Faculdade De Ciências

Departamento De Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação dos Estudos II

Trabalho de Investigação

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE FLORESTAS DO CORREDOR DE FUTI SOBRE AS COMUNIDADES DE AVIFAUNA DO PARQUE NACIONAL DE MAPUTO

Autora:

Xénis Maria Eusébio Rungo

Faculdade de Ciências

Departamento de Ciências Biológicas

Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre

Culminação dos Estudos II

Trabalho de Investigação

AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO DE FLORESTAS DO CORREDOR DE FUTI SOBRE AS COMUNIDADES DE AVIFAUNA DO PARQUE NACIONAL DE MAPUTO

Autora:

Xénis Maria Eusébio Rungo

Supervisor:

Doutor Hugo Mabilana, Eng.

Maputo, Junho de 2025

Agradecimentos

A Deus pelo dom da vida, e fazer de mim alguém forte!

A minha maior fonte de inspiração Maria Da Piedade Mongue (Avó), por me dar forças e motivação de caminhar e não desistir.

Aos meus pais, Eusébio Alberto Rungo e Maria Augusta Oitavo pela dádiva de tê-los em minha vida, pelo amor, carinho, compreensão, apoio moral e financeiro, e pela infinidade de ações que sempre tomaram com vista ao meu bem-estar académico.

Ao meu supervisor Hugo Mabilana pela sua orientação, **Paciência**, auxílio, ensinamentos para vida e confiança em mim depositada; o meu muito obrigado. Aos Docentes do Departamento de Ciências Biológicas, pelos conhecimentos transmitidos ao longo da minha formação, em especial ao Doutor Cornélio Ntumi pelo esclarecimento de dúvidas e apoio bibliográfico na concepção do trabalho.

Agradeço à minha família e aos meus amigos mais próximos pelo apoio, pela compreensão e pela paciência. Agradeço em especial as minhas Tias Ermelinda Rungo, Mellany Tomás e Piedade Rungo que sempre estiveram dispostas a me escutar e ajudar-me. Aos meus amigos Ana Ernesto, Bárbara, Joana, Abílio Magaia e Telvin, pelas conversas e por nunca desistirem de mim e pela confiança.

A equipa técnica do Departamento de Ciências Biológicas, pelo apoio informático sempre que possível.

Aos colegas de turma, em especial a Sumeia Bimo pelas noites mal dormidas, pelos puxões de orelha na tenda, sem esquecer dos outros colegas Judite Jofrice, Regina Márcia e António Tomás, o meu muito obrigado pelo companheirismo e amizade.

A todos os que não foram mencionados, mas que directa ou indirectamente contribuíram para concretização do presente trabalho, o meu muito obrigado.

Declaração de honra

Declaro por minha honra que o presente trabalho é da minha autoria, os resultados nele apresentados refletem a realidade da minha investigação, e este relatório nunca foi apresentado para obtenção de qualquer grau académico que não seja o indicado na Licenciatura em Ecologia e Conservação da Biodiversidade Terrestre, no Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Eduardo Mondlane.

Maputo, Junho de 2025

_____

(Xénis Maria Eusébio Rungo)

Dedicatória

A minha família: a minha avó Maria Da Piedade Mongue, aos meus pais, Eusébio Alberto Rungo e Maria Augusta Oitavo, a minha Tia Ermelinda Rungo por sempre acreditarem em mim e serem minha fonte de inspiração, independentemente das dificuldades da vida, mostraram se firmes para realização dos meus sonhos.

Aos meus amigos Ana Ernesto, Regina Marcia, Sumeia Bimo e Abilio Magaia pela motivação e voto de confiança depositada em mim.

Resumo

Este estudo avaliou os efeitos da fragmentação florestal no Corredor de Futi, Parque Nacional de Maputo (PNAM), sobre a riqueza e diversidade de comunidades de avifauna, com foco na influência do tamanho dos fragmentos. Testando a Hipótese de Quantidade de Habitat (HAH) e a Teoria de Biogeografia de Ilhas, o trabalho identificou 96 espécies de aves em 12 fragmentos florestais, totalizando 547 indivíduos. A metodologia envolveu levantamento de avifauna pelo método de ponto fixo, análise de imagens Landsat 8 para delimitação de fragmentos, cálculos de índices de diversidade (Shannon e Simpson) e regressão de Poisson para verificar a relação área e riqueza específica. Os resultados indicaram uma correlação moderada ($r = 0,65$) entre o tamanho do fragmento e a riqueza de espécies, com fragmentos maiores (ex.: Fragmento 10, 8217,72 m², 46 espécies) apresentando maior diversidade em comparação com fragmentos menores (ex.: Fragmento 1, 42,39 m², 6 espécies). Contudo, a área explicou apenas 16% da variação na riqueza específica ($R^2 = 0,157$), sugerindo que factores como conectividade, qualidade do habitat e disponibilidade de recursos possam também influenciar a biodiversidade. A curva de acumulação de espécies confirmou a adequação do esforço amostral. Para conservação, recomenda-se priorizar a preservação de fragmentos maiores e promover a conectividade entre fragmentos menores, reduzindo os impactos da fragmentação e pressão antrópica no PNAM.

Palavras-chave: Fragmentação florestal, Avifauna, Parque Nacional de Maputo, Corredor de Futi, Riqueza de espécies, Diversidade, Conservação.

Lista de abreviaturas

CEAGRE- Centro de Estudos de Agricultura e Gestão de Recursos Naturais

CITES - Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies de fauna e flora selvagens

ENVI *Environment for Visualizing Images* (Ambiente para visualização de imagens)

Ha Hectares

HAH *Habitat Amount Hypothesis* (Hipótese de quantidade de habitat)

LOOCV *Leave One Out Cross Validation*

NDVI *Normalized Difference Vegetation Index* (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada)

PNAM Parque Nacional De Maputo

R^2 coeficiente de determinação

RMSE *Root Mean Squared Error*

SLOSS *Single Large or Several Small* (Um Grande ou vários pequenos)

UTM *Universal Transverse Mercator* (Universal Transversa de Mecator)

WGS *World Geodetic System* (Sistema Geodésico Mundial)

Lista de Figuras

Figura 1. Processo de fragmentação de habitat em que uma paisagem grande é transformada em várias pequenas manchas Fonte: Fahrig (2003) 8

Figura 2. Localização geográfica do Parque Nacional de Maputo, especificamente dos fragmentos estudados e do corredor de Futi 13

Figura 3. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 12 e frag.11) 40

Figura 4. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 2,4, 5, 6, 7, 8 e frag.10) 41

Figura 5. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 1, 3, 6 e frag.8) 41

Figura 6. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 9 42

Lista de Tabelas

Tabela 1. Resultados do modelo de regressão Poisson para estimativa de riqueza específica a partir da área do fragmento 27

Tabela 2. Representação dos fragmentos, riqueza observada, estimada e respectivos erros do modelo de regressão 27

Tabela 3. Tabela resumo dos fragmentos, riqueza específica, seus respectivas área e perímetro..... 39

Tabela 4. Tabela resumo de distribuição de número de observações por espécie e por fragmentos na comunidade registado longo do corredor de Futi 43

Índice

1. Introdução 1

1.1. Problema do estudo 2

1.2. Justificativa 4

1.3. Objectivos 5

1.3.1. Geral 5

1.3.2. Específicos 5

1.4. Hipóteses 6

1.4.1. Hipótese nula 7

1.4.2. Hipótese alternativa 7

2. Revisão Bibliográfica 8

2.1. Definições 8

2.2. Aves 9

2.3. Hipótese de quantidade de habitat 10

2.4. Estrutura de paisagem 10

2.5. Principais Ameaças para biodiversidade 11

3. Metodologia 13

3.1. Área do estudo 13

3.1.1. Clima 14

3.1.2. Hidrografia 14

3.1.3. Vegetação 14

3.1.4. Fauna 15

3.1.5. Solos 15

3.1.6. Procedimentos 16

3.2. Colecta de Dados 17

3.2.1. Levantamentode comunidade de avifauna no Corredor de Futi 17

3.3. Fluxograma 18
3.4. Análise de dados 19
3.4.1. Dispersão e distribuição de Frequência de Área e Riqueza de Espécies .. 19
3.4.2. Cálculo de Índice de diversidade de Shannon e Simpson 19
3.4.3. Transformação da variável predictora 20
3.4.4. Correlação e regressão linear 20
3.4.5. Curva de acumulação das espécies 20
3.4.6. Estimativa de riqueza específica a partir de modelo de regressão 20
4. Resultados 23
4.1. Distribuição de Frequência de Área e Riqueza de Espécies 23
4.2. Curva de acumulação das espécies 25
4.3. Relação entre riqueza específica e área do fragmento 26
5. Discussão 28
6. Conclusão 32
7. Implicações para Conservação 33
8. Referências bibliográficas 34
9. Anexos 39

Gráfico 1. Distribuição do número de espécies de avifauna por fragmento..... 23

Gráfico 2. Índices de diversidade de Shannon e Simpson em cada..... 24

Gráfico 3. Representação gráfica da curva de acumulação de espécies em ordem crescente e decrescente. 25

Gráfico 4. Representação da correlação entre riqueza específica e área de fragmento. 26

1. Introdução

Moçambique é um país rico em biodiversidade (Sitoe, 2015). O país alberga cerca de 9972 espécies de fauna e flora, dentre as quais 6000 espécies de plantas, 305 espécies de mamíferos, 176 espécies de répteis, 90 espécies de anfíbios, 305 espécies de insectos e 904 espécies de aves (SiBMoz, 2022). Com 14 regiões ecológicas compostas por uma vasta diversidade de ecossistemas terrestres, marinhos, costeiros e aquáticos (Manhiça *et al*., 2020).

O Parque Nacional de Maputo (PNAM) é uma das mais importantes áreas de conservação em Moçambique, apresenta características que a tornam singular, constituindo um património natural do país, particularmente para o distrito de Matutuine (Rodrigues, 2020).

Nos últimos anos, com o desenvolvimento e melhoramento de práticas na agricultura e infraestrutura social, a população Moçambicana tem expandido áreas de exploração de recursos, ocasionando a redução de habitats naturais (Sitoe *et al*., 2013). Este fenômeno é resultado da elevada dependência da população humana aos recursos naturais que influenciam significativamente na expansão de fronteiras de desenvolvimento humano ao nível do país e particularmente no distrito de Matutuíne (Chambule, 2017).

A fragmentação florestal é um fenômeno amplamente distribuído e associado à expansão de fronteiras de desenvolvimento humano (MMA, 2003). O crescimento da população humana, o desenvolvimento de infraestruturas sociais e econômicas públicas e privadas, a agricultura e a mineração têm causado fragmentação e perda de habitats (Riva e Fahrig, 2022). As consequências são: a perda de biodiversidade e redução do acesso aos bens e serviços que os ecossistemas fornecem ao homem (Sitoe, 2015).

A Teoria de Biogeografia de Ilhas prediz que a riqueza de espécies depende das características espaciais dos fragmentos de habitat, especialmente seu tamanho e isolamento (MacArthur e Wilson, 1967).

A Hipótese de Quantidade de Habitat (HAH) prevê que a riqueza de espécies em parcelas de tamanho fixo está mais relacionada à quantidade de habitat ao redor da parcela do que ao tamanho ou isolamento do fragmento (Fahrig, 2003). Essa hipótese destaca a quantidade de habitat como um fator chave para a biodiversidade, mas sua aplicação requer considerar a escala espacial na coleta de variáveis de paisagem para garantir uma

compreensão precisa das relações entre paisagem e biodiversidade (De Knegt *et al*., 2010; Fahrig, 2015)

O efeito do tamanho do fragmento e o seu isolamento são direcionados principalmente por um único processo subjacente, o efeito da área de amostra (MacArthur e Wilson, 1967). A hipótese de quantidade de habitat prevê que a riqueza de espécies em locais de amostra de tamanhos iguais deve aumentar com a quantidade total de habitat na "paisagem local" do local de amostra, onde a paisagem local é a área dentro de uma distância apropriada do local de amostra. Também prevê que a riqueza de espécies em um local de amostra é independente da área do fragmento particular em que o local de amostra está localizado (seu "fragmento local"), excepto na medida em que a área desse fragmento contribui para a quantidade de habitat na paisagem local do site de amostra (Fahrig, 2013).

Assim, tanto a Teoria de Biogeografia de Ilhas quanto a Hipótese de Quantidade de Habitat oferecem perspectivas complementares para prever a riqueza de espécies, destacando diferentes factores ambientais que influenciam a biodiversidade (Fahrig, 2013).

Este estudo tem como objectivo principal analisar as respostas de comunidades de aves à fragmentação dos habitats considerando a conectividade estrutural dos fragmentos dos habitats do Corredor de Futi localizado no Parque Nacional de Maputo.

