



**Mariana Cravo
Pato e Mota**

**Estudo Preliminar Sobre a Densidade de Primatas
no Sul do Parque Nacional das Quirimbas,
Moçambique**



**Mariana Cravo
Pato e Mota**

**Estudo Preliminar Sobre a Densidade de Primatas
no Sul do Parque Nacional das Quirimbas,
Moçambique**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aplicada, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Carlos Fonseca, Professor Associado com Agregação do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro e da Professora Doutora Catarina Casanova, Professora Associada da Unidade de Antropologia do Instituto Superior de Ciências Sociais e Políticas da Universidade de Lisboa.

Este estudo teve o apoio financeiro das empresas RECOL e CONSTRUSOYO MOÇAMBIQUE, LDA. e da Faculdade de Ciências Naturais da Universidade Lúrio.

Taratibu e Mareja Bush Lodge ofereceram o apoio logístico em campo, a Faculdade de Ciências Naturais da Universidade Lúrio o apoio logístico na cidade de Pemba.

DECLARAÇÃO

Declaro que este documento é integralmente da minha autoria, estando devidamente referenciadas as fontes e obras consultadas, bem como identificadas de modo claro as citações dessas obras. Não contém, por isso, qualquer tipo de plágio quer de textos publicados, qualquer que seja o meio dessa publicação, incluindo meios eletrônicos, quer de trabalhos acadêmicos.

O presente trabalho foi submetido sob a forma de *research article* a uma revista indexada e com sistema de *peer review*.

Ao Selemane e à grande família de Mareja, ao Sr. Pedro e Sr. Mário de Taratibu e ao Mouzinho por tornarem possível o impossível e por ser sempre tempo de 'Intué nivara intecu'! To Jakob for all inspiration and love for nature.

O júri

Presidente

Prof. Doutora Ana Maria Rodrigues

Professora Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro

Coorientador

Prof. Doutora Catarina Carreira Nogueira Casanova

Professora Associada do Instituto de Ciências Sociais e Políticas da Universidade de Lisboa

Arguente Principal

Doutora Cecília Veracini

Investigadora do CAPP no Instituto de Ciências Sociais e Políticas da Universidade de Lisboa

Agradecimentos

Ao Professor Doutor Carlos Fonseca por ter acreditado que era possível e me ter dado asas para seguir mais um sonho, desta vez em África e por todo o apoio logístico que este projecto exigiu.

À Professora Doutora Catarina Casanova por, mesmo sem me conhecer, ter acreditado em mim, me ter apoiado, incentivado, orientado e alertado para a dura realidade de África sempre com o maior positivismo e responsabilidade.

À Doutora Joana Sousa pela disponibilidade e ajuda na resposta rápida e preciosa a todas as dúvidas e dificuldades que surgiram na realização desta dissertação e, por mesmo longe, me transmitir toda a força necessária.

Ao Doutor Tiago Marques pela disponibilidade, boa disposição e ajuda imprescindível com o programa informático Distance.

Ao Mestre Harith Farooq por acreditar neste intercâmbio pioneiro entre a UA e a UniLúrio, pelo acolhimento, paixão pela ciência e por me mostrar que 'não há nada que eu não consiga'.

À Universidade Lúrio por me tornar da casa e apoiar este projecto, mesmo que com poucos recursos. A todos os colegas, serventes, alunos e amigos da UniLúrio que me apoiaram e incentivaram sempre.

Ao Jakob Von Landsberg e ao Dominik Beissel, concessionários turísticos, respectivamente, de Taratibu e Mareja por, desde logo, se prontificarem a colaborar com este projecto e por facilitarem o entendimento com as comunidades e fiscais locais.

Ao Selemane, Sr. Pedro, Sr. Mário por, mais que fiscais, serem companheiros da mesma 'trincheira', me ensinarem o tanto que sei hoje sobre a mata africana, me acolherem como da família e por me puxarem sempre para mais um pedaço de *matranca*.

À família de Mareja pelo acolhimento fantástico, por me dar tudo sem pedir nada em troca e por todas as noites de fogueira e luz da lua, entre conversas, risos e muita aprendizagem. À princesa Esmeralda por me relembrar o quão bom é ser criança longe do desenvolvimento tecnológico.

Ao Mouzinho, motorista e companheiro de todas as longas e animadas viagens para o mato, por nunca se privar de mais uma.

À RECOL pela oferta de material de campo essencial à abertura e marcação dos transectos e pela oferta de alimentos aos trabalhadores e fiscais das áreas de estudo.

À CONSTRUSOYO MOÇAMBIQUE, LDA. pelo apoio financeiro e oferta de t-shirts aos fiscais que me acompanharam em todas as saídas de campo. Em especial ao Nuno Saraiva e João Almeida, por me receberem tão bem e me apetrecharem com equipamento muito útil.

À TOPOTEC, LDA. pelo empréstimo do GPS. Em especial ao Luís Picanço por toda ajuda e bom humor nos momentos mais precisos.

Ao Professor Victor Quintino pelas dicas na análise de dados.

À Mestre e colega Ana Valente pela disponibilidade e dicas preliminares sobre o programa informático Distance.

Ao quase Mestre, colega e amigo Luís Santiago pela disponibilidade e ajuda com todos os testes que envolveram a utilização do programa informático R.

Ao Mestre José António pela ajuda e paciência com todos os testes estatísticos que envolveram a utilização do programa informático SYSTAT. Ao Piksi por me fazer acreditar, que aconteça o que acontecer, nada supera a forte e sincera amizade que construímos ao longo destes 7 anos.

Ao Engenheiro Tiago Filipe, pela disponibilidade e paciência na construção e reconstrução de todos os mapas presentes nesta dissertação. Ao Ti, por sem barreiras e com toda a paixão pelo mar, se tornar num dos melhores amigos que podia ter.

Aos portugueses de Pemba, por me acolherem como a amiga, a irmã mais nova e a filha, me encherem de sorrisos, gargalhadas, me puxarem para cima quando mais precisei e por nunca me recusarem mais uma boleia ao paraíso. Em especial ao Ti, Rita “presente de natal” (o melhor de todos), Nuno (por sempre me relembrar que “a vida é bonita e é bonita!”), mãe Fátima, família Tocas, Casquinha, Nuninho, Nídia, Shamir, Elisa, Cristof, Ana, Berta, Catarina, Fernando, Lu, João e chefe Joana.

Aos brasileiros do coração, Ângela, António Macaco, Pedrão e Ryan Cardinal Puff pelos momentos simples, bonitos e tão nossos e por sempre haver tempo para mais um churrasquinho, um pôr do sol, um mergulho no mar e um sambinha bom.

A todos os latino-anglo-moçambicanos por todas as partilhas, momentos de festa, danças e alegria contagiante. Em especial à Nati (pela amizade e pelos tão nossos maravilhosos finais de dia), à tia Yisel ('que me quiten lo bailao!'), à Laura e ao Nacho (por me tornarem da casa), ao Andrés (por me mimar todos os dias com surpresas boas e doces) e ao Alastair, Janice, Jonathan, Sarah, Luca, Sérgio, Raúl e Luís.

Aos moçambicanos do coração, Andrade, Maninho, Jacinta, Uda, Cadbury e Célia por me acolherem como da família e por me puxarem sempre para mais um kizombinha bom. À família de Chiure e às muitas famílias das casas por onde passei. À Bibi por ser a colega e amiga mais presente em todas as conquistas, as *she know, she can!* e à Lilliet por ser uma ótima companheira de casa. Às duas por me terem dado os sobrinhos mais lindos de Pemba e arredores.

