm, essencialmente, chances equivalentes de nascer, morrer, migrar e se reproduzir. As diferenças na abundância de espécies seriam, assim, resultado de processos aleatórios, como deriva ecológica, dispersão limitada e extinções locais, ao invés de respostas diferenciadas às condições ambientais (Hubbell, 2001; Hubbell, 2006). Essa abordagem permite que a diversidade seja explicada focando em como a aleatoriedade pode moldar a composição das comunidades ao longo do tempo (Zhou e Zhang, 2006).

Estudos demonstram que as limitações na dispersão podem resultar em padrões de diversidade que não são totalmente explicados por processos baseados em nicho, como a competição e a especialização de recursos (Pärtel *et al.*, 2007; Ozinga *et al.*, 2008). Quando a dispersão é limitada, a distribuição das espécies pode ser mais influenciada por processos aleatórios, como a chegada de indivíduos a novos locais por eventos ocasionais de dispersão, do que pelas características específicas do habitat (Pärtel *et al.*, 2007; Ozinga *et al.*, 2008; Aranha 2013).

Ao explicar a variação florística em ilhas de florestas tropicais montanhosas, percebeu-se que os factores espaciais eram mais importantes do que variáveis ambientais, sugerindo a relevância de processos neutros (Costa *et al.*, 2022).

Os resultados deste estudo evidenciam a complexidade da relação entre a diversidade de espécies de plantas e as variáveis ambientais. Embora se tenha observado uma correlação moderada entre essas variáveis, a análise estatística não permitiu estabelecer uma relação de causa e efeito clara. Essa complexidade pode ser atribuída a diversos factores, como a escala espacial do estudo, a escolha das variáveis ambientais e a influência de processos aleatórios, como a dispersão limitada. A teoria neutra, que enfatiza o papel da aleatoriedade na estruturação das comunidades, oferece uma perspectiva alternativa para explicar a distribuição de espécies, especialmente em situações onde as variáveis ambientais não conseguem explicar completamente a variação na diversidade.

8.3. Partição da diversidade beta (β) entre os diferentes tipos de vegetação da Reserva Florestal do Licuáti e áreas adjacentes

A diversidade beta geral entre os quatro tipos de vegetação estudados mostrou uma dissimilaridade moderada, o que sugere que, apesar de existirem diferenças entre os tipos de vegetação, há uma parte de espécies compartilhadas. A partição dessa diversidade mostrou que a maior parte da variação foi devida à rotatividade de espécies (*turnover*), enquanto que o aninhamento (*nestedness*) desempenhou um papel relativamente secundário. Esses resultados mostram que a diversidade beta é impulsionada principalmente pela substituição de espécies entre os diferentes tipos de vegetação que ocorre, quando um conjunto de espécies é substituído por outro conforme mudamos de tipo de vegetação (Ulrich e Gotelli, 2007; Baselga, 2010; Baselga e Orme, 2012).

A predominância da rotatividade como principal impulsionador da diversidade beta foi observada em estudos realizados em outras regiões com diferentes tipos habitats, indicando que a substituição de espécies entre habitats estruturalmente diferentes é amplamente observada (Soininen *et al.*, 2018; Cordeiro *et al.*, 2023; Jiang *et al.*, 2023; Ahmad *et al.*, 2020; Heydari *et al.*, 2017).

Os resultados das análises feitas aos pares de tipos de vegetação mostraram os tipos de vegetação floresta-pradaria, brenha-pradaria e matagal-pradaria foram dissimilares entre si. A floresta e a pradaria, foram os tipos de vegetação mais dissimilares sendo essa maioritariamente explicada pelo aninhamento das espécies e, menor influência da rotatividade. O mesmo padrão de

dissimilaridade foi observado entre brenha e a pradaria, porém entre o matagal e a pradaria, a dissimilaridade é maioritariamente explicada pela rotatividade de espécies.

Entre a floresta e pradaria e entre a brenha e a pradaria a diversidade beta foi predominantemente explicada pelo aninhamento de espécies, um padrão que sugere que as espécies presentes na pradaria, em sua maioria, constituem um subconjunto das espécies da floresta e da brenha. Isto ocorre quando as espécies do local com menor número de espécies são subconjuntos do local mais rico (Ulrich e Gotelli, 2007; Baselga, 2010), reflectindo um processo de perda de espécies como consequência de qualquer factor que promova a desagregação ordenada das comunidades (Gaston e Blackburn, 2000; Anderson, 2011).

O padrão de aninhamento observado entre a floresta e a pradaria, assim como entre a brenha e a pradaria, diverge de alguns estudos que indicam uma maior rotatividade de espécies em habitats estruturalmente diferentes (Soininen *et al.*, 2018; Godsoe *et al.*, 2022; Jiang *et al.*, 2023). Essa diferença pode estar associada a perda de habitat decorrente do abate de árvores para a produção de carvão e da expansão agrícola (Tokura *et al.*, 2020; CEAGRE, 2022), que reduzem a complexidade estrutural da pradaria e limitam suas condições ecológicas, fazendo com que a pradaria abrigue apenas um subconjunto das espécies presentes em habitats mais ricos (floresta e brenha), com predominância de espécies generalistas (Morin, 2011; Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2013). O padrão de aninhamento pode também estar associado a distância e o isolamento entre estes tipos de vegetação, impedindo o movimento e a colonização por espécies especializadas da floresta e da brenha (Lawes *et al.*, 2007; Arroyo-Rodriguez *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2017).

Segundo a teoria da paisagem, habitats menos conectados ou que funcionam como matrizes de baixa permeabilidade tendem a abrigar menos espécies especializadas, isso reflecte o aninhamento de espécies, onde espécies adaptadas a habitats mais complexos não conseguem se estabelecer em habitats mais simples, enquanto algumas espécies generalistas podem se mover para habitats adjacentes (Taylor *et al.*, 1993; Fahrig, 2003; Estavillo *et al.*, 2013).

No entanto entre o matagal e pradaria, a dissimilaridade foi explicada maioritariamente pela rotatividade de espécies, o que reflecte a substituição de um conjunto de espécies por outro à medida que se transita entre esses dois tipos vegetacionais. A presença de espécies distintas em

cada habitat é um indicativo de que os habitats apresentam condições abióticas e ecológicas específicas que favorecem diferentes grupos de plantas (Boschilia *et al.*, 2016). Provavelmente, devido a selecção de espécies por filtros ambientais ou espaciais (Boschilia *et al.*, 2016; Soininen *et al.*, 2018). O aumento da heterogeneidade provoca a filtragem ambiental, restringindo as espécies a habitats específicos, o que afecta a amplitude de sua distribuição e favorece a diferenciação de espécies especializadas, aumentando a rotatividade de espécies (Nanda *et al.*, 2021; Godsoe *et al.*, 2022).

Contudo, no caso específico do matagal e da pradaria, a actividade humana pode ter desempenhado um papel na dinâmica observada, uma vez que algumas porções do matagal e da pradaria estão sujeitas a perturbações, resultadas das actividades humanas na área, como incêndios e corte de árvores para a produção de carvão (Izdine, 2003; Izidine *et al.*, 2008; CEAGRE, 2022). As actividades humanas, ao alterar a estrutura dos habitats, criam condições favoráveis para que ocorra uma substituição de espécies nativas, adaptadas a condições mais estáveis, por espécies mais generalistas e tolerantes a distúrbios, resultando em uma alta rotatividade de espécies entre os diferentes tipos vegetacionais (Vitule e Pozenato, 2012).