1.1. Problema do estudo

Em Moçambique, a população rural encontra nas florestas, os complementos para a sua subsistência diária. Estima-se que cerca de 80% da população rural possui uma dependência histórica das florestas e satisfaz as suas necessidades em proteínas animal a partir da caça de animais bravios, insectos comestíveis e dos peixes e que o sector familiar é o principal consumidor e beneficiário dos produtos de floresta e fauna bravia (Marassiro *et al*., 2021). De acordo com Manhiça *et al*. (2020), o Corredor de Futi é a região com maior pressão antropogênica no Parque Nacional de Maputo (PNAM) em termos de exploração de recursos naturais. Isso se deve, principalmente, à sua incorporação ao território da antiga Reserva Especial de Maputo em 2011, o que ampliou a interação humana na área.

As comunidades que vivem nas proximidades do Corredor de Futi e Reserva de Licuati são economicamente desfavorecidas e dependem significativamente dos recursos naturais para subsistência e sustento (SANBI e Wildlands Conservation Trust, 2015). Por outro lado, o rio Futi é conhecido por abrigar uma rica biodiversidade, tornando crucial minimizar os efeitos desse fenômeno no PNAM (Ntumi *et al*., 2005).

Desde a sua criação, o PNAM sofreu mudanças significativas na sua biodiversidade, como consequência das actividades antrópicas, por outro lado suporta uma grande variedade de espécies de aves devido à sua ampla gama de habitats, incluindo vários pássaros listados na CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*) (Manhiça *et al.,* 2020). Três espécies (3) e quarenta e sete (47) subespécies que ocorrem no PNAM são consideradas endêmicas para o Centro de endemismo de *Maputaland*. A cobertura florestal é a principal componente do habitat para a fauna terrestre, providenciando alimentos, protecção e abrigo (Roque, 2015).

Fahrig (2013), afirma que a perda e a fragmentação de habitats são amplamente consideradas como o principal impulsionador da perda de biodiversidade e na persistência de espécies de avifauna. O arranjo espacial dos fragmentos de habitat influencia na distribuição dos organismos e a persistência de suas populações, além dos efeitos de sua abundância e a quantidade de habitat na paisagem é suficiente para prever a riqueza de espécies naquele local independentemente da configuração do habitat (Fahrig, 2003).

O crescimento contínuo das populações humanas, e especialmente, das taxas de consumo per capita, levam directamente à transformação e degradação de habitats naturais primários e consequente à perda de biodiversidade. As mudanças na cobertura da terra impulsionadas pelas actividades humanas no mundo vêm ocorrendo há milênios e provavelmente reduziram a abundância total de aves entre um quinto e um quarto desde os tempos pré-agrícolas (Wilson, 2002). Até recentemente, relativamente poucas espécies foram levadas à extinção principalmente pelo uso da terra, já que a maioria das mudanças históricas no uso da terra ocorreram em latitudes temperadas, onde a diversidade de espécies é menor e os tamanhos de distribuição geográfica são frequentemente maiores (Lees *et al.,* 2022). No entanto, a perda contínua de habitats ao longo dos séculos XX e XXI está agora colocando em perigo mais espécies, com 1.213 espécies globalmente ameaçadas impactadas pela conversão do ecossistema (Lees *et al.,* 2022). Diante desta

realidade surge a seguinte questão: **Quais são os efeitos da fragmentação de florestas do corredor de Futi sobre as comunidades de Avifauna do Parque Nacional de Maputo?**

1.2. Justificativa

O estudo das aves como um táxon modelo para questões em ecologia e biologia evolutiva é justificado por diversos factores. Um deles é a história de vida das aves, que são em grande parte diurnas, conspícuas e geralmente fáceis de identificar e estudar em vida (Antunes, 2005). Além disso, há um número representativo de espécies descritas, o que significa que o conhecimento sobre sua distribuição no espaço e no tempo é muito melhor em comparação a outros grupos de organismos (MacArthur e Wilson, 1967).

Consequentemente, as aves têm sido utilizadas como modelos para entender muitos padrões macroecológicos, como a teoria da biogeografia de ilhas, e suas contribuições têm sido usadas para a definição de prioridades de conservação (Lees *et al.*, 2022). As aves são excelentes indicadoras da qualidade dos ecossistemas, uma vez que ocupam uma variedade de nichos ecológicos e são sensíveis a mudanças no ambiente (Antunes, 2005). Elas respondem rapidamente a modificações na disponibilidade de recursos, qualidade do habitat e perturbações humanas, fornecendo informações valiosas sobre a saúde e a sustentabilidade dos ecossistemas (Vielliard *et al.*, 2010). Além disso, as aves são encontradas em praticamente todos os tipos de habitats do planeta, desde florestas tropicais até desertos e regiões polares. Isso significa que o estudo das aves pode fornecer informações abrangentes e comparativas sobre a ecologia e a evolução em diferentes ambientes e regiões geográficas. As aves também desempenham papéis importantes em diversas interações ecológicas, como polinização, dispersão de sementes e controle de pragas. Portanto, estudar essas interações por meio das aves é uma ferramenta valiosa para entender melhor os processos ecológicos e evolutivos que ocorrem nos ecossistemas. As conjugações desses elementos justificam a importância e a pertinência do estudo das aves como um táxon modelo em ecologia e biologia evolutiva (Lees *et al.*, 2022).

1.3. Objectivos

1.3.1. Geral

- Avaliar os efeitos do tamanho de fragmentos na riqueza de espécies de avifauna no Corredor de Futi- Parque Nacional de Maputo.

1.3.2. Específicos

- Identificar a comunidade de aves no Corredor de Futi do Parque Nacional de Maputo;
- Comparar a riqueza de espécies e índices de diversidade nos diferentes fragmentos do Corredor de Futi no Parque Nacional de Maputo;
- Determinar a influência do tamanho do fragmento de habitat na riqueza de comunidades de aves no Corredor de Futi do Parque Nacional de Maputo.

1.4. Hipóteses

O tamanho e o isolamento dos fragmentos são factores importantes para a sobrevivência das espécies, principalmente para aqueles que apresentam dinâmicas de metapopulação, consequentemente, estes dois são considerados factores que afectam a diversidade das espécies num ecossistema fragmentado (Hanski, 2015). Por outro lado, em um estudo em florestas africanas foi comprovado que a abundância das espécies reduz com a redução das áreas das florestas num determinado ecossistema (FAO, 2010). Estes dois pressupostos sugerem que a redução das áreas dos fragmentos é directamente proporcional à redução da abundância das espécies existentes (Beier *et al.*, 2002). Com base nessas observações, Fahrig (2013), propôs a HAH para riqueza de espécies em locais de amostragem dentro de habitat irregular, ainda assim prevê que a riqueza de espécies em locais de amostragem padronizadas deve aumentar com a quantidade total de habitat.

Entretanto, ainda persiste um debate quanto à comparação entre a redução das áreas e riqueza específica, pois com a redução do tamanho dos fragmentos num ecossistema, a riqueza das espécies diminui, ou seja, a riqueza específica é directamente proporcional à área do habitat. Embora, recentemente, se acredite que de acordo com a teoria de "Único Grande ou Vários Pequenos" (SLOSS, do inglês "*Single Large or Several Small*"), a riqueza de espécies e a sua abundância populacional sejam maiores em uma única área protegida grande em comparação com várias áreas fragmentadas menores dentro do mesmo ambiente. Neste estudo pretende-se, com base na diversidade de aves no Corredor do Futi no Parque Nacional de Maputo, avaliar a associação da riqueza específica e abundância de aves com o tamanho dos fragmentos.

Para responder a questão de pesquisa deste estudo, foram formuladas as seguintes hipóteses:

1.4.1. Hipótese nula

A quantidade de habitat é que determina a riqueza de espécies de aves do Corredor de Futi no Parque Nacional de Maputo.

1.4.2. Hipótese alternativa

A riqueza de espécies de aves do Corredor de Futi no Parque Nacional de Maputo é determinada pelo tamanho das áreas de habitat e pelo grau de isolamento, conforme previsto pela teoria da biogeografia de ilhas, e não apenas pela quantidade de habitat.

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Definições

Habitat é uma área geográfica terrestre, marinha, costeira ou de águas interiores que sustenta organismos vivos e as suas interações com o ambiente. Esta definição pressupõe, entre outros, que o habitat é um conjunto de recursos e condições que determinam a ocupação de um determinado organismo numa dada área geográfica e satisfaça as suas funções vitais (Wilson, 1992). Dada a elevada dependência da população moçambicana em relação aos recursos naturais, esta definição considera também a capacidade do habitat providenciar bens e serviços ao homem (Sitoe, 2015).

Fragmentação de habitat é um processo no qual uma grande extensão de habitat é transformada em uma série de fragmentos menores da área total isolados um dos outros por uma mistura de habitats diferentes da original. Por meio desta, uma paisagem pode ser categorizada qualitativamente como contínuo (contendo habitat contínuo) ou fragmentado, onde a paisagem fragmentada representa o ponto final do processo de fragmentação (Fahrig, 2003).

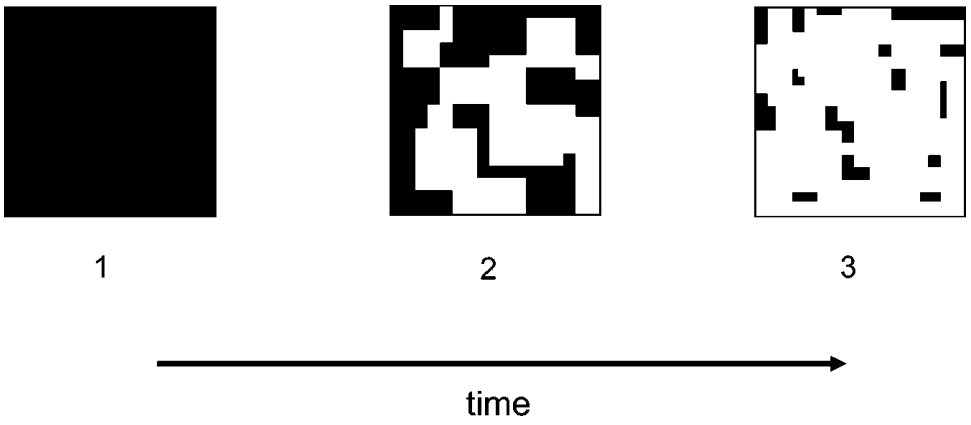


Figura 1. Processo de fragmentação de habitat em que uma paisagem grande é transformada em várias pequenas manchas Fonte: Fahrig (2003)

A definição de fragmentação de habitat implica quatro efeitos do processo de fragmentação no padrão de habitat: (a) redução na quantidade de habitat, (b) aumento em número de manchas de habitat, (c) diminuição nos tamanhos das manchas de habitat, e (d) aumento em isolamento de manchas. Esses quatro efeitos formam a base da maioria dos processos quantitativos de medidas de fragmentação de habitat (Fahrig, 2003).

Quando uma paisagem se fragmenta, ela passa a apresentar diferentes tipos de manchas, o que pode impactar a sustentabilidade da biodiversidade.

Os **fragmentos pequenos** são aqueles com área reduzida e, portanto, têm maior risco de perda de biodiversidade e menor capacidade de sustentar populações viáveis de espécies. Frequentemente, um fragmento pequeno é definido como qualquer área abaixo de um determinado limiar de tamanho, variando conforme o ecossistema e as espécies em questão. Em muitos casos, considera-se pequeno um fragmento com menos de 50 hectares (Fahrig, 2001). Por outro lado, **fragmentos grandes** são aqueles que possuem áreas maiores, proporcionando uma maior diversidade de habitats e recursos, o que permite sustentar populações mais estáveis e variadas. Embora o valor de 100 hectares seja frequentemente utilizado como limite para definir fragmentos grandes, esse número pode variar conforme o contexto ecológico (Fahrig, 2003).

Neste estudo, **fragmentos pequenos** foram definidos como áreas com menos de 100 hectares, enquanto **fragmentos grandes** foram aqueles com mais de 100 hectares. Essa classificação baseia-se na premissa de que fragmentos maiores tendem a sustentar uma maior diversidade de espécies, enquanto fragmentos menores apresentam maior risco de perda de biodiversidade e dificuldade em manter populações viáveis de fauna e flora.

2.2. Aves

As aves são um táxon verdadeiramente global, com cerca de 11.000 espécies ocupando todos os habitats em toda a superfície terrestre da Terra, incluindo ambientes urbanos sem análogos naturais. Além disso, os pássaros são diferentes da maioria dos grupos (Lees *et al.*, 2022), de acordo com John e Sons (2011). As aves são vertebradas de sangue quente (homeotérmicos), caracterizados pela presença de penas, um bico sem dentes, oviparidade de casca rígida, elevado metabolismo, um coração com quatro câmaras e um esqueleto pneumático resistente e leve (Manhiça *et al*., 2020).

A maior diversidade de aves é encontrada nas florestas tropicais da América do Sul, África e Ásia. Muitas espécies são encontradas somente em determinado tipo de habitat, e muitas vezes são consideradas como indicadores de boa qualidade ambiental. Essas espécies indicadoras, podem dar respostas bastante rápidas às alterações ambientais, desaparecendo dos seus habitats em função de qualquer alteração mais drástica do habitat (Betts *et al.*, 2014).