Aos Amigos que tive a sorte de conhecer ao longo da vida, aos de cá e aos de lá, aos de sempre, ao *Piso Napolis* e aos de Barcelona, à família Vaz e aos de Manaus, aos de Aveiro, aos de Biologia, aos pedaços do coração e à Paródia. A todos por fazerem de mim o muito do que sou hoje.

Aos que partiram este ano e me continuarão a inspirar, tio Fausto, Professora Luciana, Luís e Sr. Filipe.

À minha família perfeita de tão imperfeita que é, por me fazer crescer com toda a simplicidade e vontade do mundo. Ao avô Isaías que já partiu, à avó Mirene e ao tio Miguel, por nunca me privarem de rebolar na terra e de aproveitar tudo o que a natureza tem para oferecer. Ao Hugo Pato, o irmão, por me mostrar que a originalidade faz a diferença e que cada um tem a sua. Ao Octávio Pato, pai e "engenhocas", por sempre me fazer puxar pela imaginação. À Lucieta Cravo, mãe, mulher, razão de tudo isto ser possível, por todo o amor, amizade, espírito de aventura, força e porque apesar de saber que dói no coração ver a filha nos sítios mais recônditos, sabe também que o sonho comanda a vida e que só assim serei mais eu.

A Moçambique, a todos os primatas não-humanos envolvidos neste projecto (*Cole, Insápué e Tupili*) e ao mar, o melhor remédio do mundo.

Obrigada! Koshukuro!

Palavras-chave

Moçambique; PNQ; Taratibu; Mareja; Primatas; Transectos Lineares; Densidade

Resumo

O Parque Nacional das Quirimbas (PNQ) é a primeira e única área com estatuto de Parque Nacional no norte de Moçambique. A necessidade de estudar mamíferos de médio e grande porte fez deste trabalho o primeiro estudo dedicado à densidade de primatas no sul do PNQ. De Outubro de 2014 a Janeiro de 2015 foram realizados, em duas áreas do sul do PNQ, Taratibu e Mareja, censos segundo o método de amostragem de distâncias de transectos lineares. As densidades estimadas de cada uma das espécies estudadas, *Papio cynocephalus*, *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus*, revelaram ser mais elevadas em Mareja do que em Taratibu, área caracterizada pela presença de *inselbergs*. No total das duas áreas de estudo (sul do PNQ) a estimativa da densidade foi de 12,4855 indivíduos/km² para *P. cynocephalus*, de 2,8700 indivíduos/km² para *C. albogularis* e de 0,5172 indivíduos/km² para *C. pygerythrus*. Estas estimativas quando comparadas com o único estudo geral sobre a densidade de mamíferos presente no PNQ, revelam ser mais elevadas. Uma vez que o método utilizado no presente estudo, permitiu uma maior facilidade na visualização direta de primatas e um maior número de indivíduos avistados, podemos concluir que estes valores de estimativas de densidade poderão ser mais fiáveis que os obtidos anteriormente para esta zona. As densidades obtidas quando comparadas com outros estudos mostram ser mais elevadas no caso *P. cynocephalus*, o que poderá fazer do PNQ uma área de valor inestimável e de grande importância para a conservação desta espécie, e mais baixas no que toca à espécie *C. albogularis*, o que poderá indicar um declínio desta população. Relativamente a *C. pygerythrus*, ainda que o número de avistamentos tenha sido reduzido, a estimativa da densidade obtida segue a tendência de estabilidade da população.

Keywords

Mozambique; PNQ; Taratibu; Mareja; Primates; Line Transects; Density

Abstract

Quirimbas National Park (QNP) is the first National Park in north of Mozambique. Information on the basic biology of medium to large size mammals within QNP are still lacking, and thereby this is the first study to estimate density of primates in southern part of the National Park. Line transect sampling surveys were made in two areas, Taratibu and Mareja, between October of 2014 and January of 2015. Estimated densities of all primate species (*Papio cynocephalus*, *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus*) between areas were significantly inferior in Taratibu, which is characterized by the presence of Inselberg habitat. When the information of both areas is combined, the estimated density of the southern part of QNP is 12,4855 individuals/km² for *P. cynocephalus*, 2,8700 individuals/km² for *C. albogularis* and 0,5172 individuals/km² for *C. pygerythrus*. Our estimates are superior to those reported by the only other study that assesses general mammal density within QNP. As our sampling technique allows a more direct approach and presents a higher number of seen individuals, we believe that our density estimate results complement the previous study done within QNP, and may even be more reliable than the previous data provided in that report. Furthermore, when we compare our results with other studies of the same species in other locations, our density estimates are superior in *P. cynocephalus*, suggesting that QNP is highly valuable for the conservation of the species. On the other hand, our density estimates were inferior in *C. albogularis*, which might suggest a population decline of the species. As for *C. pygerythrus*, even though our sample size is low, the estimated density of the specie seems to agree with previous data from the same specie.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS.....	III
ÍNDICE DE TABELAS.....	IV
LISTA DE ABREVIATURAS.....	V
INTRODUÇÃO.....	1
1. APRESENTAÇÃO DO TEMA.....	1
2. MACACOS DA ÁFRICA ORIENTAL.....	2
2.1. <i>Papio cynocephalus cynocephalus</i>	2
2.2. <i>Cercopithecus albogularis</i>	3
2.3. <i>Chlorocebus pygerythrus</i>	4
3. PARQUE NACIONAL DAS QUIRIMBAS.....	4
3.1. Enquadramento Geográfico.....	4
3.2. Enquadramento Histórico e Estratégias de Gestão.....	6
3.3. Aspetos Topográficos e Clima.....	7
3.4. Habitat.....	8
3.5. Fauna.....	9
3.6. População Local.....	10
3.7. Ameaças à conservação.....	10
3.7.1. Queimadas Descontroladas.....	11
3.7.2. Caça Furtiva e Ilegal.....	11
4. OBJETIVOS.....	12
METODOLOGIA.....	13
5. ÁREA DE ESTUDO.....	13
5.1. Taratibu.....	14
5.2. Mareja.....	15

6. OBJETO DE ESTUDO	16
7. TRANSECTOS	17
7.1. Preparação dos Transectos	17
7.1.1. Taratibu	18
7.1.2. Mareja	18
7.2. Amostragem por Transectos Lineares	21
8. PROTOCOLO E RECOLHA DE DADOS	22
9. TRATAMENTO E ANÁLISE DE DADOS	23
9.1. Estimativa da Densidade	23
9.2. Ocorrência de Primatas em Diferentes Tipos de Habitat	27
10. LIMITAÇÕES AO ESTUDO	28
RESULTADOS	29
11. DENSIDADE	29
11.1. Escolha do Modelo	29
11.2. Taxa de Encontro (<i>Encounter Rate</i>)	33
11.3. Estimativa da Densidade das Espécies em Estudo	33
11.4. Estimativa do Tamanho da População	35
12. OCORRÊNCIA DE PRIMATAS EM DIFERENTES TIPOS DE HABITAT	36
DISCUSSÃO	40
CONSIDERAÇÕES FINAIS	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
ANEXOS	53