Em contrapartida os tipos de vegetação menos dissimilares, ou seja, similares são brenha-floresta, matagal-brenha, e floresta-matagal onde a diversidade beta é principalmente explicada pela rotatividade de espécies. Esses tipos vegetacionais, embora menos dissimilares, ainda apresentam um padrão de rotatividade ou substituição de espécies, o que indica que, mesmo em habitats ecologicamente semelhantes, há variações florísticas consideráveis, provavelmente relacionadas a factores subtis, como diferenças microclimáticas, composição de solo ou interacções bióticas específicas (Sousa *et al.*, 2018). Esses resultados sugerem que, mesmo em paisagens com habitats semelhantes, as substituições de espécies podem ser impulsionadas por pequenos gradientes ambientais ou de pressão ecológica.

A rotatividade de espécies observada entre a brenha e a floresta, o matagal e a brenha, e entre a floresta e o matagal, indica que esses tipos de vegetação podem estar moderadamente conectados, permitindo algum nível de movimento e dispersão de espécies entre eles (Bennett, 1999; Vieira e Carvalho, 2009), as espécies que habitam nestes tipos de vegetação podem se dispersar facilmente entre essas áreas, utilizando as estruturas vegetacionais complexas como corredores naturais

(Vieira e Carvalho, 2009; Higuchi *et al.*, 2018). O movimento de espécies entre esses tipos de vegetação pode ser facilitado pela similaridade estrutural desses habitats, que oferecem corredores funcionais para a dispersão de espécies (Fahrig, 2003; Higuchi *et al.*, 2018).

Em suma a análise da diversidade beta revelou diferentes padrões de distribuição de espécies entre os diferentes tipos de vegetação. Com predominância da rotatividade de espécies entre os tipos de vegetação semelhantes (floresta, brenha e matagal), indicando a facilidade do movimento de espécies entre esses tipos de vegetação. Essa conectividade é crucial para a manutenção da diversidade de espécies e para a persistência das comunidades a longo prazo. Por outro lado, o aninhamento foi evidente entre os tipos de vegetação dissimilares, a floresta e a pradaria, e entre a brenha e a pradaria. As implicações ecológicas desse fenômeno são significativas, pois a pradaria, por ser menos complexa e abrigar um subconjunto de espécies dos tipos de vegetação complexos, é vulnerável a perturbações e a perda de espécies, destacando a necessidade de estratégias para aumentar a conectividade entre a pradaria e a floresta, assim como entre a pradaria e a brenha.

9. Conclusão

A floresta apresenta a maior diversidade de espécies seguida pelo matagal e a brenha, a pradaria foi o tipo de vegetação que apresentou menor diversidade de espécies.

A análise de PCA sugeriu que a floresta e a pradaria são os tipos de vegetação mais heterogêneos, apresentando características ambientais distintas, e que a brenha e o matagal têm características ambientais semelhantes, indicando que eles são influenciados por uma combinação equilibrada de várias variáveis ambientais, sem uma forte dominância de factores específicos.

A relação entre a diversidade de espécies e as variáveis ambientais apresentam uma correlação moderada, as variáveis ambientais consideradas não têm um impacto significativo na diversidade de espécies na área de estudo.

A diversidade beta geral entre os tipos de vegetação estudados foi moderada, sendo impulsionada principalmente pela rotatividade de espécies entre os diferentes tipos vegetacionais. Os pares de vegetação mais dissimilares foram floresta-pradaria, brenha-pradaria e matagal-pradaria, essa dissimilaridade sendo maioritariamente explicada pelo aninhamento, excepto entre o matagal e a pradaria. Os tipos de vegetação menos dissimilares são brenha-floresta, matagal-brenha e floresta-matagal onde a diversidade beta é principalmente explicada pela rotatividade de espécies.

11. Recomendações

Com base nas constatações deste estudo, recomenda-se:

A gestão integrada dos tipos de vegetação de forma a aumentar a conectividade entre eles, permitindo a colonização natural e reduzindo a extinção local de espécies.

A implementação de projectos de restauração de algumas comunidades da pradaria para aumentar sua resiliência ecológica e capacidade de suportar mais espécies

Monitoramento contínuo e controle das actividades antropogénicas na RFL e áreas adjacentes com fiscalização rigorosa e sensibilização comunitária.

A repetição do mesmo estudo, com foco na avaliação profunda da influência de variáveis edáficas e microclimáticas na composição florística, com uma amostragem detalhada do solo em cada tipo de vegetação, acompanhada de um monitoramento microclimático minucioso.

A realização de estudos de avaliação da influência da degradação ambiental na diversidade beta das espécies florísticas e seus componentes de rotatividade e aninhamento na Reserva Florestal do Licuáti e nas áreas adjacentes.

A realização de estudos de avaliação temporal da dinâmica de espécies florísticas na Reserva Florestal do Licuáti e nas áreas adjacentes, acompanhar a evolução da diversidade florística nos diferentes tipos de vegetação ao longo do tempo.

12. Referências Bibliográficas

- Ahmad, M., S.K. Uniyal, D.R Batish, H.P Singh e V. Jaryan (2020). Patterns of plant communities along vertical gradient in Dhauladhar mountains in Lesser Himalayas in North-Western India. *Science of The Total Environment*, 716: 136919.
- Alves, F.A., I.R. Bezerra, T.F. Lima, S.M. Souza, A.C. Nunes e E.J. Brandão (2024). Impactos de mudanças climáticas para a fisiologia e morfologia vegetal e a sociedade. *Revista Ambientale*, 16:560.
- Anderson, M. J., T.O Crist, J. M Chase, J. M Vellend, B. D Inouye, A. L Freestone, N. J Sanders, H. V. Cornell, L.S. Comita, K.F. Davies, S.P. Harrison, N. J. B. Kraft, J.C. Stegen, e N. G. Swenson (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19-28.
- Aranha, B.A. (2013). Padrão filogenético de comunidades do cerrado: evolução e biogeografia. Tese de Doutorado em Biologia Vegetal. 99pp. Campinas, Universidade Estadual de Campinas.
- Arroyo-Rodriguez, V., M. Ríos, F. Escobar, B. Melo, B. Santos, M. Tabarelli e R. Chazdon (2013) Plant β -diversity in fragmented rainforests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101: 1449–1458.
- Apgaua, D.M.G. (2012). Diversidade β (beta) em Florestas Tropicais Sazonalmente Secas: relações florísticas entre gradientes fisionômicos e entre microambientes. Tese de Mestrado. 151pp. Minas Gerais, Universidade Federal de Lavras.
- Baselga, A. (2008). Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography*, 31: 263–271.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 134–143.
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*.
- Baselga, A e C.D.L. Orme (2012). Betapart: an Rpackage for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 808-812.
- Bartels, S.F e H.Y.H. Chen (2010). Is understory plant species diversity driven by resource quantity or resource heterogeneity? *Ecology*, 91 (7): 1931-1938.

- Bazzaz, F.A. (1975) Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology*, 56: 485-488.
- Begon, M, C.R. Townsend, J.L. Harper (2007). *Ecology, from Individuals to Ecosystems*. 4ª edição, 740 pp. Blackwell Publishing.
- Bilia, C. G., G.D. Pinha, D.K. Petsch e A. M. Takeda (2015). Influência da heterogeneidade ambiental sobre os atributos da comunidade de Chironomidae em lagoas de inundação neotropicais. *Heringia*, 105(1): 20-27.
- Borges, W.B., A. D. Oliveira e S.E. Müller (2022). Perception of biodiversity: what is the contribution of basic education? *Research, Society and Development*.
- Brady, N. C e R.R. Weil (2010) *Elements of the nature and properties of soils*. Pearson Education International, New Jersey
- Buckland, S.T., A.E. Magurran, R.E. Green e R.M. Fewster (2004). Monitoring change in biodiversity through composite indices. *The Royal Society*, 360: 243 – 254.
- Burton, J. I., K.J. Martin, J.D. Gilbert e E.K. Zenner (2011). Coarse woody debris dynamics in a secondary *Pseudotsuga menziesii* forest. *Forest Ecology and Management*, 1407-1416.
- Caiafa, A.N., L.V.R. Karina, C.P. Candido e I.R. Costa (2003). Variações temporais de similaridade em Áreas de Cerrado no Município de Itirapina. 25pp. São Paulo. Brasil.
- Candeira, S. P. (2007). Estrutura de comunidades e influência da Heterogeneidade ambiental na diversidade de anuros em área de pastagem no Sudeste do Brasil. Tese de Mestrado. 98pp. São Paulo, Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista.
- Carvalho, F.A e J.M. Felfili (2011). Aplicação da diversidade alfa e beta para definição de áreas prioritárias para conservação: uma análise das florestas decíduais sobre afloramentos calcários no Vale do Paranã. *Revista de Biociências*, 27.
- Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais (CEAGRE). (2022). Caracterização Ecológica da Região de Licuáti. 75pp, Maputo.
- Chesson P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31:343–662.
- Chesson P. (2018). Updates on mechanisms of maintenance of species diversity. *Journal of Ecology*, 106:1773–94.