A maioria das espécies de aves são relativamente fáceis de detectar pela visão e som sem equipamento especializado e, como resultado, tornaram-se um grupo modelo para a compreensão das relações espécie-ambiente, (Lees *et al.,* 2022), Acrescenta ainda que a maioria das espécies de aves, no entanto, não ocupa ambientes tão extremos, e a riqueza de espécies de aves aumenta em latitudes mais baixas de acordo com o gradiente de diversidade latitudinal bem estabelecido, refletindo o aumento das temperaturas, disponibilidade de água, produtividade do ecossistema e heterogeneidade do habitat.

As aves são reconhecidas por desempenhar funções ecossistémicos relevantes que beneficiam directa ou indirectamente a humanidade. Incluindo os ecossistemas as aves actuam como: polinizadores, dispersores de sementes, engenheiros do ecossistema, necrófagos e predadores. Não apenas facilitam o acúmulo e a manutenção da biodiversidade, mas também apoiam os empreendimentos humanos, como a agricultura sustentável por meio do controle de pragas (Lees *et al.,* 2022)

2.3. Hipótese de quantidade de habitat

A Hipótese da Área de Habitat (HAH) afirma que a riqueza de espécies está positivamente relacionada com a quantidade de habitat dentro de uma distância biologicamente significativa da paisagem local (Fahrig, 2021). Além disso, sugere que a quantidade de habitat influencia a densidade das espécies, o tamanho e o isolamento do fragmento que contém o local da amostra. Em resumo, a HAH argumenta que o tamanho e o isolamento do fragmento que contém um local de amostra afectam a riqueza de espécies naquele local por meio de suas relações com a quantidade de habitat na paisagem local.

2.4. Estrutura de paisagem

Para compreender a influência da paisagem na biodiversidade é necessário conhecer como o contexto espacial afecta os processos ecológicos e como as relações interferem na preservação e conservação de espécies.

A paisagem é um mosaico heterogêneo formado por diferentes elementos interativos, na qual são denominados características de composição de paisagem. Esta heterogeneidade existe para pelo menos um factor, segundo um observador e numa determinada escala" (Metzger J. P,2001). Porém, Fahrig (2003) acrescenta ainda que, a paisagem engloba características de composição, tipos e proporções dos usos do solo, como cobertura de

vegetação nativa, agricultura, pastagem ou construções urbanas, ao passo que arranjo espacial é denominado como configuração de paisagem na qual se referem ao formato, isolamento, proximidade e borda de determinado tipo de elemento.

As dinâmicas e os processos ecológicos são influenciados por diferentes variáveis de paisagem que afetam as espécies sob diferentes formas. Os principais processos que modificam a estrutura original das paisagens nativas e afectam a biodiversidade são: perda e a fragmentação de habitat, estes processos são resultados da intensa modificação de habitats nativos para a agricultura, pecuária e urbanização (Fahrig, 2003).

A avaliação de relação em escala de paisagem dos efeitos da fragmentação e da perda de habitat na biodiversidade, é um factor importante a ser estudado, pois esses são processos que ocorrem em uma extensão espacial (escala) maior que a escala de um fragmento. Que independe do impacto e motivo, a fragmentação e a perda de habitat afectam diferentes extensões da paisagem (Fahrig, 2017).

2.5. Principais Ameaças para biodiversidade

Em Moçambique, a perda da biodiversidade é impulsionada por diversos factores interrelacionados, incluindo alterações demográficas, acções antropogênicas, actividades econômicas, pobreza, a falta de implementação de políticas eficazes e mudanças climáticas (Bila, 2005). Esses elementos não apenas causam a conversão, perda, degradação e fragmentação dos ecossistemas naturais, mas também resultam na exploração excessiva de espécies, na introdução de espécies invasoras e na poluição ambiental. Essas dinâmicas ocorrem em diferentes escalas espaciais, evidenciando a complexidade da crise da biodiversidade no país e a urgência de abordagens integradas para a sua mitigação (Sibmoz, 2023).

No Parque Nacional de Maputo (PNAM), a biodiversidade enfrenta ameaças significativas devido a vários factores identificados como de maior pressão. Esses factores incluem: a presença de assentamentos humanos que vivem no interior do Parque, ocorrências de fogo descontrolado, conflitos entre as comunidades locais e elefantes, bem como a capacidade de gestão reduzida na área (Manhiça *et al.,* 2020).

Esses desafios destacam a importância de implementar medidas de conservação e gestão eficazes para proteger a biodiversidade no PNAM e em outras áreas naturais de

Moçambique. É fundamental promover a participação das comunidades locais, desenvolver estratégias de prevenção e controle de incêndios, e fortalecer a capacidade de gestão para garantir a conservação a longo prazo da biodiversidade.

3. Metodologia

3.1. Área do estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional de Maputo, ao longo do corredor de Futi.

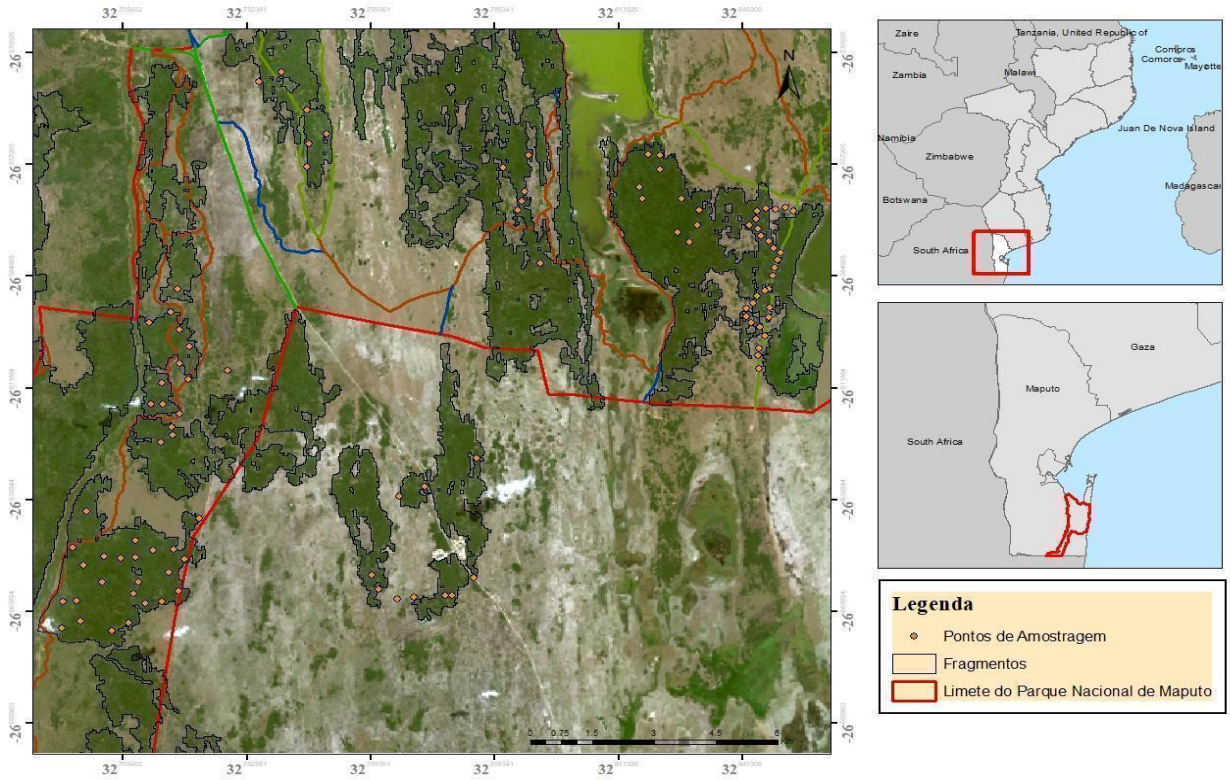


Figura 2. Localização geográfica do Parque Nacional de Maputo, especificamente dos fragmentos estudados e do corredor de Futi

Conhecida por muitos como Reserva dos Elefantes, o Parque Nacional de Maputo com uma extensão de 1040 km^2, foi criada em 1960 e localiza-se no Distrito de Matutuíne, na Província de Maputo no Sul de Moçambique, a Sul da península de Machangulo, suas fronteiras actuais são a baía de Maputo ao Norte, o oceano índico a Este, o rio Maputo, o rio Futi e uma linha de 2 km a Este da estrada de Salamanga - Ponta do Ouro, a Oeste a extremidade Sul do Lago Xingute e o limite Sul do Lago Piti no Sul (DNAC 2009).

O Parque Nacional de Maputo é composto por duas áreas principais, nomeadamente a área central terrestre, incluindo o corredor do Futi e a área marinha protegida ao longo da costa. O corredor do Futi estabelece a ligação entre a área central do PNAM dentro de Moçambique e o parque de elefantes de Tembe dentro da África do Sul, situa-se entre o rio Maputo a Oeste e o oceano índico a Este, e o seu principal objetivo é servir como ligação ecológica destinada à gestão de vida selvagem alargada e gestão de habitats.

3.1.1. Clima

O clima do Distrito de Matutuíne não foge ao padrão geral prevalecente no Sul de Moçambique e que de uma forma geral é classificado como subtropical, onde ao longo do ano observa-se duas principais estações: a chuvosa e quente que vai de outubro a abril, e a seca e fria que vai de maio a setembro (Marulo, 2012)

A precipitação apresenta uma variabilidade espacial significativa quando se caminha da costa para o interior e ao longo da orla costeira observam-se valores médios de precipitação anual na ordem dos 1000 mm decrescendo à medida que se caminha para o interior até aos níveis de 600 mm (Manhiça *et al*., 2020).

Ao longo da fronteira ocidental verifica-se uma ligeira subida dos níveis pluviométricos justificada pelos efeitos da altitude. Registram-se temperaturas elevadas, com valor médio anual superior a 24° C, com amplitude térmica anual inferior a 10° C e com uma média anual de humidade relativa entre 55% e 75% (José, 2014).

O clima da PNAM é caracterizado por um verão quente húmido (outubro a março com temperatura que variam entre os 26°C e os 30°C) e por um inverno frio seco (abril a setembro com temperaturas que variam entre os 14°C e os 26°C). A precipitação pluviométrica anual média varia entre 690-1000mm (Marulo, 2012).

3.1.2. Hidrografia

Do ponto de vista físico, a região é definida pelas bacias dos rios Maputo e Tembe, e tem como os principais rios: Maputo, Tembe, Futi, Nsele e Chilichili. Estes são por sua vez condicionados pelo regime climático prevalecente na zona. O que lhes confere um caráter marcadamente sazonal, outra característica prende-se ao facto da maior parte destes rios ter sua origem fora dos limites do território moçambicano, tal regime hídrico é igualmente condicionado pelo padrão de exploração destes rios nos países em que nascem (Marulo, 2012).

3.1.3. Vegetação

A vegetação do Distrito é diversificada e com características únicas, representando um encontro das floras Zambésiaca e da África temperada (tipo Sul-Africano), por isso, é qualificada como centro de diversidade biológica designada por região de Maputaland. Esta região estende-se ao longo do Oceano Índico, desde a foz do rio Limpopo a norte até

Great River na África do Sul. Este centro foi proposto no âmbito da convenção de Ramsar, como uma das 84 áreas de conservação ao nível do continente africano (Marulo, 2012).

Ressaltando que, das áreas de conservação selecionadas apenas esta ocorre no território Moçambicano, representando assim a única relíquia mundial de biodiversidade que ocorre em Moçambique Particularmente, a vegetação do PNAM é caracterizada por um mosaico único de variados ecossistemas com espécies florestais endêmicas que incluem: savanas, florestas de dunas costeiras, floresta de zonas pantanosas, floresta de terras arenosas, floresta de zonas húmidas e planícies inundáveis dos rios Maputo e Futi, floresta de Mangais na garganta do rio Maputo e ainda florestas de eucalipto artificial, intrusos na vegetação natural do PNAM (Marulo, 2012).

3.1.4. Fauna

Dentro das referidas formações vegetais com cerca de 70 000 ha encontra-se uma variedade de espécies de animais, tais como: elefantes, hipopótamos, facocheros, cudos, pivas, inhalas, imbabalas, macacos, cães do mato, esquilos, coelhos, antílopes (changos, cabritos vermelhos, cinzentos, xipenes), ratazanas, artrópodes, aracnídeos, batráquios, coleópteros, répteis (crocodilos, cobras diversas tais como jiboias e mambas), pássaros diversos, moluscos, tartarugas marinhas, cágados, platelmintes, insectos, sapos e rãs (Marulo, 2012).