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. A: Localização Geográfica e limites do Parque Nacional das Quirimbas no contexto de África e de Moçambique; B: Localização Geográfica de Taratibu e Mareja no contexto do Parque Nacional das Quirimbas	5
Figura 2. Localização geográfica de Taratibu e da aldeia mais próxima, Aldeia Taratibu (Miegane)	14
Figura 3. Localização geográfica de Mareja e da aldeia mais próxima, Aldeia Nanduli. ...	15
Figura 4. Espécies de primatas diurnos que ocorrem no Parque Nacional das Quirimbas: A. <i>Papio cynocephalus</i> (Foto de Mariana Mota); B. <i>Cercopithecus albogularis</i> (Foto de Mariana Mota) e C. <i>Chlorocebus pygerythrus</i> (Foto de Mariana Mota)	16
Figura 5. Localização geográfica do sistema de trilhos (transectos) da área de estudo de Taratibu.	19
Figura 6. Localização geográfica do sistema de trilhos (transectos) da área de estudo de Mareja.....	20
Figura 7. Distâncias de avistamento das 3 espécies em estudo em A: Taratibu e em B: Mareja, sem representarem diferenças significativas. Gráfico obtido através do programa SYSTAT 8.0.....	30
Figura 8. Curva de detectabilidade dos avistamentos das 3 espécies de primatas nas duas áreas de estudo. Truncamento a 5% (w=141) seguindo o modelo <i>Uniform/Cosine</i> . Probabilidade de detecção (<i>Detection Probability</i>) de um avistamento tendo em conta a distância perpendicular (<i>Perpendicular distance</i>). Gráfico obtido através do programa DISTANCE 6.2.....	31
Figura 9. Percentagem de avistamentos das espécies <i>Papio cynocephalus</i> (barras brancas) e <i>Cercopithecus albogularis</i> (barras pretas) nos diferentes tipos de habitat, de cada uma das áreas de estudo, A: Taratibu e B: Mareja. Gráfico obtido através do programa SYSTAT 8.0.....	37

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I. Aplicação de diferentes critérios com e sem truncamento de dados para escolha do melhor modelo: valores de AIC (<i>Aikaike Information Criterion</i>); Chi-p (GOF/x^2) e CV (coeficiente de variação; dados obtidos através do programa DISTANCE 6.2.)	32
Tabela II. Taxa de encontro (T_E) e coeficiente de variação da T_E (CV_{TE}) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo, Taratibu e Mareja (dados obtidos através do programa DISTANCE 6.2.)	33
Tabela III. Estimativa da densidade (\hat{D} ; grupos/km ²) e coeficiente de variação da \hat{D} ($CV_{\hat{D}}$) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo (Taratibu e Mareja) e no total das duas (cálculos realizados com base nos valores obtidos pelo programa informático DISTANCE 6.2.).	34
Tabela IV. Estimativa da densidade (\hat{D} ; indivíduos/km ²) e coeficiente de variação da \hat{D} ($CV_{\hat{D}}$) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo (Taratibu e Mareja) e no total das duas (cálculos realizados com base nos valores obtidos pelo programa informático DISTANCE 6.2.).	34
Tabela V. Estimativa do tamanho da população de cada espécie em cada uma das áreas de estudo, Taratibu e Mareja tendo em conta a sua área total.	35
Tabela VI. Teste exacto de <i>Fisher</i> (<i>p-value</i>) tendo em conta a ocorrência das espécies I: <i>Papio cynocephalus</i> (<i>Pc</i>) e II: <i>Cercopithecus albogularis</i> (<i>Ca</i>) nos vários tipos de habitat (Floresta, <i>Inselberg</i> , Clareira, Rio e Outros) existentes em Taratibu (valores obtidos pelo programa informático R).	38
Tabela VII. Teste exacto de <i>Fisher</i> (<i>p-value</i>) tendo em conta a ocorrência das espécies I: <i>Papio cynocephalus</i> (<i>Pc</i>) e II: <i>Cercopithecus albogularis</i> (<i>Ca</i>) nos vários tipos de habitat (Floresta, <i>Inselberg</i> , Clareira, Rio e Outros) existentes em Mareja (valores obtidos pelo programa informático R).	39

LISTA DE ABREVIATURAS

GERAIS

Aw – Clima tropical com estação seca de inverno, segundo a classificação de Köppen

E – Este

GPS - *Global Positioning System*

N – Norte

O – Oeste

PNQ – Parque Nacional das Quirimbas

S – Sul

WWF - *Worldwide Fund for Nature*

ZPT – Zonas de Proteção Total

ZUE – Zonas de Uso Específico

ZUDC – Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário

ZT – Zona Tampão

MATEMÁTICAS

AIC - *Aikake's Information Criterion*

CV – coeficiente de variação

\hat{c}_s – estimativa do valor esperado de *cluster size*, ou seja, do tamanho do grupo em cada avistamento

\hat{D} – densidade estimada de animais

GOF/ χ^2 – Teste do χ^2 , revela o ajuste do modelo aplicado aos dados

$g(x)$ – função de detecção, ou seja, probabilidade de detecção do animal à distância perpendicular x

L – comprimento total do transecto, em km, ou seja, total da área amostrada é dada por $a= 2wL$.

n – número de animais (indivíduos ou grupos) avistados

N – número da amostra

P_a – probabilidade de avistamento

TE – taxa de encontro, ou seja, n/L

μ – distância à qual $g(x)=0,5$

w – distância de truncatura

$2w$ – largura do transecto

INTRODUÇÃO

1. APRESENTAÇÃO DO TEMA

Actualmente conservar a natureza, os seres vivos e os ecossistemas onde estes habitam é a palavra de ordem. No entanto, para determinar prioridades na conservação, criar planos de maneio e poder entender as diferenças socio-ecológicas entre populações é necessário fazer estimativas sobre a densidade dessas populações (Ganzhorn *et al.*, 1997; Butynski, 1990; Fashing & Cords, 2000).

A vontade de contribuir para a conservação de espécies num país rico em paisagens selvagens, únicas, de uma enorme diversidade de habitats, fauna e flora (Leví, 2012; Anastácio *et al.*, 2014) e pobre no que toca ao desenvolvimento e investigação tornou-se o princípio base deste trabalho. A oportunidade de poder realizar trabalho de campo no Parque Nacional das Quirimbas (PNQ), Moçambique através da parceria com a Faculdade de Ciências Naturais da Universidade Lúrio, a escassa informação sobre mamíferos de médio e grande porte nesta área protegida (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009) e a nossa preferência por estudar primatas não-humanos, ordem de mamíferos que exerce um papel fundamental na estrutura e função do ecossistema (Laurence, 2003) e que sofre sérias ameaças nas florestas tropicais africanas (Chapman & Peres, 2001; Chapman *et al.*, 2006; Casanova *et al.*, 2014) tornaram-se as principais razões da escolha deste tema. Dar novas respostas sobre o que ocorre numa área protegida que é cientificamente pouco explorada, poder contribuir para futuros planos de conservação e gestão deste e de outros parques nacionais, recolher dados sobre espécies de primatas localmente pouco ou nada estudadas e realizar o primeiro estudo dedicado à densidade de primatas existente no PNQ são as principais vantagens que nos fizeram seguir em frente. Assim, o presente estudo propõe estimar a densidade das diferentes espécies de primatas existentes no sul do PNQ e verificar a ocorrência das espécies nos diferentes tipos de habitat presentes no sul deste parque nacional.