- Chiang, J. M., C.F. Hsieh e J.Y. Juang (2016). Functional diversity changes during succession in a subtropical forest. 97: 3277-3287.
- Cordeiro, A.A.C., K. Klanderud, P.M. Villa e A.V. Neri (2023). Patterns of species richness and beta diversity of vascular plants along elevation gradient in Brazilian páramo. *Journal of Mountain Science*, 20:1911–20.
- Costa, R. G., P.H. Souza e L.A. Silva (2022). Florística e estrutura de um fragmento de mata seca. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 11: 45-58.
- Currie, D. J. (1991). Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *American Naturalist*, 137(1): 27-49.
- Dale, M.R.T. (1999). Spatial pattern analysis in plant ecology. 326pp. New York, Cambridge University Press.
- Dobrovolski, R., A.S. Melo, F.A.S Cassemiro e J.A.F. Diniz-Filho (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21, 191–197.
- Dufour, A., F. Gadallah, H.H. Wagner, A. Guisan e A. Buttler (2006). Riqueza de espécies vegetais e heterogeneidade ambiental em uma paisagem montanhosa: efeitos da variabilidade e configuração espacial. *Ecografia*, 29: 573-584.
- Duarte, E., H. Matimele, N. Sidat e H. Costa (2020). Breve Análise e Recomendações sobre o Tipo de Gestão e Protecção das Áreas-Chave para a Biodiversidade (Kbas) identificadas em Moçambique. *WCS/VELOCIDADE+.*, 49 pp Maputo.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Felfili, J.M. e R.P. Rezende (2003). Conceitos e métodos em fitossociologia. Universidade de Brasília, Brasília.
- Field, R., B.A. Hawkins e H.V. Cornell (2009). Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. *Journal of Biogeography*, 132-147.
- Fritzsons, E., L.E. Mantovani, e M.S. Wrege (2016). Relação ente altitude e temperatura: uma contribuição ao zoneamento climático no estado de santa catarina. Brasil.
- Graham, C.H e P.V.A. Fine (2008). Diversidade beta filogenética: ligando processos ecológicos e evolutivos em todo o espaço no tempo. *Ecol. Lett*, 11: 1265– 1277.

- Gama, J.R.V., S.A. Botelho e M.M. Bentes-Gama (2002). Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário Amazônico. *Revista Árvore*, 559-566.
- Gaston, K.J e T.M. Blackburn (2000). Pattern and process in macroecology. *Oxford: Blackwell Science*.
- Gaston, K. J., e J. I. Spicer (2004). Biodiversity: An introduction. *Blackwell Publishing*, 1: 4051-1857
- Giácomo, A. S., J.A. Rossi e L.C. Oliveira (2013). Aspectos florísticos e estruturais da vegetação arbórea da área de estudo. *Revista Brasileira de Botânica*, 36 (4): 551-561.
- Gliessman, S. R. (2001) Diversidade e estabilidade do agroecossistema. In: Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável. *Porto Alegre: L&PM*, 3:437
- Grime, J. P. (2001). Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. *Wiley*, 464.
- Godsoe, W., P.J. Bellingham e E. Moltchanova (2022). Disentangling Niche Theory and Beta Diversity Change. *The American Naturalist*, 199:510–22.
- Gomes e Sousa, A. (1968). Reserva florestal de Licuati. Comunicações N – 18. Instituto de Investigação Agrária Moçambique, Maputo, Moçambique. 33 pp.
- Gutiérrez-Cánovas, C., A. Millán, J. Velasco, I.P. Vaughan, e S.J. Ormerod (2013). Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 796–805.
- Hawkins, B. A., R. Field, H.V. Cornell (2003). Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84 (12): 3105-3117.
- He, F e X.S. Hu (2005). Hubbell’s fundamental biodiversity parameter and the Simpson diversity index. *Ecological Letters*, 9: 386–390.
- Heino, J., M. Gröönro, J. Ilmonen, T. Karhu, M. Niva e L. Paasivirta (2013). Environmental heterogeneity and beta diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, 32: 142–154.
- Herrera, J. B. (2011). Efeitos da heterogeneidade do ambiente, área e variáveis ambientais sobre anfíbios anuros em paisagem fragmentada de Floresta Atlântica. Tese de Mestrado. Salvador, Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia.

- Higuchi, P., A.C. Silva, F.R. Spiazzi, M. Negrini, S.L. Neto, M.A. Bento, D.F. Morês, M.D. Aguiar, F.B. Júnior, e A.S. Silva (2018). Elementos da paisagem como fonte de heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. *Ciência Florestal*, 28(2): 661-673.
- HilleRisLambers, J. A.P.B., W.S Harpole, J.M. Levine e M.M. Mayfield (2012). Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 43: 227-248.
- Higuchi, P., A.C. Silva, A.J. Almeida, R.L.C. Bortoluzzi, A. Mantovani, T.S. Ferreira, S.T. Souza, J.P. Gomes, K.M. Silva (2013). Floristic composition and structure of the tree component and environmental analysis of a fragment of a highland Araucaria forest in the municipality of Paineira, Santa Catarina State. *Ciência Florestal*, 23: 153-164.
- Hubbell, S.P. (2001). The united neutral theory of biodiversity and biogeography. *Princeton University Press*.
- Hubbell, S.P. (2006). Neutral theory and the evolution of ecological equivalence. *Ecology* 87: 1397-1398.
- Instituto de Investigação Agrária de Moçambique (IIAM) (2021). Microzoneamento agro-ecológico da Região de Licuáti: Planificar para o Uso Sustentável dos Recursos Naturais. Relatório Preliminar. 176pp, Maputo.
- Izidine, S. A. (2003). Licuáti forest reserve, Mozambique: flora, utilization and conservation. Master's Dissertation. 115pp. Pretoria, University of Pretoria.
- Izidine, S.A., Siebert S. J., van Wyk A. E., Zobolo A. M. (2008). Taboo and Political Authority in Conservation Policy: A Case Study of the Licuáti Forest in Maputaland, Mozambique. *JSRNC*, 2 (3): 373-390.
- Jiang, L., X. Zhang, J. Zhu, X. Wei e B. Chen (2023). Environmental heterogeneity determines beta diversity and species turnover for woody plants along an elevation gradient in subtropical forests of China. *Forestry Research*, 3:26
- Jucker, T., B. Bongalov, D. F. R. P. Burslem, R. Nilus, M. Dalponte, S. L. Lewis, O. L. Phillips, L. Qie e D. A. Coomes (2018). Topography shapes the structure, composition and function of tropical forest landscapes. *Ecology Letters*, 21: 945-1126.
- Keiko, N., S. Kobayashi e M. Suzuki (2005). Habitat heterogeneity and species diversity in forest ecosystems. *Journal of Ecology*, 93 (4): 569-578.