3.1.5. Solos

O PNAM apresenta predominantemente três tipos de solo, nomeadamente: solos álbidos; arenosos, solos prooticos; muito arenosos fluvissolos molli-gleicos: argilosos. Na generalidade os solos da região são maioritariamente arenosos ao longo da costa que se caracterizam pela fraca capacidade de retenção da água e consequentemente uma taxa elevada de infiltração. Ao longo dos principais vales fluviais ocorrem solos aluvionares com elevadas concentrações de argila, o que determina uma significativa capacidade de retenção de água, nas porções mais próximas ao sistema oceânico, os índices de intrusão salina são de certo modo consideráveis nestes vales fluviais, o que determina a ocorrência de solos salinizados (MITADER, 2015).

3.1.6. Procedimentos

1. Pré-Processamento da imagem

O pré-processamento digital das imagens, visava melhorar a qualidade dos dados adquiridos das imagens de satélite. Os dados utilizados neste estudo incluíram: imagem Landsat 8 (OLI): adquiridas em novembro de 2021 e dados Vectoriais pontos de referência dos fragmentos e limites de fronteira do Parque Nacional de Maputo.

As imagens passaram por correções geométricas e atmosféricas, com o objectivo de remover distorções, tanto na geometria quanto causadas pela atmosfera durante a aquisição. O pré-processamento foi realizado utilizando o *software* ENVI 5.1 para garantir a preparação adequada dos dados para análises posteriores.

As imagens brutas da série LANDSAT, foram inicialmente projectadas no sistema de coordenadas WGS 1984 UTM Zona 36N. Contudo, para garantir a correcta representação dos objectos na superfície terrestre sobre a área de estudo, as imagens foram re-projetadas para a projeção adequada ao local do estudo: UTM Zona 36S, DATUM WGS84. 8 (Redlands CESRI, 2020).

Realizou-se o recorte da área de estudo, correspondente aos limites do Parque Nacional de Maputo, com foco na identificação e análise dos fragmentos florestais nele presentes. Para a identificação e extração dos fragmentos florestais, utilizou-se o software ENVI 5.1, que permitiu a composição de bandas espectrais. Combinando essas bandas, foi possível delimitar com precisão os fragmentos de floresta, distinguindo-os de outros habitats presentes na área. Após a extração, os fragmentos foram exportados como *shapefile*, o que possibilitou uma análise adicional no ArcGIS 10.8.

Os fragmentos florestais delimitados foram analisados com base em critérios de tamanho e conectividade. Os cálculos de área e perímetro dos fragmentos florestais selecionados foram realizados no ArcGIS 10.8, com as áreas sendo apresentadas em metros quadrados e o perímetro em metros.

3.2. Colecta de Dados

A coleta de dados foi realizada em fragmentos florestais ao longo do Corredor do rio Futi, no mês de Outubro de 2022, em um total de quatro (4) dias, divididos em dois períodos do dia: pela manhã e no final da tarde. Os fragmentos foram classificados em grandes e pequenos para melhor compreensão da distribuição e diversidade da vida selvagem na região. Neste estudo, **fragmentos pequenos** foram definidos como áreas com menos de 100 hectares, enquanto **fragmentos grandes** foram aqueles com mais de 100 hectares.

3.2.1. Levantamento de comunidade de avifauna no Corredor de Futi

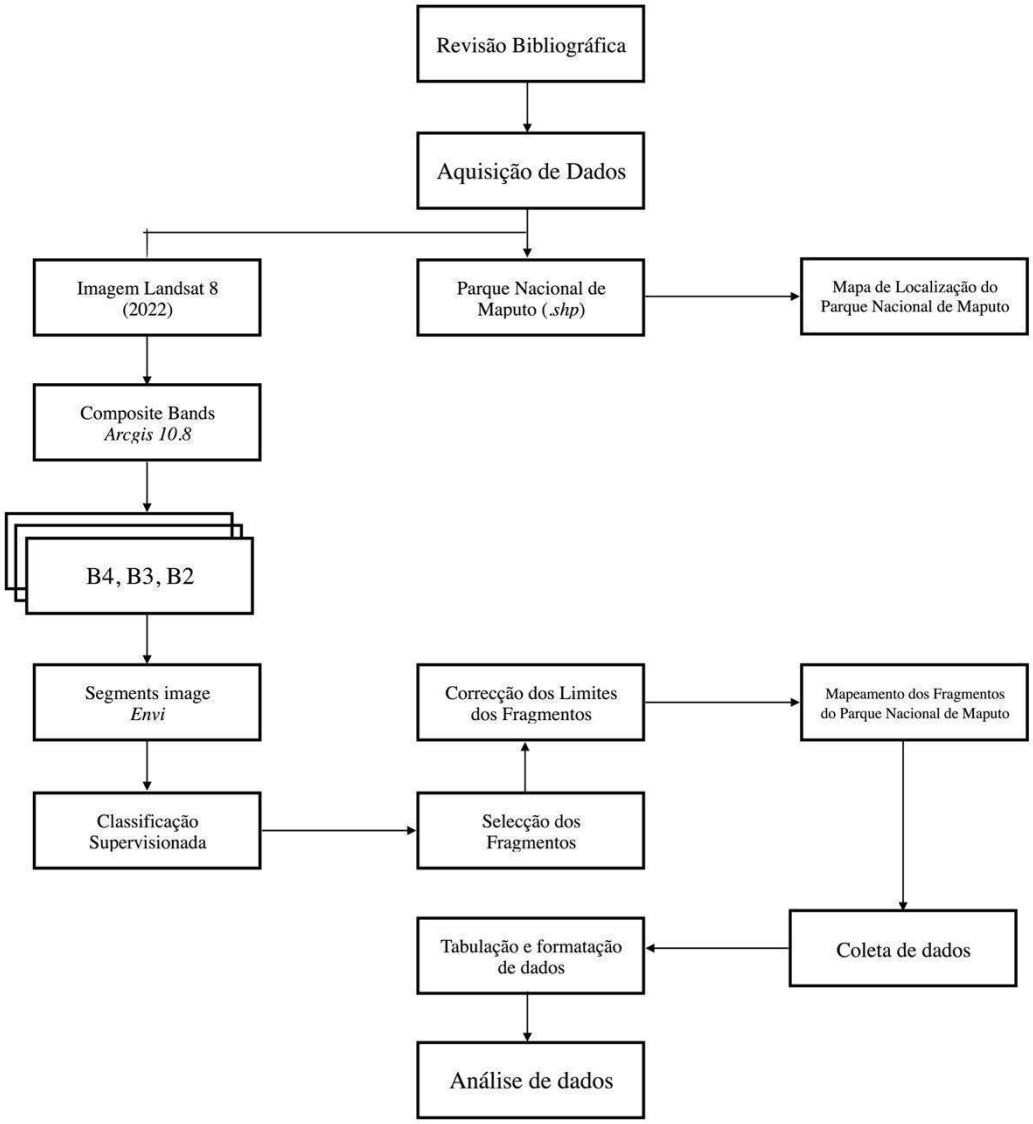
Realizou-se levantamento de dados em diferentes fragmentos (pequenos e grandes) ao longo do Corredor de Futi e no exterior do Corredor.

Para levantamento quantitativo recorreu-se ao método de ponto fixo ou pontos de escuta. Neste método, o observador permanece parado em um ponto por um intervalo de 5 à 10 minutos anotando todos os indivíduos ou grupos de aves registradas por um contacto visual ou auditivo (Develey, 2013). Foram gravados os sons das aves em cada ponto por meio de um micro gravador de marca Sony digital ICD –PX570.

Foram percorridos 117 pontos de amostragem no Corredor de Futi distribuídos pelos diferentes fragmentos. Para obter amostras representativas das espécies e Abundância de cada espécie presente foi realizada uma amostragem aleatória. Todas as espécies de aves observadas enquanto no deslocamento entre os diferentes pontos amostrais foram igualmente identificadas.

A amostragem foi realizada em dois períodos do dia: nas primeiras horas do dia das 5h às 9h e no final do dia das 16h às 18h com a finalidade de maximizar as oportunidades de amostragem das espécies presentes, uma vez que este confere o período de maior actividade das aves, garantindo a independência dos dados colectados, foi estabelecida uma distância mínima de 200 metros entre os pontos a fim de minimizar o risco de que o canto de uma espécie com vocalização de longo alcance seja anotado em mais de um ponto (Court *et a*l., 2000).

3.3. Fluxograma



Esquema 1. Fluxograma do trabalho de pesquisa

3.4. Análise de dados

A organização e formatação dos dados foi feito com auxilio do o programa Microsoft Excel 2016. Segundo Seibold *et al*. (2017) para testar a hipótese de quantidade de habitat (Fahrig, 2013) propôs uma comparação da relação entre a riqueza de espécies e o tamanho do fragmento em diferentes quantidades de habitat. Em concordância com hipótese de quantidade de habitat, a relação entre o número de espécies e o tamanho do fragmento deve ser menor para um conjunto de fragmentos com menor habitat em suas paisagens

A análise da relação entre a área de fragmento (em metros quadrados) e a riqueza de espécies de aves (número de espécies por fragmento) foi feita utilizando o modelo de regressão Poisson. Primeiro efectuou-se a análise de dispersão através de métodos gráficos, seguido a distribuição de Frequência das Variáveis, finalizando com a transformação Logarítmica da variável predictora: Área, uma vez que esta não tinha uma relação linear com a variável resposta riqueza específica. Por fim efetuou-se a análise de Correlação.

3.4.1. Dispersão e distribuição de Frequência de Área e Riqueza de Espécies

Para avaliar visualmente a relação entre a área do fragmento e o número de espécies de aves, foi utilizado um gráfico de dispersão.

A distribuição das variáveis foi analisada por meio de histogramas, para indicar se as variáveis em análise mostravam uma distribuição assimétrica. Mas como também para avaliar a concentração de valores em áreas menores para situações da riqueza de espécies apresentar uma distribuição mais uniforme. Dependendo do resultado desta avaliação, poderá haver a necessidade de transformar a variável área para reduzir a assimetria e melhorar a normalidade dos dados.

3.4.2. Cálculo de Índice de diversidade de Shannon e Simpson

A análise foi realizada para calcular os índices de diversidade de *Shannon* e *Simpson* em 12 fragmentos amostrados. Os cálculos foram feitos no software R utilizando o pacote *vegan* (Oksanen *et al*., 2013) e o fluxo de trabalho demonstrado a seguir.

Inicialmente, a base de dados foi ajustada ao excluir a coluna identificadora dos fragmentos para focar nos dados de abundância das espécies. Posteriormente, foram calculados os índices de *Shannon* (H) e *Simpson* (S), os quais foram incluídos em uma nova tabela associada a cada fragmento.

3.4.3. Transformação da variável predictora

Para ajustar melhor a variável área ao modelo, aplicou-se uma transformação logarítmica. A transformação foi necessária devido à assimetria observada na distribuição da área. Após a transformação logarítmica, a relação entre a área e a riqueza de espécies tornou-se mais linear.

3.4.4. Correlação e regressão linear

A relação entre a área log-transformada e a riqueza de espécies foi investigada através de análise de correlação. Foi calculado o coeficiente de correlação de *Pearson*. Para modelar a relação entre a área e a riqueza de espécies, foi ajustado um modelo de regressão *Poisson*, adequado para contagens de eventos, como o número de espécies.

Todos dados foram analisados no pacote estatístico R.4.2.2 (Team 2023) e Rstudio 2023.09.1+494, 64 for MacOS (Team 2023) with α set at 0.05. Os códigos usados podem ser encontrados nos materiais suplementares

("https://github.com/xenisrungo/Monografia-Xenis-UEM_2025"). As análises espaciais e a visualização foram realizadas utilizando ArcGIS (10.8).

3.4.5. Curva de acumulação das espécies

A curva de acumulação de espécies foi gerada para descrever como a riqueza específica aumenta com o esforço amostral. Este método permite avaliar se o esforço de amostragem foi suficiente para capturar a diversidade total das espécies presentes. Além disso, a curva foi complementada com uma versão invertida, criando uma visualização "decrescente" para facilitar a comparação e interpretação dos resultados.

Os dados resultantes foram organizados para a sua visualização gráfica. Um gráfico foi produzido utilizando o pacote *ggplot2* (Henry e Wickham,2023), destacando as curvas de acumulação crescente e decrescente. As curvas foram representadas por linhas e pontos, com cores diferenciadas para cada tipo de curva, permitindo uma interpretação clara das tendências de acumulação.

3.4.6. Estimativa de riqueza específica a partir de modelo de regressão

A análise teve início com a importação e preparação do conjunto de dados em R (4.4.2) (R Core Team 2024) usando pacotes *rio* (Lucas *et al*., 2023) e *tidyverse* (Henry e Wickham, 2023), que continha informações sobre as áreas de fragmentos de habitat e a

riqueza de espécies associada. O conjunto de dados foi limpo para reter apenas as variáveis relevantes: ID do fragmento, número de espécies e área.

Inicialmente, foi realizada uma análise exploratória dos dados (EDA) para examinar as distribuições das variáveis principais. Foi gerado um gráfico de dispersão para inspecionar visualmente a relação entre a área dos fragmentos de habitat e a riqueza de espécies. Em seguida, foram criados histogramas para avaliar a distribuição tanto da área quanto do número de espécies. Essas verificações iniciais revelaram uma assimetria em ambas as variáveis, indicando a necessidade de transformação para melhor atender às suposições do modelo.