2. MACACOS DA ÁFRICA ORIENTAL

Os macacos de África Oriental fazem parte dos macacos do velho mundo, ou seja, da superfamília Cercopithecoidea. Esta superfamília representa a maior diversidade taxonómica de primatas em África (Rowe, 1996; Grubb *et al.*, 2003), com cerca de 46 espécies (Chapman *et al.*, 2006). Os géneros *Cercopithecus* e *Papio* estão entre os mais abundantes (Struhsaker, 1966; Grubb *et al.*, 2003). Apesar de estarem bem representados no continente africano (Grubb *et al.*, 2003) estão também expostos a fortes pressões antrópicas (Nyanganji *et al.*, 2011). O rápido desenvolvimento económico de África e a necessidade de proteger espécies ameaçadas fez com que o conhecimento sobre as restantes espécies ficasse estagnado. Estudos actualizados sobre distribuição das espécies não ameaçadas, densidade das populações, preferências de habitat, entre outros tópicos, são, por isso, uma mais valia para poder avaliar os efeitos das alterações que ocorrem ao nível ecológico (Stone *et al.*, 2013). Em Moçambique, esta é uma necessidade evidente. Por todo o país ocorrem cinco espécies de primatas não-humanos, duas nocturnas, *Galago moholi* e *Otolemur crassicaudatus* e três diurnas, *Papio cynocephalus*, *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus*. Todas possuem um estatuto de conservação referido como “pouco preocupante” (LC - *Least Concern*) e uma distribuição ampla (ver Anexo 1; Kingdon *et al.*, 2008). Este estudo centrou-se nas três espécies diurnas.

2.1. *PAPIO CYNOCEPHALUS CYNOCEPHALUS*

O *Papio cynocephalus cynocephalus* (Linnaeus, 1766), também conhecido como macaco-cão ou babuíno, (em português) e como *Cole* (em macua, dialeto do norte de Moçambique) é semi-terrestre e apesar de ocorrer preferencialmente em floresta de miombo (ver secção 3.4; Kano, 1971; Altmann *et al.*, 2002; Kingdon *et al.*, 2008a), ocorre também em floresta de savana e floresta costeira, podendo adaptar-se facilmente a florestas fragmentadas, incluindo áreas agrícolas (Altmann *et al.*, 2002; Kingdon *et al.*, 2008a). É omnívoro oportunista, alimentando-se de uma grande variedade de espécies de plantas e animais. O seu padrão comportamental é influenciado pela estação sazonal e pela disponibilidade de alimento, forrageando menos na estação chuvosa (Mills & Hes, 1997; Bronikowski & Altmann 1996; Alberts *et al.*, 2005). Vive em grupos sociais

com vários machos e várias fêmeas (*Multimale-Multifemale Group*) que variam entre os 18 e 100 indivíduos (Bulger & Hamilton, 1987; Alberts & Altmann, 1995). Na década de 80 a densidade desta espécie, em Amboseli, no Quênia, era de cerca de 1,15 indivíduos/km² (Samuels & Altmann, 1991). Outro estudo mais recente, realizado também no Quênia, indica uma densidade de 4 grupos/km² (Karere *et al.*, 2004). Actualmente, a população de *Papio cynocephalus cynocephalus* mantém-se estável (Kingdon *et al.*, 2008a).

2.2. CERCOPITHECUS ALBOGULARIS

O *Cercopithecus albogularis* (Wolf, 1822), também conhecido como macaco azul (em português) e como *insapué* (em macua, dialeto do norte de Moçambique) é representado por 17 subespécies, duas das quais ocorrem em território Moçambicano, nomeadamente *C. a. erythrarchus* e *C. a. monoides* (ver Anexo 1 - Figura 11). É uma espécie semi-terrestre e ocorre em diferentes tipos de floresta, como floresta de baixa altitude, floresta de montanha, floresta ribeirinha e floresta de galeria, podendo ocorrer em floresta secundária (Kingdon *et al.*, 2008c). É um primata frugívoro, completando a sua dieta com folhas, flores e por vezes, insectos. Vive em grupos com um macho adulto, fêmeas e outros sub-adultos (Mills & Hes, 1997), que variam entre os 2 e os 40 indivíduos (Kingdon *et al.*, 2008c). A densidade desta espécie depende muito do habitat que ocupa (Kingdon *et al.*, 2008c). Podendo atingir densidades baixas (7 indivíduos/km²) ou altas (45 indivíduos/km²), como descrito por Butynski (1990), num estudo realizado na Floresta de Kibale, Uganda. Um outro estudo realizado na África do Sul revelou ainda que *C. albogularis* tem densidades baixas para florestas ribeirinhas (<3 indivíduos/km²), médias para florestas de montanha (4-9 indivíduos/km²) e elevadas para floresta costeira (20 indivíduos/km²; Lawes, 1992; Kingdon *et al.*, 2008c). Outros estudos realizados, entre as décadas de 70 e 90, revelaram densidades mais elevadas (ver Anexo 4 - Tabela XI; Aldrich-Blaje, 1970; Rudran, 1978; Scorer, 1980; Lords, 1984; Henzi & Lawes, 1987; Fashing & Cords, 2000; Karere *et al.*, 2004). No entanto, a densidade mais frequente é de <15 indivíduos/km² (Butynski, 1990). Actualmente prevê-se um decréscimo da população (Kingdon *et al.*, 2008c).

2.3. *CHLOROCEBUS PYGERYTHRUS*

O *Chlorocebus pygerythrus* (F. Cuvier, 1821), designado anteriormente como *Cercopithecus aethiops pygerythrus* (Grubb *et al.*, 2003) é também comumente conhecido como macaco-de-cara-preta ou macaco verde (em português) e como *tupili* (em macua, dialeto do norte de Moçambique). É uma espécie semi-terrestre e ocorre em floresta de miombo, savana e floresta de mosaico, especialmente junto dos rios, podendo adaptar-se facilmente a florestas fragmentadas, incluindo áreas agrícolas (Kingdon *et al.*, 2008b). É omnívoro, alimentando-se de diferentes espécies de plantas e animais (Mills & Hes, 1997). Vive em grupos sociais com vários machos e várias fêmeas (*Multimale-Multifemale Group*) que oscilam entre os 2 e os 30 indivíduos. Na Reserva Nacional de Primatas do Rio Tana, Quênia revelou ter densidades entre os 0,1-0,2 grupos/km² (ver Anexo 4 - Tabela XI; Karere *et al.*, 2004). Atualmente a população encontra-se estável (Kingdon *et al.*, 2008b).

3. PARQUE NACIONAL DAS QUIRIMBAS

3.1. ENQUADRAMENTO GEOGRÁFICO

O Parque Nacional das Quirimbas (PNQ; 12° 27' 34.81''S 39° 55'22.90''E; Figura 1) está situado a norte de Moçambique, na província de Cabo Delgado. Esta província apresenta como limites internacionais a Tanzânia, a Norte e o Oceano Índico, a Este e como limites nacionais as províncias de Nampula, a Sul e de Niassa, a Oeste (Sitoe *et al.*, 2009). Este Parque tem 7506km² onde cerca de 80% (5984km²) corresponde a áreas do continente e o restante a áreas marinhas, das quais fazem parte 11 das 28 ilhas do Arquipélago das Quirimbas (Mitur, 2004; Brouwer e Mabunda, 2005) e o Banco de São Lázaro, a 42 milhas náuticas a Este de uma destas ilhas, a Ilha do Ibo, outrora o maior porto do norte (Sitoe *et al.*, 2009).