- Kraft, N. J. B e D.D. Ackerly (2014). The assembly of plant communities. In: MONSON, R. (Ed.). The plant sciences - ecology and the environment. *Berlin: Springer-Verlag*. 67-88.
- Kreft, H e W. Jetz (2007). Global Patterns and Determinants of Vascular Plant Diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104 (14): 5925-5930.
- Laurence, FW., H.E.M. Nascimento, S.G. Laurance, A. Andrade, J.E.L.S. Ribeiro, J.P. Giraldo, T.E. Lovejoy, R. Condit, J. Chave, K.E. Harms, e S. D'Angelo (2006). Decadência rápida da composição da comunidade arbórea em fragmentos florestais amazônicos. *PNAS*, 103: 19010-19014.
- Lawes, M.J., H.A.C. Eeley, N.J. Findlay e D. Forbes (2007) Resilient forest faunal communities in South Africa: a legacy of palaeoclimatic change and extinction filtering? *Journal of Biogeography*, 34:1246–1264.
- Logue, J. B., N. Mouquet, H. Peter e H. Hillebrand (2011). Empirical approaches to metacommunities: A review and comparison with theory. *Trends in Ecology and Evolution*, 26 (9): 482–491.
- Lundholm, J.T. (2009). Plant species diversity and environmental heterogeneity: spatial scale and competing hypotheses. *Journal of Vegetation Science*, 20: 377–391.
- MacArthur, R. H. e J. W. MacArthur (1961). On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- Magurran, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Magurran, A. E e B.J. McGill (2011). Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment. *Oxford University Press*.
- Magurran, A.E. (2013). *Measuring Biological Diversity*. 2ª edição, Oxford, Blackwell Publishing.
- Martins, F.R e F.A.M. Santos (2004). Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Rev. Holos*, 36-26.
- Matimele, H.A. (2016). An assessment of the distribution and conservation status of endemic and near endemic plant species in Maputaland. Tese de Mestrado. 91pp. South Africa, Percy Fitzpatrick Institute, University of Cape Town.
- McIntosh, A.C.S., S.E Macdonald e S.A Quideau (2016). Planta de sub-bosque A composição da comunidade está associada à heterogeneidade de recursos acima e abaixo

do solo em escala fina em pinheiro lodgepole maduro (*pinus contorta*) florestas. *PLoS One*, 11: 1–17.

- Melo, A. S. (2008). O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equitabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3),21–27.
- Méndez-Toribio, M., J. Ibañez, P. Zamora e M. Gómez, M (2016). Efeitos de fatores ambientais na estrutura e diversidade de comunidades vegetais tropicais. *Ecology*, 102 (5): 905-916.
- Menezes, B.S., F. R. Martins e F.S. Araújo (2016). Montagem de comunidades: conceitos, domínio e estrutura teórica. *ecologia Australis*, 20: 1-17.
- Mori, A. S., Isbell, F., e Seidl, R. (2018). β -Diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, 33: 549–564.
- Morin, P.J. (2011). Ecologia comunitária. *Oxford, Wiley Blackwell*, 424.
- Moore, D.S. (2004). Estatística básica e sua prática. 3ª edição. Rio de Janeiro, Livros Técnicos e Científicos.
- Moro, M. F., I.A. Silva, F.S. Araújo, E.N. Lughadha, T.R. Meagher e F.R. Martins (2015). The role of edaphic environment and climate in structuring phylogenetic pattern in seasonally dry tropical plant communities. *PLoS One*, 10 (3):119-166.
- Myers, J. A., J. M. Chase, R.M. Crandall e I. Jiménez (2015). Disturbance alters beta-diversity but not the relative importance of community assembly mechanisms. *Journal of Ecology*, 103: 1291–1299.
- Nanda, S.A., M.U. Haq, S.P. Singh, Z.A. Reshi e R.S. Rawal (2021). Species richness and β -diversity patterns of macrolichens along elevation gradients across the Himalayan. *Scientific Reports*, 11:20155.
- Neri, A.V., C.E. Schaefer, A.F. Silva, A.L. Souza, W.G. Ferreira-Júnior e J.A. Meira-Neto (2012). the influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of brazilian cerrado vegetation. *Edinburgh Journal of Botany*, 69: 1-27.
- Pärtel, M., L. Laanisto e M. Zobel (2007). Contrasting plant productivity–diversity relationships across latitude: the role of evolutionary history. *Ecology*, 88 (5): 1091-1097.
- Presley, S. J., C.L. Higgins e M.R. Willig (2010). A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. *Oikos*, 119 (6): 908-917.
- Ress, M., S. Condie e A. Sheppard (2001). Long-term population dynamics and the survival of rare plants in variable environments. *Journal of Ecology*, 89: 463-474.

- Rudnick, D. A., S.J. Ryan, P. Beier, S.A. Cushman, F. Dieffenbach, C.W. Epps, L. Gerber, J. Hartter, J.S. Jenness, J. Kintsch, A.M. Merenlender, R.M. Perkl, D.V. Preziosi e S.C. Trombulak (2012). The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*, (16): 1-23.
- Sabo, J. L., J.L. Bastow e M.E. Power (2005). Length-mass relationships for adult aquatic and terrestrial insects in a California watershed. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 493-499.
- Santos, R.O., R.N. Soares, B.D. Dantas, J.C. Abreu, e R.B. Lima (2016). Processos amostrais para estimativa de parâmetros estruturais de uma floresta estuária no estado do Amará. *Nativo*, 4: 12-33.
- Siefert, A., C. Ravenscroft, M.D. Weiser e N.G. Swenson (2013). Functional beta-diversity patterns reveal deterministic community assembly processes in eastern North American trees. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 682–691.
- Silva, R.J.D., S.U. Diniz e F.Z. Vaz-de-Mello (2010). Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis. *Neotropical Entomology*.
- Silva, M.R. e L.A. Souza (2018). Influência de fatores ambientais na estrutura de comunidades vegetais. *Revista Brasileira de Botânica*, 41: 23-34.
- Silva, T.C., M.L. Costa, L.R. Farias, M.A. Santos, J.J. Rocha e J.V Silva (2021). Fatores abióticos no crescimento e florescimento das plantas. *Research, Society and Development*, 10.
- Sidat, N., E. Duarte e H. Matimele (2021). KBAs Identified for Mozambique. Maputo. *WCS/SPEED+*. 38 pp.
- Shostell, J. M e B.S. Williams (2007). Habitat complexity as a determinate of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. *Hydrobiologia*, 575:389-399.
- Soininen, J., J. Heino e J. Wang (2018). A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27:96–109.

- Souto, M.A e M.R. Boeger (2011). Estrutura e composição do estrato de regeneração e vegetação associada de diferentes estádios sucessionais no leste do Paraná. *Ciência Florestal*, 21: 393-407.
- Stein, A., K. Gerstner, H. Kreft (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes, and spatial scales. *Ecology Letters*, 17 (7): 866–880.
- Svenning, J. C., C. Fløjgaard, A. Baselga (2011). Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: Insights from multiscale deconstruction. *Journal of Animal Ecology*, 80:393–402.
- Swenson, N. G. (2011). Phylogenetic beta diversity metrics, trait evolution and inferring the functional beta diversity of communities. *PLoS one*, 6 (6): 21264.
- Tamme, R., I. Hiiesalu, A. Lohmus (2010). Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence. *Journal of Ecology*, 98:1000-1011.
- Tavares, L.D., O.L. Weber, F.C. Valadão e M.M. Espinosa (2019). Análise multivariada de espécies florestais nativas em relação aos atributos químicos e texturais do solo na região de Cotriguaçu. *Ciência Florestal*.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein, e G. Merriam (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68:571–572
- Tews, J. U., V. Brose, K. Grimm, M.C. Tielborger, M. Wichmann, R. Schwage e F. Jeltsch (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79-92.
- Thukral, A.K., R. Bhardwaj, V. Kumar e A. Sharma (2019). New indices regarding the dominance and diversity of communities, derived from sample variance and standard deviation. *Heliyon*, 5.
- Tolonen, K. T., H. Hamalainen, I.J. Holopainen e J. Karj (2001). Influence of habitat type and environment variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie*, 152:39-67.
- Townsend, C. R., M. Begon, e J.L. Harper (2006). Fundamentos em Ecologia. 592pp. Porto Alegre, Artmed.