Para corrigir a assimetria da variável área, foi aplicada uma transformação logarítmica. Essa transformação estabiliza a variância e torna os dados mais adequados para a modelagem. Em seguida, foi examinado um gráfico de dispersão da área log-transformada em relação à riqueza de espécies, para avaliar a relação melhorada entre as variáveis.

Foi realizada uma análise de correlação para quantificar a força da relação entre a área log-transformada e a riqueza de espécies. O coeficiente de correlação forneceu uma visão sobre o grau de associação entre essas variáveis.

Em seguida, um modelo de regressão de Poisson (Cameron e Trivedi, 2013) foi ajustado aos dados para prever a riqueza de espécies com base na área log-transformada. O modelo de Poisson foi escolhido devido à natureza contada da variável dependente (riqueza de espécies). Os resultados, incluindo os coeficientes exponenciais e seus intervalos de confiança associados, foram extraídos para entender o efeito da área do habitat na riqueza de espécies.

Para avaliar o desempenho do modelo, foi utilizada a abordagem de Cross-Validation Leave-One-Out (LOOCV) usando o pacote *carent* (Kuhn e Max, 2008) em R. Esse método permite que o modelo seja testado em cada ponto de dado individualmente, fornecendo uma estimativa robusta de desempenho preditivo. O modelo foi treinado com LOOCV para avaliar sua precisão e generalização, fornecendo métricas de desempenho como RMSE (Root Mean Squared Error) e R^2 (coeficiente de determinação).

A combinação de transformação logarítmica, análise de correlação, regressão de Poisson e LOOCV garantiu uma análise detalhada e confiável da relação entre a área do habitat e

a riqueza de espécies. Os resultados dessa análise oferecem insights sobre os fatores que influenciam a distribuição das espécies nos fragmentos de habitat.

4. Resultados

4.1. Distribuição de Frequência de Área e Riqueza de Espécies

Doze fragmentos florestais foram amostrados no Parque Nacional de Maputo, foram identificados um total de 547 indivíduos de aves distribuídos em 96 espécies. Os fragmentos de floresta analisados revelaram uma riqueza significativa de avifauna. *(Vide no anexo na tabela 3)*

Entre os fragmentos avaliados, o fragmento 10, com área de 8.217,72m^2, apresentou o maior registro de aves, com um total de 46 espécies identificadas, sugerindo que abriga uma comunidade avifaunística diversificada e saudável, em contrapartida, o fragmento 1, com área de 42,39m^2, mostrou-se com um número mais reduzido de registros, contabilizando apenas 6 espécies identificadas.

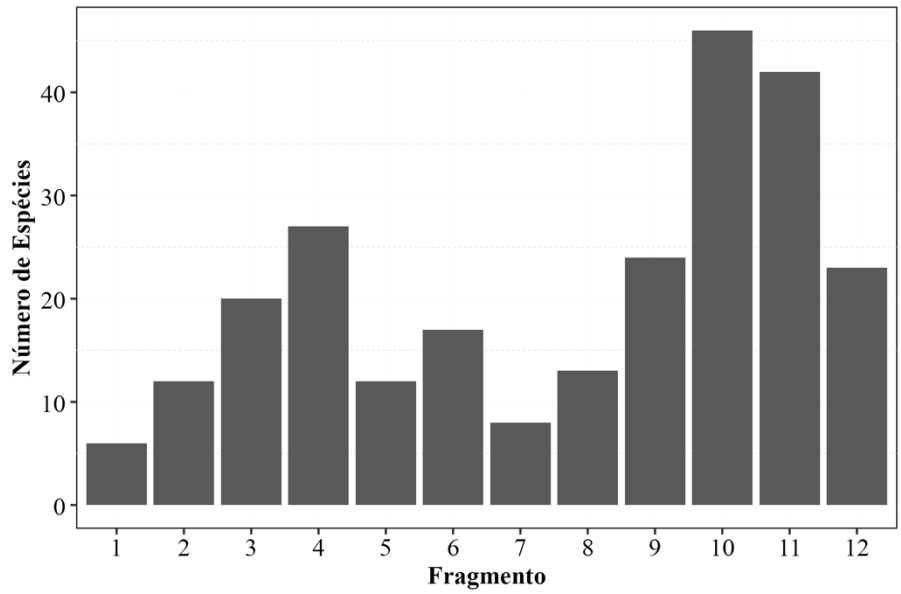


Gráfico 1. Distribuição do número de espécies de avifauna por fragmento

A análise da diversidade de espécies nos 12 fragmentos, utilizando os índices de Shannon (H) e Simpson (S), revela variações claras na diversidade ecológica.

O Fragmento 10 apresenta a maior diversidade (indicando uma comunidade rica e equilibrada em termos de distribuição de espécies.

Em contraste, o fragmento 1 exibe a menor diversidade

De um modo geral os fragmentos 4, 9, 10, 11 e 12 demonstram elevada diversidade, enquanto os fragmentos 1 e 7 apresentam valores mais reduzidos.

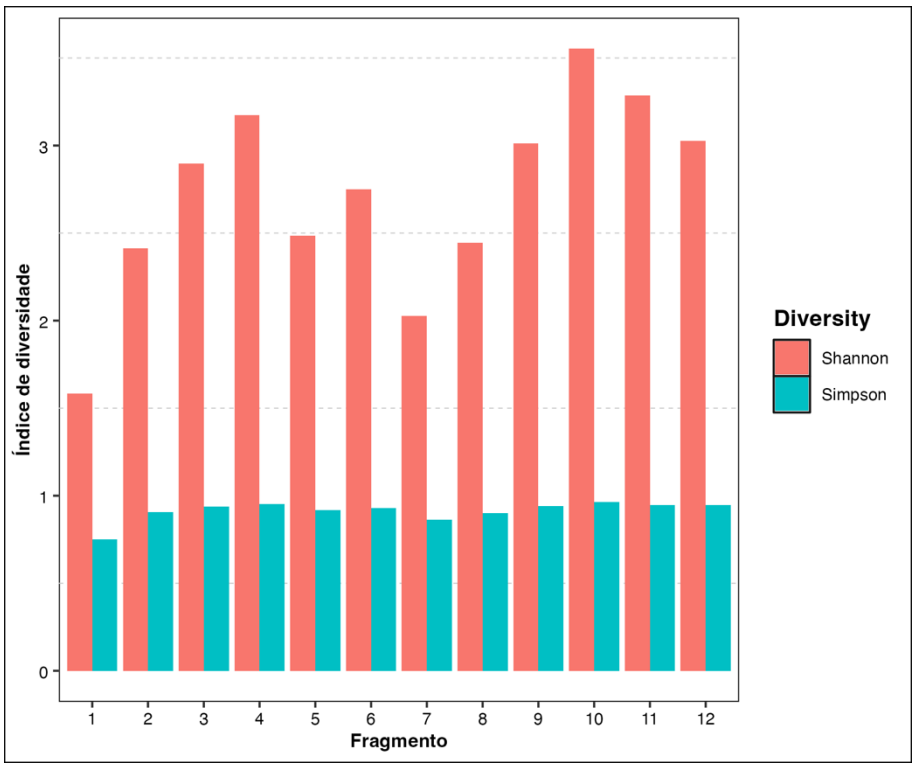


Gráfico 2. Índices de diversidade de Shannon e Simpson em cada

4.2. Curva de acumulação das espécies

A análise gráfica revelou uma tendência geral de aumento no número de espécies à medida que a área do fragmento aumenta, sugerindo uma possível correlação positiva entre as duas variáveis (número de espécies e área do fragmento).

O Gráfico 2 mostra as curvas de acumulação de espécies em função do esforço amostral, representadas por duas linhas: uma crescente (azul) e uma decrescente (vermelha).

A linha azul, representando a tendência crescente, indica que à medida que mais fragmentos são amostrados, a riqueza de espécies aumenta. Isso sugere que a amostragem de um maior número de fragmentos revela mais espécies, destacando a diversidade do ecossistema. Por outro lado, a linha vermelha, representando a tendência decrescente, mostra que a riqueza de espécies diminui quando menos fragmentos são amostrados. Esses resultados indicam que quanto mais fragmentos são amostrados, maior é a probabilidade de encontrar uma maior diversidade de espécies de aves.

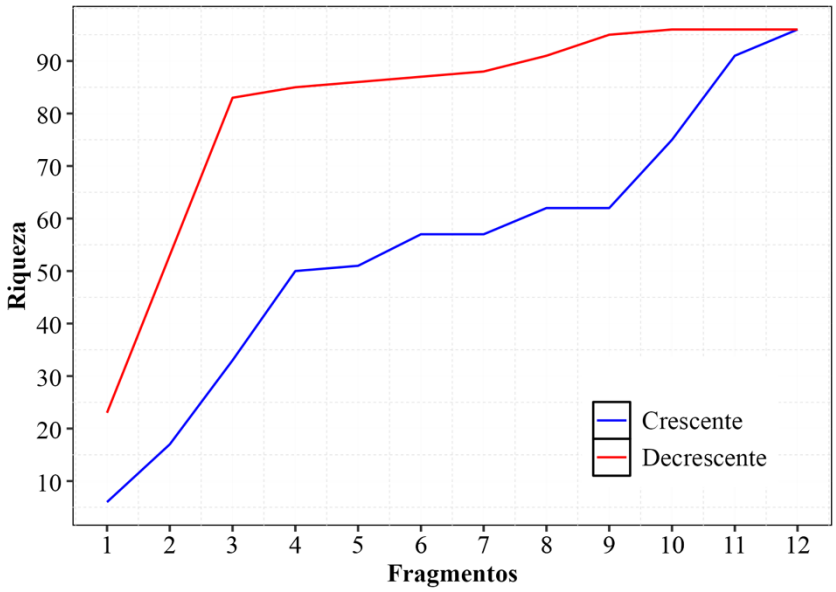


Gráfico 3. Representação gráfica da curva de acumulação de espécies em ordem crescente e decrescente.

4.3. Relação entre riqueza específica e área do fragmento

A análise de correlação revelou-se moderadamente forte e positiva entre a riqueza de espécies (spp) e a área transformada em logaritmo (log Área), com um coeficiente de correlação de r = 0,650 (Gráfico 3). Isso indica que a riqueza de espécies tende a aumentar com o aumento da área.

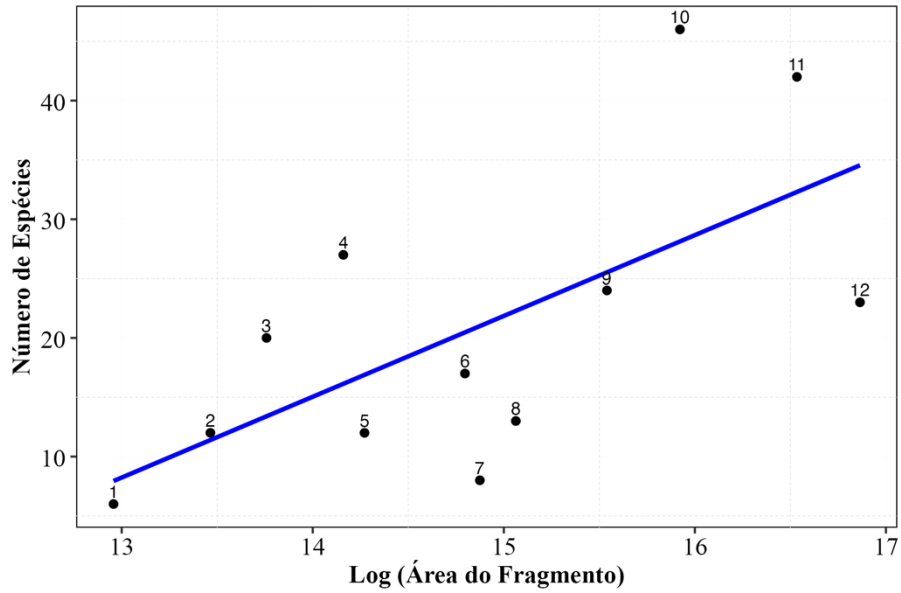


Gráfico 4. Representação da correlação entre riqueza específica e área de fragmento.

Os resultados do modelo de regressão de *Poisson*, apresentados na Tabela 1, fornecem evidências significativas de que a área transformada em logaritmo está associada à riqueza de espécies. O modelo indica que, para cada aumento de uma unidade na área transformada em logaritmo, a riqueza de espécies esperada aumenta em aproximadamente 1,39 vezes. O intercepto foi estimado em 0,142 (IC 95%: 0,0299–0,808; p = 0,028), enquanto o coeficiente de log_Área foi estimado em 1,38 (IC 95%: 1,24–1,54; p < 0,001). Ambos os parâmetros foram estatisticamente significativos.