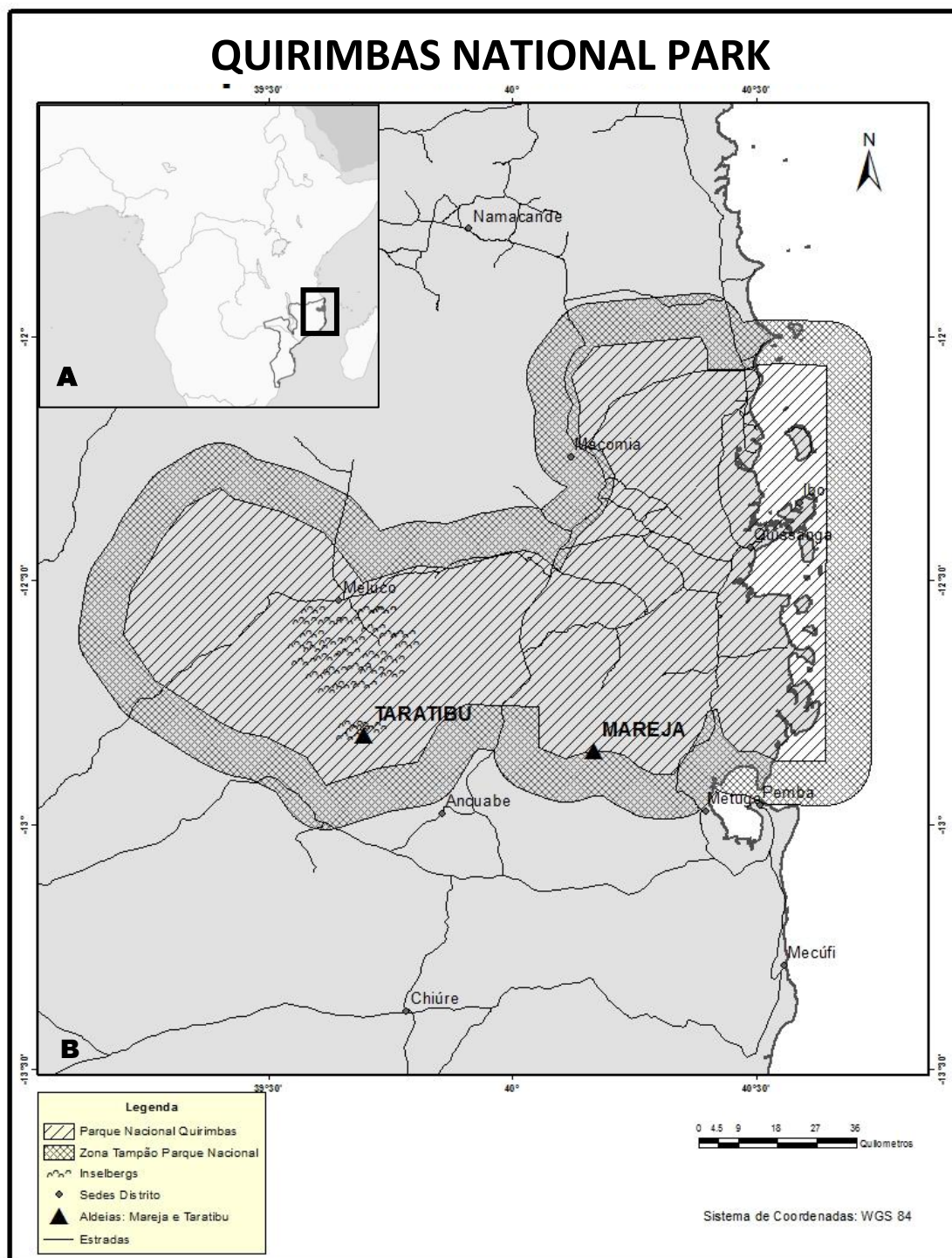


Figura 1. **A:** Localização Geográfica e limites do Parque Nacional das Quirimbas no contexto de África e de Moçambique; **B:** Localização Geográfica de Taratibu e Mareja no contexto do Parque Nacional das Quirimbas.

3.2. ENQUADRAMENTO HISTÓRICO E ESTRATÉGIAS DE GESTÃO

O PNQ é a primeira e única área de conservação com estatuto de Parque Nacional no norte de Moçambique (Mitur, 2004). É, desta forma, uma área delimitada que se destina à preservação de ecossistemas naturais únicos e representativos do património moçambicano e à conservação de espécies de flora e fauna raras, endémicas, em declínio ou em vias de extinção (Decreto nº 12/2002 de 6 de Junho, Artigo 2). O PNQ foi criado em 2002, em resposta aos apelos das comunidades locais e de outros intervenientes privados, a fim de promover a conservação da biodiversidade, o desenvolvimento rural e o turismo sustentável destinado à conservação (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009). Em 2013 ainda contava com o apoio da WWF (*Worldwide Fund for Nature*; Craig, 2013).

Como forma de solucionar e facilitar a gestão do PNQ bem como a sua compreensão por parte das comunidades locais foram criadas quatro tipos de zonas: 1) Zonas de Proteção Total (ZPT), que proíbem qualquer tipo de atividade de extração e permitem atividades de investigação científica e turismo controlado; 2) Zonas de Uso Específico (ZUE), que proíbem atividades que possam causar alterações ecologicamente significativas e o assentamento de populações; 3) Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário (ZUDC), destinadas ao uso sustentável de recursos por parte dos habitantes locais residentes no PNQ, incluindo agricultura e caça sustentável e 4) Zonas Tampão (ZT), com 10km para além dos limites do PNQ (para mais detalhes ver Anexo 2; Mitur, 2004).

Na prática, este zonamento não é totalmente cumprido, uma vez que as ZPT e ZUE, ainda hoje, incluem comunidades residentes que competem com a fauna por uma vasta gama de recursos biológicos espalhados por todo o Parque. É claro, que instalar as comunidades em áreas de interesse comum, como as ZUDC continua a ser um desafio, que levará tempo até ser cumprido. No entanto, a nova proposta do plano de zonamento (ver Anexo 2 – Figura 16) com vista a evitar o conflito ser humano/vida selvagem, o uso insustentável (e ilegal) dos recursos naturais e a necessidade de espaços adequados ao assentamento das populações e ao desenvolvimento económico/agrícola, poderá torna-se uma mais valia no processo de fiscalização (PNQ, 2011).

O PNQ está sob a legislação nacional de uso de recursos naturais e tem bem definidas as actividades proibidas e reguladas em todas as zonas marinhas e

terrestres (Mitur, 2004). Contudo, e apesar de novas estratégias de fiscalização já terem sido propostas, a falta de meios e de pessoas devidamente treinadas, o alto nível de susceptibilidade à corrupção, o deficiente sistema de logística, a fraca coordenação com outros parceiros e a falta de clareza no que toca ao tratamento e encaminhamento do processo de transgressores, tornam o processo de fiscalização bastante frágil. A Fiscalização do PNQ é atualmente incapaz de sustentar actividades extractivas ilegais realizadas por parte das comunidades locais e de agentes externos. Tem sido a contribuição na fiscalização de uma extensa área do PNQ, por parte de operadores e concessionários turísticos que tem evitado e suspenso algumas dessas actividades. Ainda que esforços sejam feitos, o incumprimento das normas estabelecidas e as falhas graves de fiscalização põem em risco a fauna e flora do PNQ (Harari, 2005; PNQ, 2011). Esta situação, apesar de previsível, não é clara, uma vez que nesta área protegida poucos são os estudos precisos e regulares sobre o estado da fauna (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011). Neste sentido, torna-se importante conhecer as interacções entre a fauna, flora e a população local residente no PNQ. Só assim, seremos capazes de fazer um controlo eficaz sobre o estado das populações animais e propor soluções para eventuais problemas.