- Tokura, W., H. Matimele, J. Smith e M.T. Hoffman (2020). Long-term changes in forest cover in a global biodiversity hotspot in southern Mozambique. *Bothalia - African Biodiversity & Conservation*, 50 (1): 1-17.
- Udy, K., M. Fritsch, K.M. Meyer, G. Ingo, S. Hanß, F. Hartig, T. Kneib, H. Kreft, C.B. Kukunda, G. Pe'er, H. Reininghaus, B. Tietjen, T. Tschardt e K. Wiegand (2021). A heterogeneidade ambiental prevê a riqueza global de espécies padrões melhor do que a área. *Global Eco Biogeogr*, 30:842–851
- Ulrich, W e N.J. Gotelli (2007). Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88 (7): 1824-1837.
- van der Heijden, M. G., R.D. Bardgett e N.M. Van Straalen (2008). The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11(3): 296-310.
- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *Quarterly Review of Biology*, 85 (2): 183-206.
- Vianna, L. F. N., E.B. Silva, A. M. Massignam e S.N. Oliveira (2015). Aplicação de descritores de heterogeneidade ambiental na seleção de áreas para sistemas de parcelas amostrais: um estudo de caso para a determinação de hotspots potenciais de biodiversidade. *Geografia*, 40(2): 211-239.
- Vieira, F.D e D.D. Carvalho (2009). Genetic differentiation of the neotropical tree species *Protium spruceanum* (Benth.) Engler (Burseraceae) between fragments and vegetation corridors in Brazilian Atlantic forest. *Acta Amazonica*.
- Villéger, S., G. Grenouillet, e S. Brosse (2013). Decomposing functional b diversity reveals that low functional b-diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 671-681.
- Vitulle, J. R. S e L.P. Pozenato (2012). Homogeneização biótica: Misturando organismos em um mundo pequeno e globalizado. *Estudos de biologia*, 34 (83).
- Whittaker R.H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30:279–338
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21:213-251.

13. Anexos

Anexo 1a: Parâmetros fitossociológicos das espécies DAP ≥ 5 cm) amostradas na brenha, onde (FA) = frequência absoluta, (FR) = frequência relativa, (DA) = densidade absoluta, (DR) = densidade relativa, (AB) = área basal da espécie, (DoA) = dominância absoluta, (DoR) = dominância relativa (IVI) = índice de valor de importância.

<i>Espécie</i>	FA	FR	DA	DR	AB	DoA	DoR	IVI
<i>Afzelia quanzensis</i>	14.29	0.78	5.00	0.21	0.30	0.21	3.31	4.30
<i>Albizia versicolor</i>	28.57	1.56	6.43	0.26	0.32	0.23	3.64	5.46
<i>Balanites maughamii</i>	7.143	0.39	2.86	0.12	0.21	0.15	2.30	2.81
<i>Boscia albitrunca</i>	21.43	1.17	10.71	0.44	0.03	0.02	0.33	1.94
<i>Boscia foetida</i>	21.43	1.17	17.14	0.71	0.09	0.06	0.99	2.86
<i>Brachylaena discolor</i>	85.71	4.67	417.14	17.19	0.87	0.62	9.77	31.62
<i>Cassine aethiopica</i>	7.143	0.39	1.43	0.06	0.00	0.00	0.03	0.47
<i>Cassipourea malosana</i>	7.143	0.39	4.29	0.18	0.02	0.01	0.18	0.74
<i>Cassipourea mossambicensis</i>	21.43	1.17	25.71	1.06	0.00	0.00	0.03	2.25
<i>Combretum apiculatum</i>	7.143	0.39	0.71	0.03	0.00	0.00	0.04	0.46
<i>Combretum celaistroides</i>	92.86	5.06	187.86	7.74	0.12	0.08	1.32	14.12
<i>Combretum molle</i>	7.143	0.39	5.71	0.24	0.05	0.04	0.55	1.18
<i>Combretum molle</i>	7.143	0.39	5.71	0.24	0.05	0.04	0.55	1.18
<i>Commiphora africana</i>	14.29	0.78	1.43	0.06	0.00	0.00	0.02	0.86
<i>Commiphora glandulosa</i>	7.143	0.39	10.71	0.44	0.02	0.01	0.19	1.02
<i>Coptosperma littorale</i>	21.43	1.17	12.14	0.50	0.01	0.00	0.06	1.72
<i>Croton gratissimus</i>	21.43	1.17	33.57	1.38	0.04	0.03	0.49	3.04
<i>Croton pseudpulchellus</i>	78.57	4.28	314.29	12.95	0.07	0.05	0.81	18.04
<i>Dalbergia nitidula</i>	42.86	2.33	79.29	3.27	0.36	0.25	3.99	9.59
<i>Dialium schlechteri</i>	71.43	3.89	91.43	3.77	1.15	0.82	12.90	20.56
<i>Drypetes argute</i>	21.43	1.17	18.57	0.77	0.03	0.02	0.39	2.32
<i>Empogona kirkii</i> subsp. <i>Junodii</i>	14.29	0.78	3.57	0.15	0.00	0.00	0.03	0.96
<i>Euclea natalensis</i>	28.57	1.56	12.86	0.53	0.06	0.04	0.64	2.72
<i>Euclea undulata</i>	7.143	0.39	0.71	0.03	0.00	0.00	0.04	0.46
<i>Gardenia ternifolia</i>	64.29	3.50	48.57	2.00	0.00	0.00	0.04	5.55
<i>Gymnosporia heterophylla</i>	7.143	0.39	0.71	0.03	0.01	0.00	0.06	0.48
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	85.71	4.67	181.43	7.47	0.61	0.43	6.82	18.96
<i>Lannea schweinfurthii</i>	14.29	0.78	5.00	0.21	0.06	0.04	0.62	1.61
<i>Leptactina delagoensis</i>	57.14	3.11	29.29	1.21	0.00	0.00	0.05	4.37
<i>Manilkaria discolor</i>	14.29	0.78	7.14	0.29	0.13	0.09	1.47	2.55
<i>Margaritaria discoidea</i>	57.14	3.11	47.86	1.97	0.44	0.32	4.96	10.04
<i>Monodora junodii</i>	50	2.72	55.00	2.27	0.02	0.01	0.18	5.17
<i>Ochna natalitia</i>	64.29	3.50	40.00	1.65	0.06	0.04	0.69	5.84