Tabela 1. Resultados do modelo de regressão Poisson para estimativa de riqueza específica a partir da área do fragmento

term	estimate	std.error	statistic	p.value	conf.low	conf.high
(Intercept)	0.142281	0.833715	-2.33887	0.019342	0.027321	0.719104
log_Area	1.393883	0.054341	6.111309	9.88E-10	1.25358	1.551408

A aplicação do modelo linear para estimar o número de espécies em cada fragmento a partir da área do fragmento revelou discrepâncias variadas entre a riqueza observada e a estimada. Em alguns fragmentos, como os fragmentos 2 e 9, o modelo forneceu estimativas precisas (diferença = 0). No entanto, em outros casos, houve subestimação (por exemplo, fragmentos 10 e 11, com diferenças de +19 e +9, respetivamente) e subestimação (por exemplo, fragmentos 7 e 12, com diferenças de -12 e -14).

Tabela 2. Representação dos fragmentos, riqueza observada, estimada e respectivos erros do modelo de regressão

Fragmento	Riqueza observada	Riqueza estimada	Diferença
1	6	11	-5
2	12	12	0
3	20	14	6
4	27	16	11
5	12	16	-4
6	17	19	-2
7	8	20	-12
8	13	21	-8
9	24	24	0
10	46	27	19
11	42	33	9
12	23	37	-14

5. Discussão

Os resultados da análise da diversidade de espécies nos 12 fragmentos indicam variações notáveis na estrutura das comunidades ecológicas, refletindo o impacto da fragmentação florestal na biodiversidade. Estas variações, como por exemplo, as do Fragmento 10, em os índices de Shannon (H) e Simpson (S) são elevados, podem indicar um ambiente ecologicamente equilibrado, possivelmente caracterizado por maior heterogeneidade de habitat, disponibilidade de recursos e maior conectividade com outras áreas florestais. Em contraste, o Fragmento 1, que demonstrou os menores índices de diversidade, pode estar sujeito a efeitos negativos da fragmentação, como isolamento geográfico, efeito de borda mais pronunciado e menor disponibilidade de recursos essenciais para a manutenção das espécies (Laurance 1999, Ewers e Didham, 2006).

Estudos anteriores demonstram que fragmentos maiores e menos isolados tendem a manter maior diversidade biológica. Por exemplo, Bierregaard *et al*. (1992) observaram que a fragmentação da floresta amazônica resultou na perda de espécies sensíveis e na diminuição da diversidade em áreas menores. Da mesma forma, um estudo realizado por Ferraz *et al*. (2003) em fragmentos de amazônica mostrou que a conectividade entre fragmentos desempenha um papel essencial na manutenção da diversidade de aves, uma vez que facilita o deslocamento e a colonização de novas áreas.

Os fragmentos 4, 9, 10, 11 e 12, que apresentaram altos índices de diversidade, podem representar áreas com menor impacto antrópico, maior cobertura vegetal e disponibilidade de recursos. Esses achados são consistentes com os de Gascon *et al*. (2000), que relataram que fragmentos maiores e mais conectados possuem comunidades ecológicas mais estáveis. Em contraste, os fragmentos 1 e 7, que apresentaram menor diversidade, podem estar mais expostos a perturbações ambientais, um padrão semelhante ao identificado por Stouffer *et al*. (2006) na Amazônia, onde fragmentos menores perderam espécies mais rapidamente devido ao efeito de borda e à degradação do habitat.

Os efeitos da fragmentação e da perda de habitat na diversidade de aves são significativos. A fragmentação florestal, processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat natural é reduzida e dividida em fragmentos menores, pode levar a uma drástica redução no número total de espécies, uma vez que a colonização das florestas depende da disponibilidade de alimento e de locais adequados para reprodução. Diferentes grupos de

aves respondem de maneira distinta a esse processo, sendo algumas espécies mais vulneráveis do que outras.(Gimenes e Anjos, 2003).

Além disso, a perda de habitat e a fragmentação da paisagem permanecem como ameaças significativas à biodiversidade, especialmente devido à expansão agrícola. Estudos indicam que a conversão de habitats naturais em áreas agrícolas leva ao aumento da fragmentação e transformação das paisagens, resultando em impactos negativos nas comunidades de aves (Escobar, 2023).

A heterogeneidade do habitat também desempenha um papel crucial na determinação da biodiversidade em florestas. Ambientes mais heterogêneos tendem a suportar uma maior diversidade de espécies, fornecendo uma variedade de nichos e recursos necessários para diferentes espécies de aves (Ferreira, 2009).

Os resultados obtidos no Parque Nacional de Maputo (PNAM) sobre a análise da curva de acumulação de espécies, estão em consonância com pesquisas realizadas em outras regiões tropicais, onde a acumulação de espécies segue um padrão assintótico à medida que o esforço amostral aumenta (Colwell *et al*., 2004). Por exemplo, estudos na Amazônia e na Mata Atlântica (Brocardo 2011) demonstraram que, em fragmentos menores ou ecologicamente degradados, a estabilização da curva ocorre mais rapidamente, refletindo uma menor diversidade local. Em contraste, fragmentos maiores e ecologicamente mais preservados tendem a apresentar um prolongamento da fase de crescimento da curva, indicando uma maior riqueza de espécies e uma necessidade de maior esforço amostral para atingir a saturação (Melo *et al*. 2013).

As duas curvas presentam de um ponto de estabilização sugere que o esforço amostral foi, em grande parte, adequado para capturar a diversidade aviária local. No entanto, caso a curva não tenha atingido a estabilização em alguns fragmentos, isso pode indicar a necessidade de amostragem adicional para uma caracterização mais completa da comunidade de aves. Além disso, fatores como sazonalidade, variabilidade ambiental e disponibilidade de recursos podem influenciar a dinâmica de acumulação de espécies, justificando a necessidade de estudos de longo prazo para uma avaliação mais abrangente (Macarthur e Wilson, 1967, Magurran 2004).

O modelo de regressão indicou que, para cada aumento de uma unidade na área transformada em logaritmo, a riqueza de espécies esperada aumenta em aproximadamente 1,38 vezes. No entanto, a avaliação do modelo utilizando o método

LOOCV (*Leave One Out Cross Validation*) revelou que o modelo apresentou fraco desempenho quanto ao coeficiente de determinação (R^2=0,157) e ao erro absoluto médio (MAE=9,53), o que também foi corroborado pelo erro quadrático médio (RMSE=12,21). O coeficiente de determinação indicou que a área logaritmizada explica apenas cerca de 16% da variação na riqueza de espécies. Este dado sugere que, além da área do fragmento, tal como referido por outros estudos, outros fatores influenciam a riqueza específica de aves numa determinada comunidade e não seria a comunidade de Futi do Parque Nacional de Maputo uma excepção (Laurance 1999, Ewers e Didham, 2006).

Embora a associação positiva entre o tamanho do fragmento e a riqueza de aves obtida neste estudo seja moderada (r=0,650), ela corrobora com as sugestões dadas nas reviões dos Marini e Garcia (2005), em que enfatizam que o tamanho do fragmento tem uma associação positiva com a riqueza de espécies de aves num determinado ecossistema, pois a fragmentação dos Habitats é a principal ameaça das aves. Os resultados desta pesquisa também foram reforçados pelas investigações de Fahrig (2019), que estudou o impacto da fragmentação do habitat na riqueza específica de aves em um Parque Nacional canadense. Fahrig (2019) constatou que, além do tamanho do fragmento, a forma e a configuração espacial também desempenham papéis importantes na riqueza de aves. Fragmentos com formas complexas e bordas bem estruturadas apresentaram maior diversidade de espécies, mesmo em áreas de tamanho relativamente menor. Esses achados reforçam a importância de considerar não apenas o tamanho absoluto do fragmento, mas também a sua configuração na conservação da biodiversidade.

Os resultados deste estudo indicam que, embora a área seja um fator relevante, outros elementos ecológicos influenciam a estruturação da comunidade de aves. Isso corrobora a hipótese de que a dinâmica ecológica em áreas pequenas é complexa e vai além da simples consideração do tamanho do fragmento, pois fatores como a qualidade do habitat, conectividade e diversidade de recursos podem ter um impacto significativo (Fahrig e Storch, 2020). A investigação desses fatores pode fornecer insights mais detalhados sobre a biodiversidade local e contribuir para a compreensão dos efeitos e impactos da fragmentação e da pressão humana nas áreas, além de auxiliar na conservação no Parque Nacional de Maputo.

A qualidade do habitat é fundamental para a sobrevivência e reprodução das aves. Habitats de alta qualidade oferecem uma abundância de recursos essenciais, como

alimento, água, abrigo e locais de nidificação. Por exemplo, a presença de uma variedade de plantas e insetos pode fornecer uma dieta diversificada, suportando diferentes espécies de aves. Além disso, estruturas naturais como árvores e arbustos oferecem locais seguros para nidificação e proteção contra predadores. A degradação do habitat, por outro lado, pode levar à diminuição da diversidade de aves, uma vez que os recursos necessários se tornam escassos. A conectividade entre fragmentos de habitat, por sua vez, é um outro fator crítico. Fragmentos bem conectados permitem a movimentação das aves entre diferentes áreas, facilitando a troca genética e a colonização de novos habitats. Corredores ecológicos, por exemplo, são essenciais para permitir que as aves se desloquem sem enfrentar barreiras significativas, como áreas urbanas ou agrícolas (Redlich *et al*. 2018).

A falta de conectividade pode resultar em populações isoladas, aumentando o risco de extinção local devido à falta de variabilidade genética e à incapacidade de encontrar recursos adequados. A diversidade de recursos dentro de um habitat também é vital para a manutenção de uma alta diversidade de aves (Karr, 1976). Diferentes espécies de aves têm necessidades específicas em termos de alimentação e locais de nidificação (Mundoza, 2022). Um habitat que oferece uma variedade de alimentos, como sementes, frutos, insetos e néctar, pode suportar uma gama mais ampla de espécies. Da mesma forma, a disponibilidade de diferentes tipos de locais de nidificação, como cavidades em árvores, arbustos densos ou áreas abertas, permite que várias espécies coexistam e prosperem.

As discrepâncias observadas na aplicação do modelo para estimar a riqueza específica de aves a partir da área dos fragmentos são reforçadas e elucidadas pelos elevados erros gerados ao comparar a riqueza observada com a estimada. Por exemplo, com exceção dos fragmentos 2, 6 e 9, todos os demais apresentaram erros elevados, variando de -5 até 12 espécies por fragmento (Tabela 2). Estes erros reforçam a sugestão de para além do tamanho de Habitats mais variáveis influenciam a diversidade de aves num determinado ecossistema. As pesquisas futuras deveriam incluir factores como a conectividade (Matos 2015), estrutura dos Habitats (estrato arbóreo vs graminal e/ou herbáceo), disponibilidade de recursos e sazonalidade.

6. Conclusão

Este estudo demonstrou que a área do fragmento é um factor que afecta directamente a riqueza de espécies de aves na comunidade do Corredor de Futi do Parque Nacional de Maputo, porém não constitui o único determinante na estruturação da comunidade avifaunística.

A análise dos índices de diversidade e a curva de acumulação de espécies indicaram que a diversidade observada depende da intensidade da amostragem nos fragmentos de do Corredor de Futi do Parque Nacional de Maputo.

O modelo de regressão mostrou ainda que a área explicou apenas 16% da variação na riqueza de espécies, reforçando a hipótese de que outros factores ecológicos, como conectividade e diversidade de recursos, podem ter uma contribuição adicional à área dos fragmentos. Estes resultados sugerem que a fragmentação e a pressão humana têm efeitos complexos sobre a biodiversidade em um determinado ecossistema, e esses efeitos não podem ser avaliados apenas com base na redução do tamanho da área dos fragmentos.

Futuras pesquisas devem focar não apenas no tamanho dos fragmentos, mas também noutras variáveis tais como a configuração do fragmento, qualidade do habitat e conectividade entre fragmentos.

7. Implicações para Conservação

A HAH sugere que o fator mais importante para a biodiversidade é a quantidade total de habitat disponível na paisagem, em vez da configuração ou fragmentação desses habitats.

De acordo com a HAH, as estratégias de conservação devem focar na manutenção e aumento da quantidade total de habitat disponível na paisagem, em vez de apenas tentar conectar fragmentos ou preservar áreas isoladas.

Priorizar a preservação e restauração de fragmentos maiores (ex: 10, 11 e 12).
Promover a conectividade entre fragmentos menores para aumentar a quantidade total de habitat acessível e potencialmente aumentar a riqueza de espécies.
Monitorar o efeito de borda nos fragmentos menores e implementar ações para reduzir impactos em áreas vulneráveis

8. Referências bibliográficas

Antunes, A. Z. (2005). *Alterações na Composição da Comunidade de Aves ao Longo do Tempo em um Fragmento Florestal no Sudeste do Brasil*. Ararajuba, 13: 1–12.

Betts, M. G., L. Fahrig, A. S. Hadley, K. E. Halstead, J. Bowman, W. D. Robinson, J. A. Wiens, e D. B. Lindenmayer (2014). *A Species-Centered Approach for Uncovering Generalities in Organism Responses to Habitat Loss and Fragmentation*. Ecography, 37(6): 517–527.