3.3. ASPETOS TOPOGRÁFICOS E CLIMA

O PNQ localiza-se no complexo gnáisso-migmático de Moçambique, no qual se destacam os *inselbergs*, afloramentos rochosos de granito do Pré-Câmbrico, que emergem nas planícies que os rodeiam (ver seção 3.4; Siteo *et al.*, 2009; Bayliss *et al.*, 2010). Estas zonas, localizadas no interior do Parque (Figura 1), apresentam um relevo mais acidentado que a zona costeira, atingindo os valores mais elevados a 800m de altitude. Na região litoral, as profundidades, apesar de não variarem muito, encontram-se entre os 90m e os 400m. O PNQ é atravessado por vários rios que secam sazonalmente e pelo lago de Bilibiza com água permanente (Bandeira *et al.*, 2007; Siteo *et al.*, 2009).

Segundo a classificação de Köppen, esta área apresenta clima tropical com estação seca de inverno (tipo Aw), onde a época de maior precipitação (estação chuvosa) ocorre entre Novembro e Março (FAO, 1995; Siteo *et al.*, 2009). A distribuição da precipitação média anual pelo PNQ não é uniforme, sendo mais

abundante na região costeira. A temperatura média anual varia entre os 20 e os 28°C (Siteo *et al.*, 2009).

A existência de água doce e o clima característico desta região para além de fundamentais para a vida animal e vegetal, são essenciais para a existência de terras férteis propícias ao desenvolvimento agrícola (Siteo *et al.*, 2009).

3.4. HABITAT

O PNQ apresenta uma grande diversidade de habitats incluindo quatro das eco-regiões declaradas pela WWF de importância global. É o caso da floresta costeira do sul de Inhambane a Zanzibar, dos mangais de África Oriental, da eco-região marinha de África Oriental e das florestas de miombo e savanas orientais (Olson & Dinerstein, 2002; Mitur, 2004; Harari, 2005). Esta área protegida possui ainda uma região de grande endemismo caracterizada pela presença de *inselbergs* (afloramentos rochosos de granito; Mitur, 2004; Harari, 2005).

Os *inselbergs* geologicamente e geomorficamente antigos podem ocorrer ao longo de uma grande variedade de zonas climáticas. Neste caso, uma vez que as temperaturas da rocha podem atingir os 60° e as baixas humidades os 20% são criados ‘desertos’ microclimáticos (Pormebksi, 2007). A elevada altitude e inclinação das encostas torna restrita a ocorrência de solo e a disponibilidade de alguns nutrientes como o fósforo e o nitrogénio (Dörrstock *et al.*, 1996; Pormebksi, 2007). Estas condições rigorosas permitem o desenvolvimento de vegetação altamente especializada, como é o caso dos ‘tapetes’ de monocotiledóneas da família Velloziaceae (Bandeira *et al.*, 2007; Porembski, 2007). Na base dos *inselbergs* ocorrem florestas abertas de miombo (nome dado às árvores do género *Brachystegia*) com árvores de 8-12 m, seguidas de árvores com 5-8 m e pequenas porções de mato fechado (Bandeira *et al.*, 2007; Bayliss *et al.*, 2010).

Para além desta vegetação típica de *inselbergs* (miombo-velloziacea), o PNQ engloba outros tipos de vegetação como mangal, floresta costeira, floresta de acácia-capinzal, floresta de miombo e floresta mista. Os tipos de vegetação mais abundantes são a floresta de acácia-capinzal que ocorre em zonas aluviais ao longo dos rios, margens dos lagos ou lagoas e depressões, em que as árvores e raízes se mantêm submersas e a floresta de miombo que se estende por todo o

parque ocorrendo principalmente nas extremidades dos vales e rios e na base dos *inselbergs* (PNQ, 2011).

Quando a humidade é elevada a floresta de miombo caracteriza-se por zonas de mata fechada densa, com árvores dispersas e plantas herbáceas com mais de 2m que cobrem praticamente toda a superfície (Bandeira *et al.*, 2007; Bayliss *et al.*, 2010; PNQ, 2011). Por outro lado, quando é baixa, caracteriza-se por zonas menos densas, em que a componente herbácea fica dominada por gramíneas (Bandeira, 2007; PNQ, 2011).

3.5. FAUNA

No PNQ, apesar de serem muito poucos os estudos realizados, existir falta de precisão na maioria dos testes efectuados e serem poucos os dados conhecidos sobre a fauna, evidências apontam para uma grande diversidade e abundância de espécies de fauna e flora (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011).

Das espécies que ocorrem no PNQ estima-se que existam, pelo menos, 447 espécies de aves (Bento, 2003; Wilson, 2008), 23 espécies de répteis (Bento, 2003; Schneider, 2004; Araman, 2007), 10 espécies de anfíbios (Doggart & Burgess, 2002; Schneider, 2004), 750 espécies de insectos (Schneider, 2004; Rasplus *et al.* 2009) e 46 espécies de mamíferos (Bento, 2003; Schneider, 2004; Araman, 2007). As densidades mais elevadas de mamíferos de médio e grande porte apontam para áreas no interior dos distritos de Meluco, Quissanga, Macomia e Ancuabe (Ntumi *et al.*, 2005; PNQ, 2011; Craig, 2013). Dos primatas não humanos presentes no PNQ, o *Papio cynocephalus cynocephalus*, por ocorrer numa enorme variedade de habitats, é considerado uma das espécies mais abundantes. Um estudo recente aponta para uma população estimada de 1795 indivíduos e uma densidade de 0,1674 indivíduos/km² (Craig, 2013). Dados sobre as outras espécies de primatas não-humanos são raros ou pouco conclusivos (Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011). No entanto, o mesmo estudo estima que a poluição dessas espécies juntas é de 373 indivíduos e que a densidade é de 0,0356 indivíduos/km² (Craig, 2013). No PNQ ocorrem quatro dos chamados *big five*, nomeadamente, *Panthera leo* (leão); *Panthera pardus* (leopardo); *Syncerus caffer* (búfalo africano) e *Loxodonta africana* (elefante africano; Bento, 2003; Ntumi *et al.*, 2005; Araman & Mahommed, 2006; Araman, 2007; Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011).

3.6. POPULAÇÃO LOCAL

Em Moçambique, na grande maioria das áreas de conservação ocorre o assentamento de populações. O PNQ não é exceção e nele vivem cerca de 166000 pessoas, distribuídas por 154 aldeias de diversos tamanhos, sendo que cerca de 57% (95000 pessoas) residem dentro dos limites do PNQ e 43% (71000 pessoas) na Zona Tampão (PNQ, 2011). A distribuição da população está concentrada na parte central junto às principais vias de acesso e ao longo da faixa costeira (ver Anexo 3 - Figura 17; Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011). No PNQ habitam diferentes etnias, sendo as mais representativas, a Maconde, na zona norte e a Macua na zona sul (PNQ, comunicação pessoal). A concentração da população em zonas de assentamento e o escasso desenvolvimento de infra-estruturas sociais (escolas, centros de saúde, postos de administração) na área do PNQ permite a existência de habitats no seu estado mais natural, promovendo um ambiente limpo e livre de poluição (Mitur, 2004).

3.7. AMEAÇAS À CONSERVAÇÃO

A diversidade de habitats e o clima característico da região levam à existência de uma extraordinária diversidade de espécies de flora e fauna, fazendo do Parque Nacional das Quirimbas uma das cinco áreas do país com maior diversidade de espécies de mamíferos de médio e grande porte (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009). Contudo, as actividades desenvolvidas pela população dentro do PNQ constituem um grande desafio para a conservação, uma vez que na sua maioria são insustentáveis e incompatíveis com a proteção da natureza (PNQ, 2011). Algumas dessas actividades são o abate e corte indiscriminado de florestas para abertura de *machambas* (zonas agrícolas), o corte ilegal de madeira por operadores madeireiros, as queimadas descontroladas para efeitos agrícolas e de caça e a caça furtiva e ilegal. O conflito ser humano/vida selvagem também se torna uma ameaça à conservação de espécies existentes nesta área protegida (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009).