<i>Olax dissitiflora</i>	14.29	0.78	4.29	0.18	0.01	0.00	0.07	1.02
<i>Psydrax fragrantissima</i>	28.57	1.56	27.86	1.15	0.28	0.20	3.09	5.79
<i>Psydrax locuples</i>	64.29	3.50	40.71	1.68	0.02	0.01	0.23	5.41
<i>Psydrax obovate</i>	71.43	3.89	71.43	2.94	0.59	0.42	6.60	13.43
<i>Psydrax parviflorus</i>	7.143	0.39	5.71	0.24	0.03	0.02	0.37	1.00
<i>Ptaeroxylon obliquum</i>	14.29	0.78	2.14	0.09	0.04	0.03	0.45	1.32
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	78.57	4.28	148.57	6.12	0.89	0.64	9.95	20.36
<i>Rhus chirindensis</i>	7.143	0.39	2.86	0.12	0.02	0.02	0.26	0.77
<i>Rothmannia fischeri</i>	7.143	0.39	0.71	0.03	0.01	0.01	0.11	0.52
<i>Sclerocroton integerrimus</i>	7.143	0.39	1.43	0.06	0.09	0.06	1.02	1.47
<i>Spirostachys Africana</i>	21.43	1.17	28.57	1.18	0.70	0.50	7.83	10.18
<i>Strychnos madagascariensis</i>	35.71	1.95	54.29	2.24	0.26	0.18	2.88	7.06
<i>Strychnos sp</i>	7.143	0.39	2.86	0.12	0.06	0.04	0.62	1.12
<i>Strychnos spinose</i>	14.29	0.78	7.86	0.32	0.06	0.04	0.65	1.75
<i>Strychnos madagascariensis</i>	35.71	1.95	54.29	2.24	0.26	0.18	2.88	7.06
<i>Strychnos sp</i>	7.143	0.39	2.86	0.12	0.06	0.04	0.62	1.12
<i>Strychnos spinose</i>	14.29	0.78	7.86	0.32	0.06	0.04	0.65	1.75
<i>Terminalia sericea</i>	21.43	1.17	4.29	0.18	0.16	0.12	1.83	3.18
<i>Toddaliopsis bremekampii</i>	35.71	1.95	20.00	0.82	0.00	0.00	0.05	2.82
<i>Tricalysia Junodii</i>	7.143	0.39	0.71	0.03	0.00	0.00	0.03	0.45
<i>Tricalysia sonderiana</i>	35.71	1.95	25.00	1.03	0.00	0.00	0.03	3.00
<i>Uvaria caffra</i>	78.57	4.28	120.71	4.97	0.01	0.00	0.07	9.32
<i>Vepris bremekampii</i>	28.57	1.56	14.29	0.59	0.13	0.09	1.47	3.61
<i>Vitex doniana Sweet</i>	7.143	0.39	0.71	0.03	0.00	0.00	0.04	0.46
<i>Vitex harveyana</i>	28.57	1.56	12.86	0.53	0.04	0.03	0.40	2.49
<i>Warneckea parvifolia</i>	42.86	2.33	62.14	2.56	0.01	0.00	0.08	4.97
<i>Warneckea sousae</i>	21.43	1.17	14.29	0.59	0.00	0.00	0.04	1.79
<i>Ziziphus mucronata</i>	21.43	1.17	3.57	0.15	0.02	0.01	0.21	1.52

Anexo 1b: Parâmetros fitossociológicos das espécies DAP $\geq$ 5 cm) amostradas na floresta, onde (FA) = frequência absoluta, (FR) = frequência relativa, (DA) = densidade absoluta, (DR) = densidade relativa, (AB)= área basal da espécie, (DoA) = dominância absoluta, (DoR) = dominância relativa (IVI) = índice de valor de importância.

Espécie	FA	FR	DA	DR	AB	DoA	DoR	IVI
<i>Acalypha sp.</i>	6.66	0.45	4.00	0.32	0.05	0.03	0.37	1.14
<i>Azelia quanzensis</i>	20	1.35	16.67	1.33	1.61	1.07	12.87	15.54
<i>Albizia adianthifolia</i>	13.3	0.90	7.33	0.58	0.10	0.07	0.79	2.27
<i>Albizia versicolor</i>	13.3	0.90	3.33	0.27	0.07	0.04	0.53	1.69
<i>Artabotrys monteiroae</i>	6.66	0.45	12.00	0.95	0.22	0.14	1.73	3.13

<i>Balanites maughamii</i>	13.3	0.90	7.33	0.58	0.68	0.45	5.45	6.93
<i>Bersama swinnyi</i>	6.66	0.45	5.33	0.42	0.05	0.03	0.37	1.24
<i>Blighia unijugata</i>	6.66	0.45	2.00	0.16	0.01	0.01	0.11	0.72
<i>Boscia salicifolia</i>	6.66	0.45	1.33	0.11	0.01	0.00	0.04	0.60
<i>Brachylaena discolor</i>	53.3	3.59	32.00	2.55	0.04	0.03	0.33	6.46
<i>Cassine aethiopica</i>	13.3	0.90	8.67	0.69	0.02	0.02	0.19	1.77
<i>Cassipourea mossambicensis</i>	6.66	0.45	0.67	0.05	0.00	0.00	0.03	0.53
<i>Catunaregam sp.</i>	20	1.35	8.00	0.64	0.01	0.01	0.07	2.05
<i>Cola dorrii</i>	6.66	0.45	4.00	0.32	0.07	0.04	0.54	1.30
<i>Combretum apiculatum</i>	13.3	0.90	36.67	2.92	0.71	0.47	5.66	9.47
<i>Combretum celaistroides</i>	53.3	3.59	129.3	10.29	0.10	0.07	0.83	14.71
<i>Croton gratissimus</i>	13.3	0.90	5.33	0.42	0.05	0.03	0.41	1.73
<i>Dialium schlechteri</i>	80	5.38	86.00	6.84	2.34	1.56	18.74	30.97
<i>Diospyros natalensis</i>	6.66	0.45	14.00	1.11	0.02	0.01	0.13	1.69
<i>Diospyros sp.</i>	13.3	0.90	20.00	1.59	0.09	0.06	0.69	3.18
<i>Dovyalis longispina</i>	33.3	2.24	6.00	0.48	0.04	0.03	0.33	3.05
<i>Drypetes argute</i>	53.3	3.59	113.3	9.02	0.04	0.03	0.33	12.94
<i>Drypetes natalensis</i>	13.3	0.90	14.67	1.17	0.06	0.04	0.51	2.57
<i>Empogona coriacea</i>	6.66	0.45	0.67	0.05	0.00	0.00	0.02	0.52
<i>Erythrophleum lasianthum</i>	26.6	1.79	5.33	0.42	0.35	0.23	2.77	4.99
<i>Erythroxyllum emarginatum</i>	6.66	0.45	10.00	0.80	0.07	0.04	0.54	1.78
<i>Euclea natalensis</i>	40	2.69	11.33	0.90	0.03	0.02	0.24	3.83
<i>Euclea undulata</i>	6.66	0.45	7.33	0.58	0.03	0.02	0.26	1.29
<i>Ficus sp</i>	6.66	0.45	0.67	0.05	0.01	0.01	0.12	0.62
<i>Garcinia livingstonei</i>	6.66	0.45	1.33	0.11	0.01	0.00	0.05	0.61
<i>Gardenia ternifolia</i>	40	2.69	51.33	4.08	0.01	0.01	0.10	6.87
<i>Grewia robusta</i>	26.6	1.79	40.00	3.18	0.00	0.00	0.02	5.00
<i>Gymnosporia heterophylla</i>	6.66	0.45	2.67	0.21	0.03	0.02	0.20	0.86
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	73.3	4.93	102.6	8.17	0.53	0.35	4.22	17.32
<i>Kigelia Africana</i>	6.66	0.45	0.67	0.05	0.08	0.05	0.65	1.15
<i>Lannea schweinfurthii</i>	20	1.35	7.33	0.58	0.09	0.06	0.71	2.63
<i>Manilkara concolor</i>	20	1.35	2.67	0.21	0.02	0.02	0.18	1.74
<i>Manilkaria discolor</i>	26.6	1.79	7.33	0.58	0.12	0.08	0.95	3.33
<i>Margaritaria discoidea</i>	66.6	4.48	129.3	10.29	1.27	0.85	10.15	24.92
<i>Markhamia obtusifolia</i>	13.3	0.90	6.67	0.53	0.15	0.10	1.21	2.64
<i>Monodora junodii</i>	53.3	3.59	42.00	3.34	0.10	0.07	0.80	7.73
<i>Newtonia hildebrandtii</i>	6.66	0.45	2.67	0.21	1.35	0.90	10.78	11.44
<i>Newtonia insignis</i>	6.66	0.45	0.67	0.05	0.05	0.03	0.41	0.91
<i>Ochna natalitia</i>	46.6	3.14	17.33	1.38	0.08	0.05	0.61	5.12
<i>Olax dissitiflora</i>	20	1.35	11.33	0.90	0.11	0.07	0.85	3.10
<i>Pseudobersama mossambicensis</i>	6.66	0.45	1.33	0.11	0.02	0.01	0.17	0.72
<i>Psydrax fragrantissima</i>	20	1.35	4.00	0.32	0.02	0.01	0.13	1.79