Bila, A. (2005). *Estratégia para a Fiscalização Participativa de Florestas e Fauna Bravia em Moçambique*. Maputo, Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural.

Bierregaard Jr, R. O., T. E. Lovejoy, V. Kapos, A. A. dos Santos, e R. W. Hutchings (1992). *The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments*. BioScience, 42(11): 859–866.

Brocardo, C. R. (2011). *Defaunação em uma Área Contínua de Mata Atlântica e Consequências para o Sub-Bosque Florestal*. Dissertação de Mestrado. São Paulo, Universidade de São Paulo.

Chambule, S. C. (2017). *Diversidade e Abundância de Pequenos Mamíferos em Habitats Selecionados na Reserva Especial de Maputo*. Tese de Licenciatura. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.

Court, W., G. Road, e Cb. (s.d.). *State of the World's Birds*. Cambridge, BirdLife International.

De Knegt, H. J., F. van Langevelde, M. B. Coughenour, A. K. Skidmore, W. F. de Boer, I. M. A. Heitkönig, N. M. Knox, R. Slotow, C. van der Waal, e H. H. T. Prins (2010). *Spatial Autocorrelation and the Scaling of Species–Environment Relationships*. Ecology, 91(8): 2455–2465.

Develey, P. F. (2013). *Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil – Save Brasil*. São Paulo, SAVE Brasil.

DNAC. (2009). *Plano de Gestão da Reserva Especial de Maputo*. Maputo, Direcção Nacional de Áreas de Conservação.

Ewers, R. M., e R. K. Didham (2006). *Confounding Factors in the Detection of Species Responses to Habitat Fragmentation*. Biological Reviews, 81(1): 117–142.

FAO. (2010). *Global Forest Resources Assessment, Main Report*. Roma, Food and Agriculture Organization.

Fahrig, L. (2001). *How Much Habitat Is Enough?* Biological Conservation, 100(1): 65–74.

Fahrig, L. (2003). *Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 34: 487–515.

Fahrig, L. (2013). *Rethinking Patch Size and Isolation Effects: The Habitat Amount Hypothesis*. Journal of Biogeography, 40(9): 1649–1663.

Fahrig, L. (2015). *Just a Hypothesis: A Reply to Hanski*. Journal of Biogeography, 42(6): 993–994.

Fahrig, L. (2017). *Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 48: 1–23.

Fahrig, L. (2019). *Habitat Fragmentation: A Long and Tangled Tale*. Global Ecology and Biogeography, 28(1): 33–41.

Fahrig, L., e D. Storch (2020). *Why Do Several Small Patches Hold More Species Than Few Large Patches?* Global Ecology and Biogeography, 29(4): 615–628.

Fahrig, L. (2021). *What the Habitat Amount Hypothesis Does and Does Not Predict: A Reply to Saura*. Journal of Biogeography, 48(6): 1530–1535.

Ferraz, G., G. J. Russell, P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard Jr, S. L. Pimm, e T. E. Lovejoy (2003). *Rates of Species Loss From Amazonian Forest Fragments*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 100(24): 14069–14073.

Futi, C. D. (s.d.). *Para a Demarcação e Gestão do Corredor de Futi*. Maputo, Ministério do Turismo.

Gascon, C., G. B. Williamson, e G. A. da Fonseca (2000). *Receding Forest Edges and Vanishing Reserves*. Science, 288(5470): 1356–1358.

Hanski, I. (2015). *Habitat Fragmentation and Species Richness*. Journal of Biogeography, 42(6): 989–994.

Henry, L., e H. Wickham (2023). *Rlang: Functions for Base Types and Core R and "Tidyverse" Features*. R Package Manual.

International Finance Corporation (IFC). (2012). *Biodiversity Conservation and Sustainable Management of Living Natural Resources*. Guidance Note 6. Washington, IFC.

José, J. E. (2014). *Modelação do Nicho Ecológico dos Elefantes (Reserva de Maputo)*. Tese de Licenciatura. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.

Karr, J. R. (1976). *Seasonality, Resource Availability, and Community Diversity in Tropical Bird Communities*. The American Naturalist, 110(976): 973–994.

Laurance, W. F. (1999). *Reflections on the Tropical Deforestation Crisis*. Biological Conservation, 91(2–3): 109–117.

Lees, A. C., L. Haskell, T. Allinson, S. B. Bezeng, I. J. Burfield, L. M. Renjifo, K. V. Rosenberg, A. Viswanathan, e S. H. M. Butchart (2022). *State of the World's Birds*. Cambridge, BirdLife International.

MacArthur, R. H., e E. O. Wilson (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press.

Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Malden, Blackwell Publishing.

Manhiça, A. M. M., E. A. N. Nhalevilo, S. Antunes, e CIIMAR (2020). *Reserva Especial de Maputo*. Revista de Ciência Elementar, 8(1): 1–10.

Marassiro, M. J., M. L. R. D. Oliveira, e G. D. P. Pereira (2021). *Agricultura Familiar em Moçambique: Características e Desafios*. Research, Society and Development, 10(6): e22110615682.

Martin, A. E., A. Desrochers, e L. Fahrig (2017). *Homogenization of Dispersal Ability Across Bird Species in Response to Landscape Change*. Oikos, 126(7): 996–1003.

Marulo, A. M. (2012). *Turismo e Conservação na Reserva Especial de Maputo*. Dissertação de Mestrado. Natal, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

Matos, V. P. V. D. (2015). *A Influência da Estrutura de Paisagens Agrícolas nos Índices de Diversidade de Aves*. Tese de Doutorado. São Paulo, Universidade de São Paulo.

Melo, F. P., V. Arroyo-Rodríguez, L. Fahrig, M. Martínez-Ramos, e M. Tabarelli (2013). *On the Hope for Biodiversity-Friendly Tropical Landscapes*. Trends in Ecology & Evolution, 28(8): 462–468.

Metzger, J. P. (2001). *O Que É Ecologia de Paisagens?* Biota Neotropica, 1(1): 1–9.

MITADER. (2015). *Estratégia e Plano de Ação para a Conservação da Diversidade Biológica em Moçambique*. Maputo, Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural.

MMA. (2003). *Causas, Efeito Sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

Mundoza, D. F. (2022). *Ocorrência de Aves nos Diferentes Estágios de Decomposição das Carcaças dos Mamíferos no Parque Nacional da Gorongosa*. Monografia de Licenciatura. Manica, Instituto Superior Politécnico de Manica.

Ntumi, C. P., R. J. van Aarde, N. Fairall, e W. F. de Boer (2005). *Use of Space and Habitat by Elephants (Loxodonta Africana) in the Maputo Elephant Reserve, Mozambique*. South African Journal of Wildlife Research, 35(2): 139–146.

Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, e H. Wagner (2013). *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.5-7.

Redlich, S., E. A. Martin, B. Wende, e I. Steffan-Dewenter (2018). *Landscape Heterogeneity Rather Than Crop Diversity Mediates Bird Diversity in Agricultural Landscapes*. PLoS ONE, 13(8): e0200438.

Riva, F., e L. Fahrig (2022). *Small Patches Are Disproportionately Important for Biodiversity Conservation, Despite Ecosystem Decay*. (em revisão).

Rodrigues, J. F. (2020). *Reserva Especial de Maputo*. Revista de Ciência Elementar, 8(1): 1–10.

SANBI e Wildlands Conservation Trust. (2015). *Gestão de Recursos Naturais Com Base Comunitária, Corredor de Futi*. Durban, Wildlands Conservation Trust.

Seibold, S., C. Bässler, R. Brandl, L. Fahrig, B. Förster, M. Heurich, T. Hothorn, F. Scheipl, S. Thorn, e J. Müller (2017). *An Experimental Test of the Habitat-Amount Hypothesis for Saproxylic Beetles in a Forested Region*. Ecology, 98(6): 1613–1622.

Sitoe, A. (s.d.). *Mapeamento de Habitats de Moçambique*. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.

Sitoe, A., B. S. Guedes, e I. Nhantumbo (2013). *Linha de Referência, Monitoria, Relatório e Verificação para o Redd+ em Moçambique*. Londres, International Institute for Environment and Development.

Stouffer, P. C., R. O. Bierregaard Jr, C. Strong, e T. E. Lovejoy (2006). *Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments*. Conservation Biology, 20(4): 1212–1223.

Wilson, E. O. (1992). *A Diversidade da Vida*. Cambridge, Belknap Press.

Wilson, E. O. (2002). *The Future of Life*. New York, Vintage Books.00

9. Anexos

Tabela 3. Tabela resumo dos fragmentos, riqueza específica, seus respectivas área e perímetro

Fragmento	**Riqueza específica**	**Área**	**Perímetro**
Frag_1	6	423900	4320
Frag_2	12	703800	5580
Frag_3	20	944100	8700
Frag_4	27	1411200	9060
Frag_5	12	1576800	15060
Frag_6	17	2667600	20940
Frag_7	8	2883600	21000
Frag_8	13	3481200	27060
Frag_9	24	5608800	42540
Frag_10	46	8217182	29473.98
Frag_11	42	15159600	93480
Frag_12	23	21087000	182880

Ilustração das áreas fragmentadas do Parque Nacional de Maputo, a imagem ilustra a fragmentação da vegetação na área de interesse, onde as áreas em verde representam fragmentos de vegetação natural cercados por regiões menos vegetadas. As linhas contornadas em preto delimitam esses fragmentos. As linhas coloridas representam diferentes tipos de infraestrutura, como estradas (linhas vermelhas), possíveis caminhos ou trilhas (linhas verdes), e cursos d'água ou canais (linhas azuis). O ponto vermelho indica um local específico de interesse, como um ponto de amostragem ou estudo.

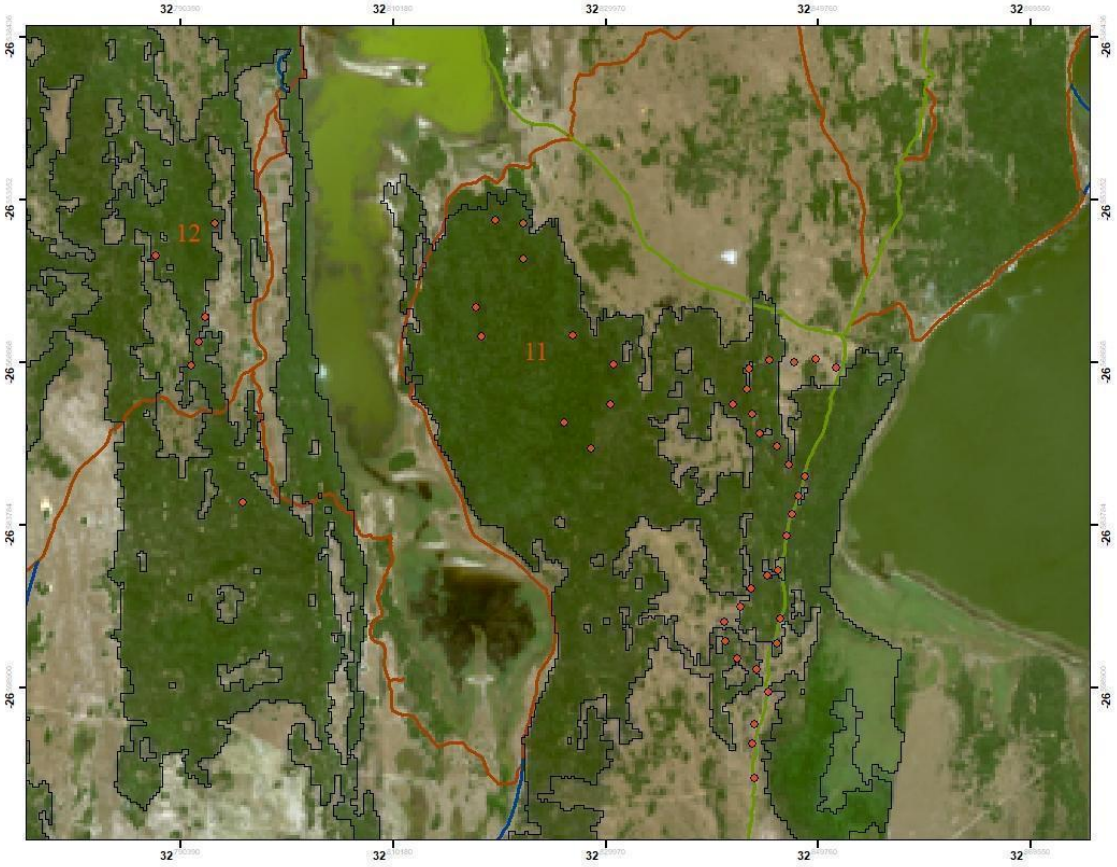


Figura 3. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 12 e frag.11)