3.7.1. Queimadas Descontroladas

As queimadas de zonas florestais e principalmente de florestas de miombo, apesar de serem uma prática antiga e regular utilizada para implantação e limpeza de *machambas*, reduzem gradualmente a fertilidade do solo e constituem uma das principais causas da alteração de habitats. As queimadas provocam a redução da densidade florestal, a diminuição da humidade e subida da temperatura do solo e do ar, a redução da biomassa e o aparecimento de espécies tolerantes ao fogo que alteram a estrutura natural do ecossistema (Mitur, 2004; Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011).

Ainda que tenha sido recomendada a realização esporádica de queimadas (Araman, 2007), de forma a estimular o consumo de gramíneas até então rejeitadas pelos animais (Tainton, 1999), a desertificação provocada por esta prática tem um papel extremamente negativo para o ecossistema (Mitur, 2004; PNQ, 2011). As queimadas são ainda utilizadas como tática de caça (PNQ, 2011), à semelhança de outros países africanos (Casanova & Sousa, 2007). É no entanto, de referir, que no PNQ, alguns concessionários turísticos recorrem ao uso de queimadas controladas, de forma a obter vegetação mais atractiva para alguns animais, nomeadamente, elefantes (Dominik Beissel, comunicação pessoal).

3.7.2. Caça Furtiva e Ilegal

A caça furtiva é geralmente para subsistência das famílias residentes no PNQ. Este tipo de caça atinge animais de pequeno porte e é permitido no PNQ em Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário (PNQ, 2011). No entanto, a falta de cumprimento deste zonamento, faz com que sejam encontradas armadilhas e sinalizadas emboscadas por todo o parque, pelos fiscais do PNQ e das áreas com concessões turísticas (Siteo *et al.*, 2009).

Os Macondes são caçadores especializados em arco e flecha, os Macuas, no geral, usam armadilhas nada seletivas (Siteo *et al.*, 2009; PNQ, 2011).

A caça para fins comerciais, atinge animais de médio a grande porte e tem dois fins distintos, a venda da carne, preferencialmente ungulados, aos habitantes locais ou das grandes cidades (PNQ, 2011; Marques e Tomasinelli, 2012) e o comércio de marfim, através do abate de elefantes

(PNQ, 2011; Marques e Tomasinelli, 2012; Couto, 2014). Ambos são ilegais no PNQ e em todo o território Moçambicano (PNQ, 2011). Nos últimos anos a população de elefantes tem vindo a decrescer (Couto, 2014). Se há um ano atrás os habitantes locais tinham que se precaver de possíveis ataques de elefantes, hoje têm que se precaver de um possível encontro com caçadores furtivos (Jakob Landsberg, comunicação pessoal).

No PNQ é também praticado o abate de animais em defesa de pessoas e bens. Os animais mais atingidos são os elefantes, crocodilos e leões. Na gestão de conflitos entre o ser humano e a vida selvagem, ataques de elefantes e macacos às machambas são os mais comuns, mas também os mais difíceis de controlar devido, respectivamente, ao tamanho e número dos indivíduos (Mitur, 2004). O elefante, pelo comércio do marfim e o macaco tanto para subsistência como para comércio da carne são muito caçados no norte por Macondes (habitantes locais, comunicação pessoal). No entanto, no sul, Macuas vêem-nos como animais intocáveis (habitantes locais, comunicação pessoal), chegando a impedir a caça de macaco por motivos religiosos (Mitur, 2004).

4. OBJETIVOS

De uma forma geral o presente trabalho pretende avaliar a densidade de primatas no sul do PNQ, Moçambique, tendo em conta duas áreas de estudo, Taratibu e Mareja. Mais especificamente pretende 1) fazer o levantamento das espécies de primatas não-humanos diurnas existentes no PNQ; 2) estimar a densidade de cada espécie em cada uma das áreas de estudo; 3) estimar a densidade de cada espécie no sul do PNQ; 4) comparar a densidade de primatas entre as duas áreas do PNQ; 5) verificar qual a ocorrência de primatas nos diferentes tipos de habitat presentes em cada uma das áreas de estudo.

METODOLOGIA

5. ÁREA DE ESTUDO

No sul do PNQ encontram-se duas áreas separadas a 51km uma da outra (Taratibu e Mareja), que representam duas das zonas mais intocadas e protegidas deste Parque Nacional. Apesar de estarem incluídas nas chamadas Zonas de Proteção Total estão também muito próximas da Zona Tampão. A dificuldade em manter estas zonas bem delimitadas e o conseqüente incumprimento do zonamento da área poderia pôr em causa a sua proteção (ver secção 3.2). Importa referir que, a forte fiscalização, defesa e proteção da fauna e flora destas duas áreas, deve-se em grande parte, ao investimento dos concessionários turísticos em fiscais próprios (PNQ, 2011).

Taratibu e Mareja (Figura 1B) são na prática projetos de conservação que unem esforços contra a caça furtiva e ilegal e o abate ilegal de árvores através do investimento de privados, turismo (atualmente escasso) e algumas parcerias com comunidades científicas, desde investigadores particulares a universidades (PNQ, comunicação pessoal). Estas zonas formam um mosaico de floresta de miombo com zonas de floresta de baixa altitude aberta e fechada, floresta ribeirinha, e solo sem vegetação (Bandeira *et al.*, 2007; Bayliss *et al.*, 2010; Marques e Tomasinelli, 2012).

5.1. TARATIBU

Taratibu (Figura 2), com 340km² (Jakob Landsberg, comunicação pessoal) caracteriza-se pela presença de *inselbergs* (ver secção 3.4). O acampamento base e *lodge* localizam-se a 6 km da aldeia mais próxima (aldeia de Miegane). Existem, ainda que pouco utilizadas, 2 estradas de terra batida na área. Em algumas épocas do ano é frequente a existência de zonas de queimadas descontroladas provocadas por caçadores furtivos (observação pessoal).