<i>Psydrax locuples</i>	40	2.69	30.00	2.39	0.02	0.01	0.18	5.26
<i>Psydrax obovate</i>	26.67	1.79	25.33	2.02	0.04	0.02	0.29	4.10
<i>Ptaeroxylon obliquum</i>	13.33	0.90	3.33	0.27	0.04	0.03	0.33	1.49
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	40	2.69	26.67	2.12	0.14	0.09	1.09	5.90
<i>Rhus lanceolate</i>	13.33	0.90	2.67	0.21	0.01	0.01	0.11	1.22
<i>Rothmannia fischeri</i>	20	1.35	5.33	0.42	0.08	0.05	0.61	2.37
<i>Sclerocroton integerrimus</i>	26.67	1.79	4.00	0.32	0.06	0.04	0.48	2.59
<i>Spirostachys Africana</i>	20	1.35	18.00	1.43	0.57	0.38	4.55	7.32
<i>Strychnos decussate</i>	20	1.35	4.67	0.37	0.09	0.06	0.75	2.47
<i>Strychnos henningsii</i>	13.33	0.90	4.00	0.32	0.02	0.01	0.16	1.37
<i>Strychnos madagascariensis</i>	33.33	2.24	25.33	2.02	0.20	0.13	1.61	5.87
<i>Strychnos sp</i>	20	1.35	5.33	0.42	0.06	0.04	0.47	2.24
<i>Strychnos spinose</i>	13.33	0.90	16.00	1.27	0.04	0.03	0.36	2.53
<i>Suregada Africana</i>	13.33	0.90	8.00	0.64	0.03	0.02	0.22	1.75
<i>Suregada zanzibariensis</i>	33.33	2.24	13.33	1.06	0.04	0.03	0.34	3.65
<i>Tabernaemontana elegans</i>	13.33	0.90	6.67	0.53	0.01	0.01	0.07	1.49
<i>Tricalysia Junodii</i>	33.33	2.24	38.67	3.08	0.09	0.06	0.76	6.08
<i>Trichilia sp</i>	6.667	0.45	1.33	0.11	0.01	0.00	0.06	0.61
<i>Vachellia</i>	6.667	0.45	0.67	0.05	0.00	0.00	0.04	0.54
<i>Vitex harveyana</i>	33.33	2.24	10.00	0.80	0.01	0.01	0.11	3.14
<i>Ximenia caffra</i>	6.667	0.45	1.33	0.11	0.01	0.01	0.07	0.63
<i>Ziziphus mucronata</i>	6.667	0.45	1.33	0.11	0.03	0.02	0.22	0.77

Anexo 1c: Parâmetros fitossociológicos das espécies DAP $\geq$ 5 cm) amostradas no matagal, onde (FA) = frequência absoluta, (FR) = frequência relativa, (DA) = densidade absoluta, (DR) = densidade relativa, (AB)= área basal da espécie, (DoA) = dominância absoluta, (DoR) = dominância relativa (IVI) = índice de valor de importância.

Espécie	FA	FR	DA	DR	AB	DoA	DoR	IVI
<i>Azelia quanzensis</i>	30	2.94	15.00	0.69	0.19	0.19	7.72	11.35
<i>Albizia adianthifolia</i>	40	3.92	31.00	1.42	0.02	0.02	0.62	5.96
<i>Albizia versicolor</i>	30	2.94	27.00	1.24	0.38	0.38	15.16	19.34
<i>Balanites maughamii</i>	20	1.96	17.00	0.78	0.02	0.02	0.68	3.42
<i>Boscia foetida</i>	40	3.92	260.00	11.93	0.04	0.04	1.59	17.44
<i>Brachylaena discolor</i>	50	4.90	74.00	3.39	0.11	0.11	4.47	12.77
<i>Bridelia cathartica</i>	10	0.98	5.00	0.23	0.02	0.02	0.61	1.82
<i>Combretum celaistroides</i>	50	4.90	271.00	12.43	0.07	0.07	2.89	20.22
<i>Combretum molle</i>	30	2.94	58.00	2.66	0.06	0.06	2.41	8.01

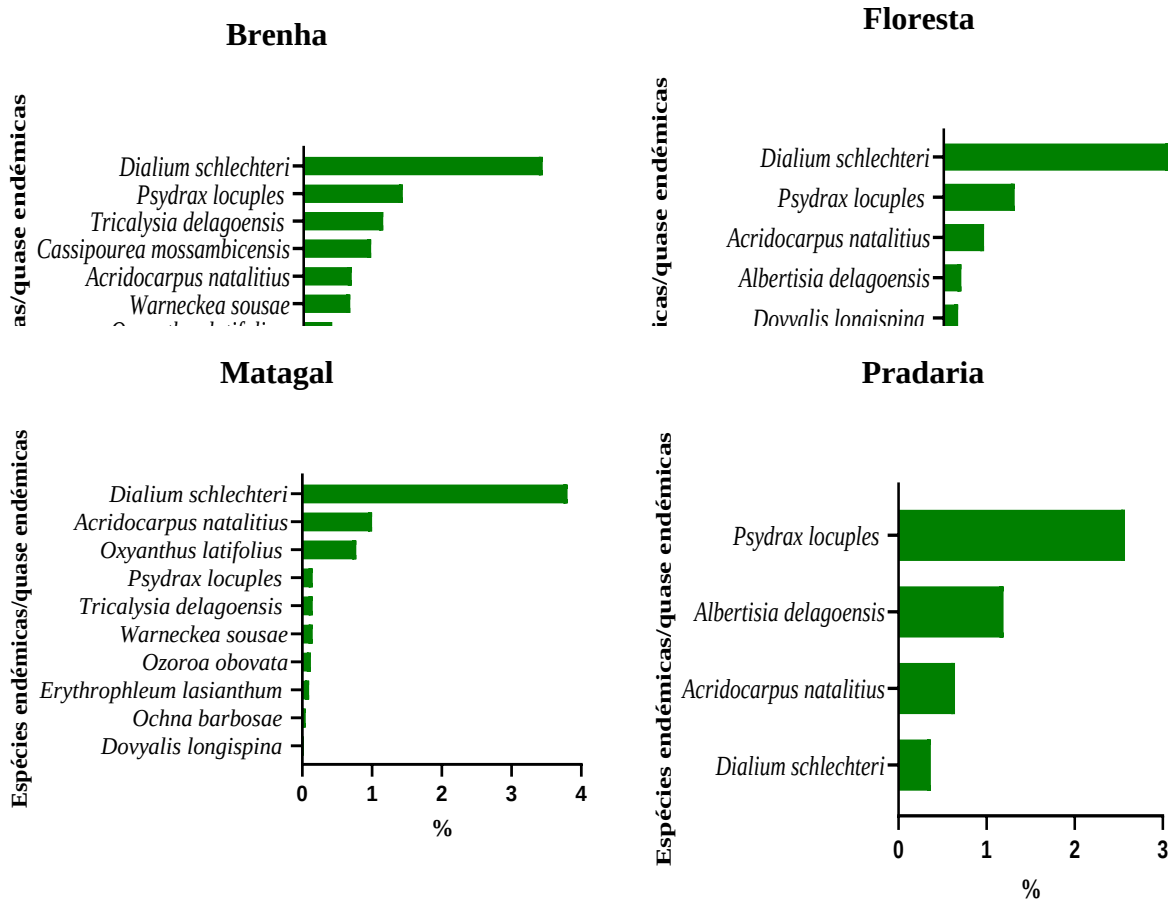
<i>Combretum zeyheri</i>	10	0.98	19.00	0.87	0.02	0.02	0.72	2.58
<i>Dalbergia nitidula</i>	20	1.96	93.00	4.27	0.00	0.00	0.09	6.32
<i>Dialium schlechteri</i>	70	6.86	206.00	9.45	0.16	0.16	6.57	22.88
<i>Dichrostachys cinerea</i>	30	2.94	16.00	0.73	0.00	0.00	0.10	3.77
<i>Erythrophleum lasianthum</i>	10	0.98	4.00	0.18	0.02	0.02	0.74	1.90
<i>Euclea natalensis</i>	20	1.96	37.00	1.70	0.01	0.01	0.25	3.91
<i>Hymenocardia ulmoides</i>	60	5.88	212.00	9.72	0.04	0.04	1.50	17.11
<i>Margaritaria discoidea</i>	70	6.86	206.00	9.45	0.10	0.10	4.16	20.47
<i>Mystroxydon aethiopicum</i>	10	0.98	4.00	0.18	0.00	0.00	0.09	1.26
<i>Olax dissitiflora</i>	40	3.92	20.00	0.92	0.00	0.00	0.11	4.95
<i>Ozoroa obovate</i>	10	0.98	5.00	0.23	0.04	0.04	1.61	2.82
<i>Psydrax obovate</i>	20	1.96	11.00	0.50	0.01	0.01	0.38	2.85
<i>Ptaeroxylon obliquum</i>	20	1.96	23.00	1.06	0.25	0.25	9.82	12.83
<i>Sclerocarya birrea</i>	10	0.98	17.00	0.78	0.03	0.03	1.06	2.82
<i>Sclerochiton apiculatus</i>	20	1.96	35.00	1.61	0.02	0.02	0.87	4.44
<i>Sclerocroton integerrimus</i>	30	2.94	26.00	1.19	0.27	0.27	10.80	14.93
<i>Spirostachys Africana</i>	10	0.98	45.00	2.06	0.08	0.08	3.34	6.39
<i>Strychnos madagascariensis</i>	50	4.90	284.00	13.03	0.24	0.24	9.40	27.33
<i>Strychnos sp</i>	10	0.98	7.00	0.32	0.06	0.06	2.41	3.72
<i>Strychnos spinose</i>	40	3.92	76.00	3.49	0.02	0.02	0.65	8.06
<i>Syzygium cordatum</i>	10	0.98	4.00	0.18	0.01	0.01	0.49	1.66
<i>Tabernaemontana elegans</i>	30	2.94	16.00	0.73	0.08	0.08	3.01	6.68
<i>Terminalia sericea</i>	40	3.92	6.00	0.28	0.02	0.02	0.89	5.09
<i>Tricalysia sonderiana</i>	20	1.96	10.00	0.46	0.02	0.02	0.62	3.04
<i>Trichilia emetic</i>	20	1.96	20.00	0.92	0.06	0.06	2.38	5.25
<i>Vanqueria infausta</i>	30	2.94	11.00	0.50	0.01	0.01	0.42	3.86
<i>Ximenia caffra</i>	10	0.98	9.00	0.41	0.03	0.03	1.36	2.76