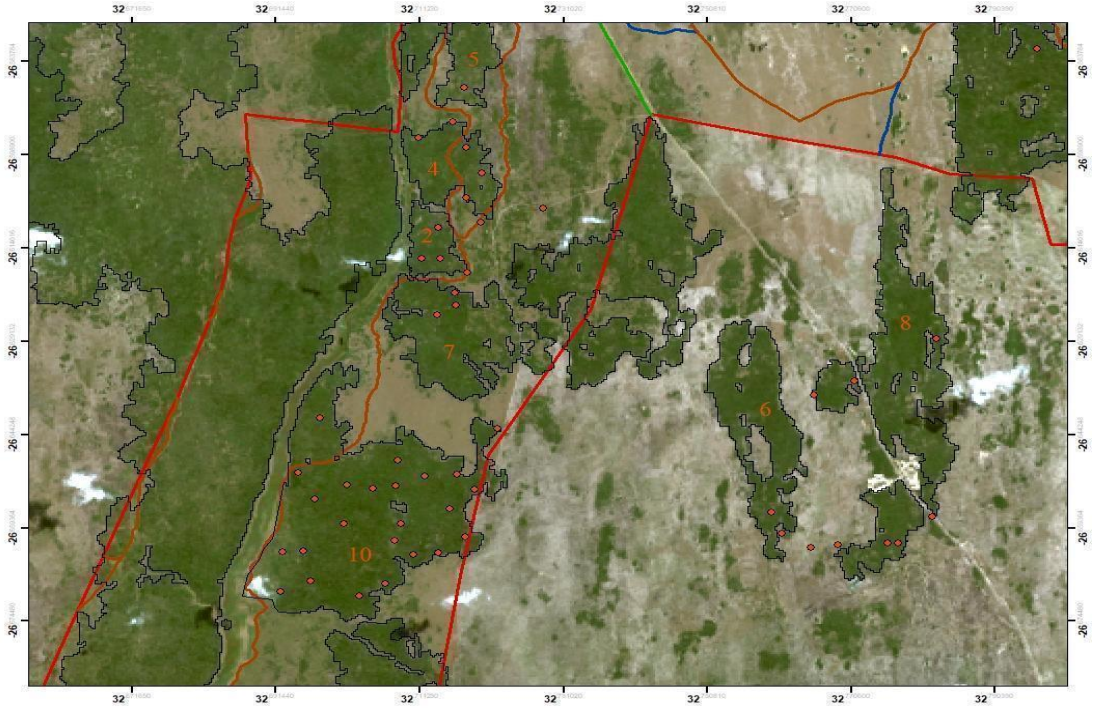


Figura 4. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 2,4, 5, 6, 7, 8 e frag.10)

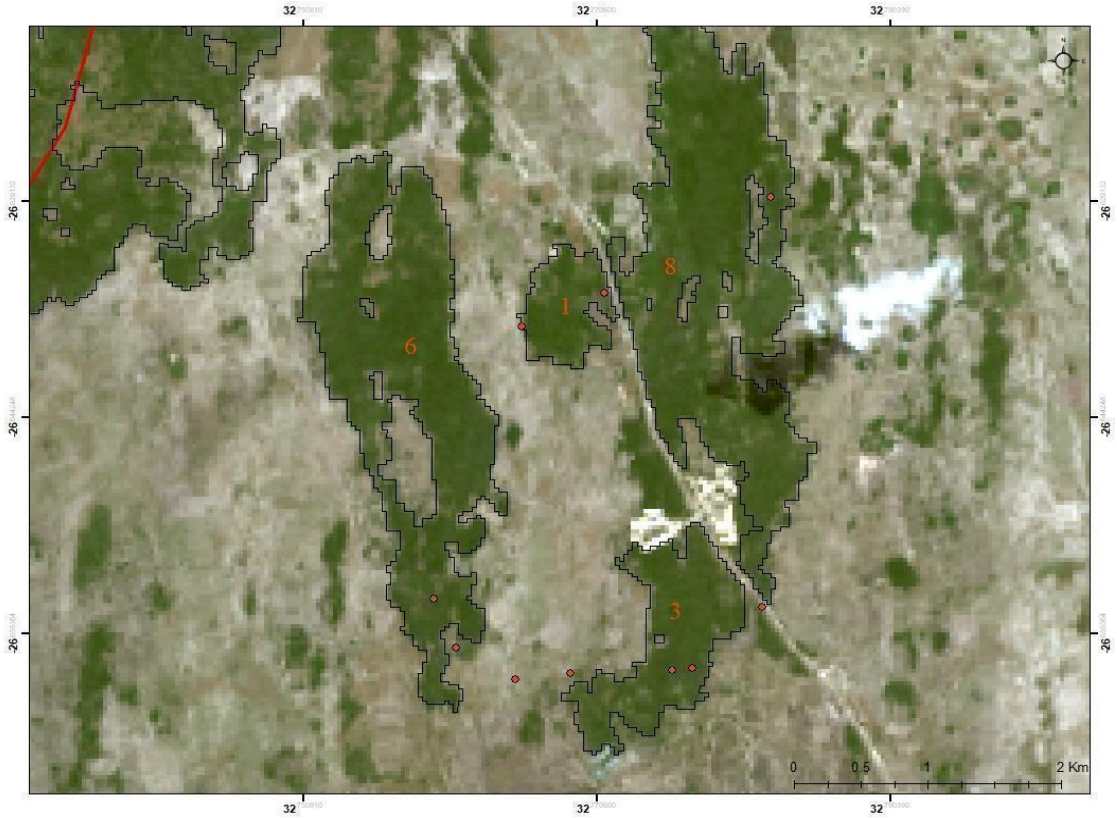


Figura 5. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 1, 3, 6 e frag.8)

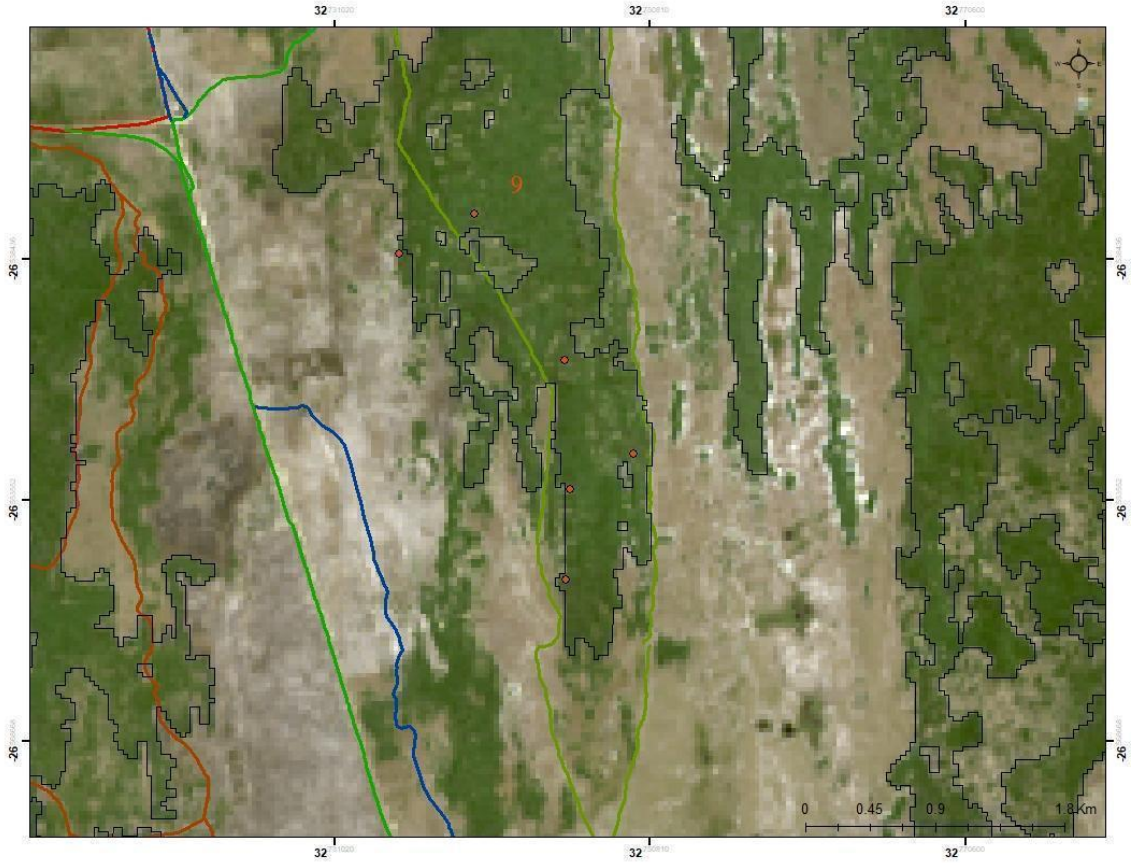


Figura 6. Ilustração das áreas fragmentadas (frag. 9

Tabela 4. Tabela resumo de distribuição de número de observações por espécie e por fragmentos na comunidade registado longo do corredor de Futi

Espécies	**Frag1**	**Frag2**	**Frag3**	**Frag4**	**Frag5**	**Frag6**	**Frag7**	**Frag8**	**Frag9**	**Frag10**	**Frag11**	**Frag12**
Aberlharuco persa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Acridotheres tristis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Acrocephalus scirpaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Andropadus importunus	0	2	0	2	1	2	0	0	2	8	10	1
Anous stolidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Anthus caffer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Anthus leucophrys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Apalis de ruddi	0	0	1	0	0	1	0	0	2	4	2	1
Apalis flavida	0	0	1	0	0	1	0	1	1	5	0	0
Apaloderma narina	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
Batis fratrum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Batis molitor	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0
Bostrychia hagedash	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0
Bradypterus baboecala	0	0	0	0	0	2	0	0	2	3	0	0
Bycanistes bucinator	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
Camaroptera brachyura	2	0	3	0	1	1	0	3	4	7	0	0
Campethera abingoni	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	1
Ceblepyris caesia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Centropus burchellii	5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Centropus grillii	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
Cercotrichas galactoses	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Cercotrichas leucophrys	0	0	0	2	1	0	0	0	0	4	0	0
Chalcomitra senegalensis	0	0	0	5	0	0	0	0	0	2	0	2
Chlorocichla flaviventris	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	1

Chlorophoneus olivaceus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Chlorophoneus sulfureopectus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	0
Chrysococcyx caprius	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Chrysococcyx cupreus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Chrysococcyx klaas	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	3	0
Cinnyris bisfaciata	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
Cinnyris chalybeus	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cinnyris mariquensis	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	1
Cinnyris neergaari	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	5	0
Cinnyris talatala	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	5	1
Cisticola chiniana	0	3	0	1	0	0	0	0	0	2	15	3
Cisticola erythrops	0	0	1	1	1	0	0	0	1	4	0	0
Cisticola galactotes	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Cisticola juncidis	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
Clamator jacobinus	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0
Colius striatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Coracias caudatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Corvus splendens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Corypha africana	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Cossypha heuglini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Cossypha natalensis	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	3	0
Coturnix coturnix	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Crinifer concolor	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
Crithagra mozambica	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Cuculus clamosus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Cuculus solitarius	0	2	1	3	1	0	2	0	1	5	25	3

Curruca subcoerulea	0	0	0	2	1	0	0	0	0	2	0	0
Cyanomitra olivacea	0	0	1	2	0	0	0	0	1	4	0	0
Dicrurus adsimilis	0	0	2	0	0	0	0	1	2	0	5	0
Dicrurus ludwigii	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1
Dryoscopus cubla	0	0	1	1	0	1	0	1	2	4	0	0
Elanus caeruleus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Estrilda astrild	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Falco peregrinus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Gallirex porphyreloups	0	2	0	0	0	1	3	1	1	0	21	3
Halcyon leucocephala	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0
Hedydipna collaris	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2	0	0
Ispidina picta	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0
Lanius collaris	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0

Lophoceros alboterminatus	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Lybius torquatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Merops apiaster	0	0	1	0	0	1	0	0	3	1	0	0
Merops persicus	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1
Merops pusillus	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Motacilia flava	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Nicator gularis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Nycticorax nycticorax	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Oriolus larvatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	1
Ortygornis sephaena	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Pachycoccyx audeberti	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Passer diffusus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Passer domesticus	1	0	0	0	0	0	2	0	0	1	3	2

Phoenicopterus roseus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Ploceus bicolor	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	1	0
Ploceus ocularis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Pogoniulus bilineatus	0	2	3	1	0	3	1	0	6	9	4	0
Prinia subflava	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0
Pycnonotus barbatus	0	0	2	3	1	2	0	0	3	4	0	1
Pycnonotus tricolor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Streptopelia semitorquata	0	2	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0
Sylvietta rufescens	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0
Tauraco livingstonii	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	5	0
Tchagra australis	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
Tchagra senegalus	0	0	1	1	0	0	0	0	1	2	0	0
Terpsiphone viridis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Trochocercus cyanomelas	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Turdoides jardineii	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Turtur chalcospilos	0	3	1	0	1	0	0	3	1	1	4	0
Tychaedon signata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Uraeginthus angolensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Vidua macroura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Zosterops anderssoni	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0