Anexo 1d: Parâmetros fitossociológicos das espécies DAP $\geq$ 5 cm) amostradas na pradaria, onde (FA) = frequência absoluta, (FR) = frequência relativa, (DA) = densidade absoluta, (DR) = densidade relativa, (AB)= área basal da espécie, (DoA) = dominância absoluta, (DoR) = dominância relativa (IVI) = índice de valor de importância.

Espécie	FA	FR	DA	DR	AB	DoA	DoR	IVI
<i>Azelia quanzensis</i>	11.111	2.38	7.78	1.05	0.01	0.01	0.41	3.84
<i>Albizia adianthifolia</i>	22.222	4.76	17.78	2.40	1.06	1.17	38.00	45.16
<i>Albizia versicolor</i>	44.444	9.52	20.00	2.70	0.19	0.21	6.79	19.01
<i>Antidesma venosum</i>	22.222	4.76	5.56	0.75	0.02	0.02	0.63	6.14
<i>Balanites maughamii</i>	11.111	2.38	15.56	2.10	0.02	0.03	0.84	5.32
<i>Combretum apiculatum</i>	11.111	2.38	1.11	0.15	0.01	0.01	0.23	2.76

<i>Commiphora glandulosa</i>	11.111	2.38	7.78	1.05	0.02	0.02	0.54	3.98
<i>Dichrostachys cinerea</i>	33.333	7.14	16.67	2.25	0.01	0.01	0.18	9.57
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	22.222	4.76	57.78	7.80	0.02	0.02	0.79	13.35
<i>Rhus lanceolate</i>	22.222	4.76	5.56	0.75	0.00	0.00	0.10	5.61
<i>Sclerocarya birrea</i>	44.444	9.52	5.56	0.75	0.04	0.04	1.45	11.72
<i>Sclerocroton integerrimus</i>	11.111	2.38	1.11	0.15	0.00	0.00	0.07	2.60
<i>Strychnos madagascariensis</i>	66.667	14.29	375.56	50.67	0.65	0.72	23.47	88.43
<i>Strychnos spinose</i>	55.556	11.90	97.78	13.19	0.15	0.16	5.25	30.35
<i>Tabernaemontana elegans</i>	33.333	7.14	12.22	1.65	0.05	0.05	1.65	10.44
<i>Terminalia sericea</i>	44.444	9.52	93.33	12.59	0.54	0.60	19.58	41.70

Anexo 2. Abundância relativa das espécies endêmicas ou quase endêmicas registradas na Brenha, Floresta, Matagal e Pradaria.



Anexo 3a: Tabela: Análise de variância do índice de diversidade de espécies (Shannon_H) a um nível de significância 5%

A análise de variância com nível de significância 5%								
	SS - Effect	df - Effect	MS - Effect	SS - Error	df - Error	MS - Error	F	P
Shannon_H	0,838714	3	0,279571	8,317256	41	0,202860	1,378150	0,262959

Anexo 3b: Tabela: Análise comparativa do teste de Tukey HSD do índice de diversidade de espécies (Shannon_H) a um nível de significância 5%

Teste Tukey HSD; Variável: Shannon_H com um p de significância de ($p < 0,05$)				
	{1} - M=2,6089	{2} - M=2,4569	{3} - M=2,4045	{4} - M=1,6079
Brenha {1}		0,675337	0,562006	0,000163
Floresta {2}	0,675337		0,988616	0,000194
Matagal {3}	0,562006	0,988616		0,000613
Pradaria {4}	0,000163	0,000194	0,000613	

Anexo 4: Tabela: Regressão múltipla entre o índice de diversidade de espécies (Shannon_H) e as variáveis ambientais

Resumo da regressão múltipla para variável dependente: Shannon_H $R = 0,49900132$; $R^2 = 0,2490023$; R^2 ajustado = 0,10692167; $F(7,37) = 1,7525$ p						
	b*	Std.Err. - of b*	B	Std.Err. - of b	t(37)	p-value
Intercepto			-2,01789	13,39366	-0,15066	0,881062
Conteúdo de argila	-0,22994	0,467751	-0,00251	0,00510	-0,49160	0,625907

Fragmentos grosseiros	-0,01959	0,178002	-0,06224	0,56543	-0,11008	0,912940
Areia	0,194387	0,488816	0,00158	0,00396	0,39767	0,693159
Vol. Teor de água a -10 kPa log	0,048149	0,165362	1,47379	5,06152	0,29118	0,772543
capacidade de troca catiónica(no ph7)	0,237670	0,162749	0,00683	0,00468	1,46035	0,152634
Nitrogénio total no solo	0,065138	0,189604	0,00227	0,00660	0,34355	0,733131
Carbono orgânico no solo	-0,27100	0,187321	-0,00943	0,00652	-1,44675	0,156387