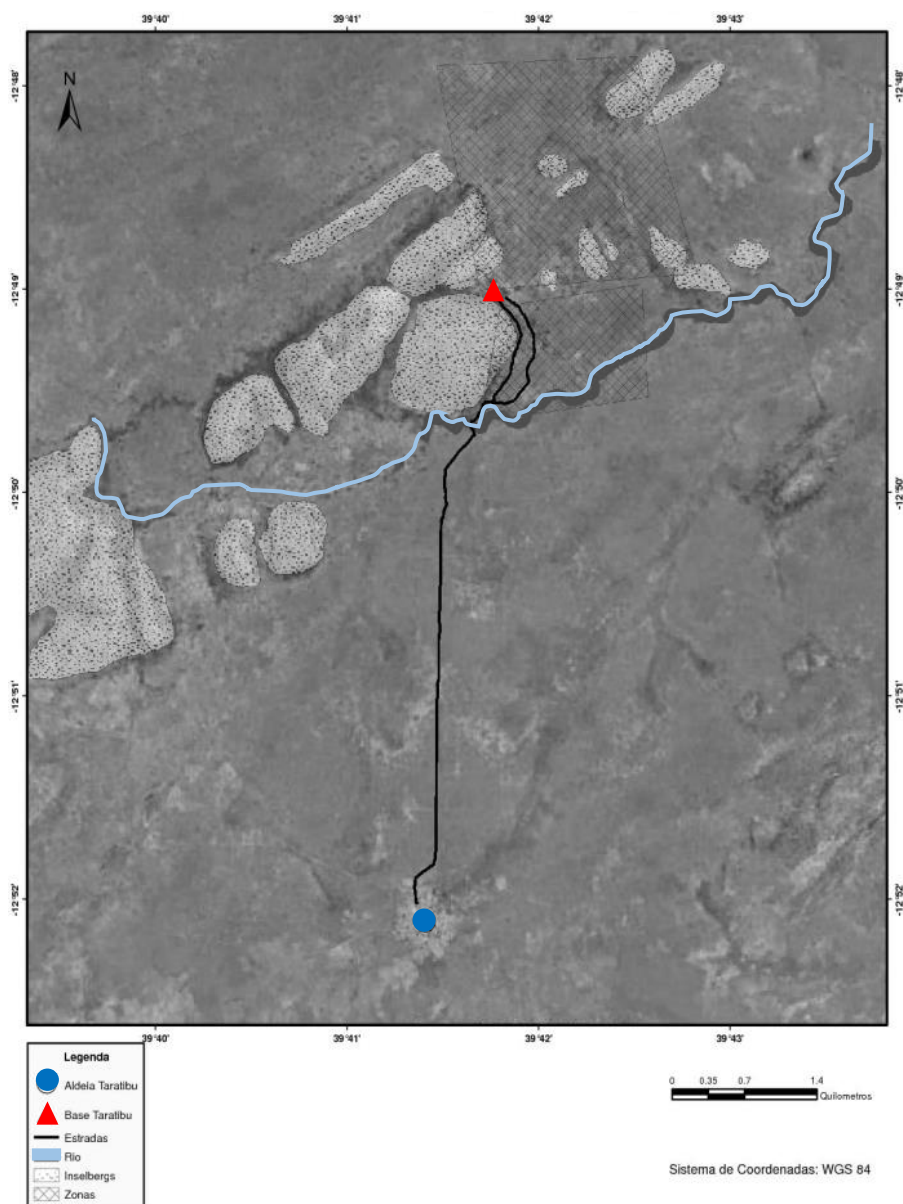


Figura 2. Localização geográfica de Taratibu e da aldeia mais próxima, Aldeia Taratibu (Miegane).

5.2. MAREJA

Mareja (Figura 3), com 360km² (Dominik Beissel, comunicação pessoal) possui um único *inselberg* (Shneider, 2004) situado a cerca de 3km oeste do acampamento base. O acampamento base e *lodge* localiza-se a 15km da aldeia mais próxima (aldeia de Nanduli). Existem, ainda que pouco utilizadas, 3 estradas de terra batida na área. Em algumas épocas do ano é frequente a existência de zonas de queimadas descontroladas provocadas por caçadores furtivos e queimadas controladas realizadas pelo concessionário turístico da área (observação pessoal; ver secção 3.7.1).

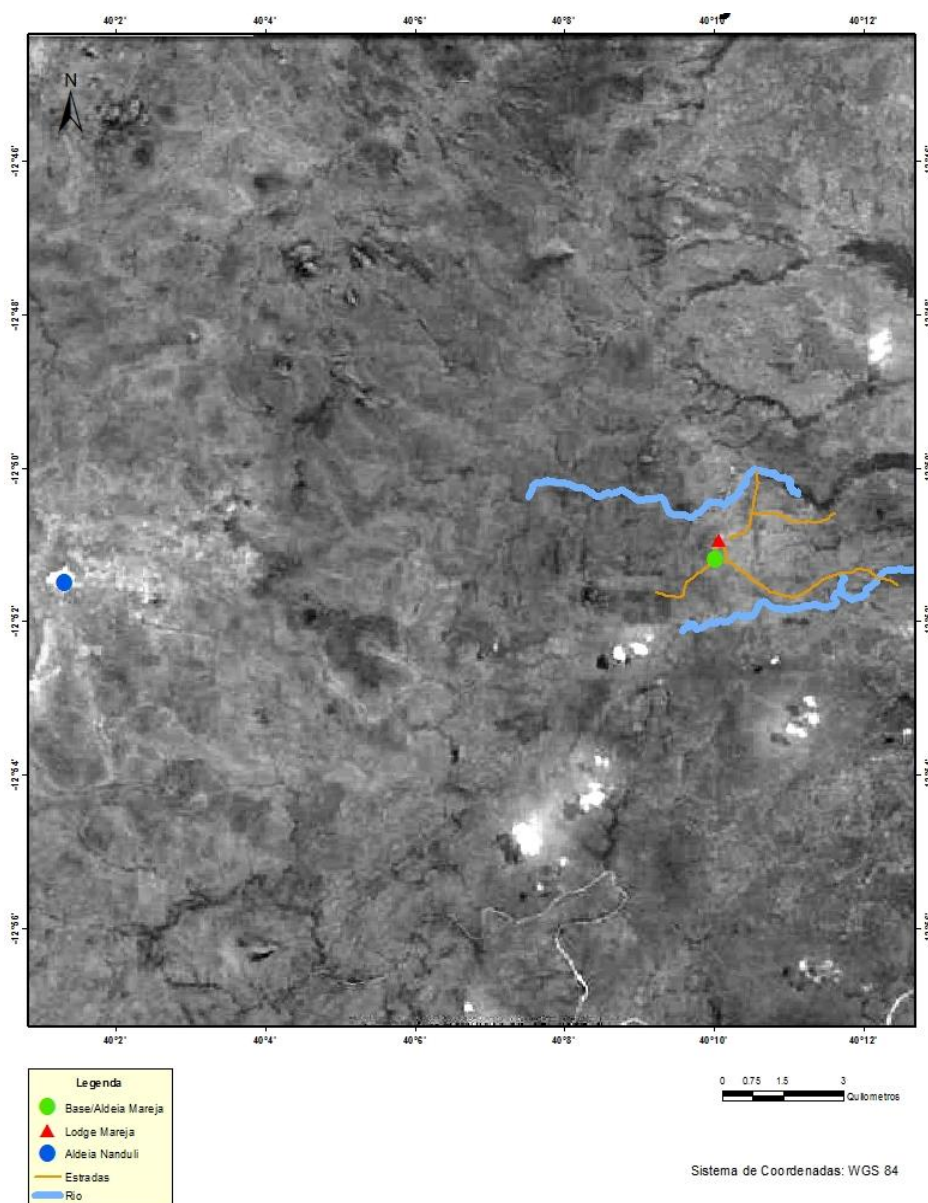


Figura 3. Localização geográfica de Mareja e da aldeia mais próxima, Aldeia Nanduli.

6. OBJETO DE ESTUDO

No PNQ, à semelhança do que acontece no resto de Moçambique ocorrem cinco espécies de primatas não-humanos, duas noturnas e três diurnas. O presente estudo centrou-se nas populações das espécies diurnas (Figura 4) *Papio cynocephalus cynocephalus*, *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus* (ver secção 2) existentes nas áreas de estudo do PNQ, Taratibu e Mareja. É de referir que, apesar de a distribuição da espécie *C. albogularis* (ver Anexo 1 - Figura 11) não abranger o PNQ, a ocorrência da mesma foi já descrita por alguns autores (Schneider, 2004; Siteo *et al.*, 2009; Marques & Tomasinelli, 2012; Craig, 2013).

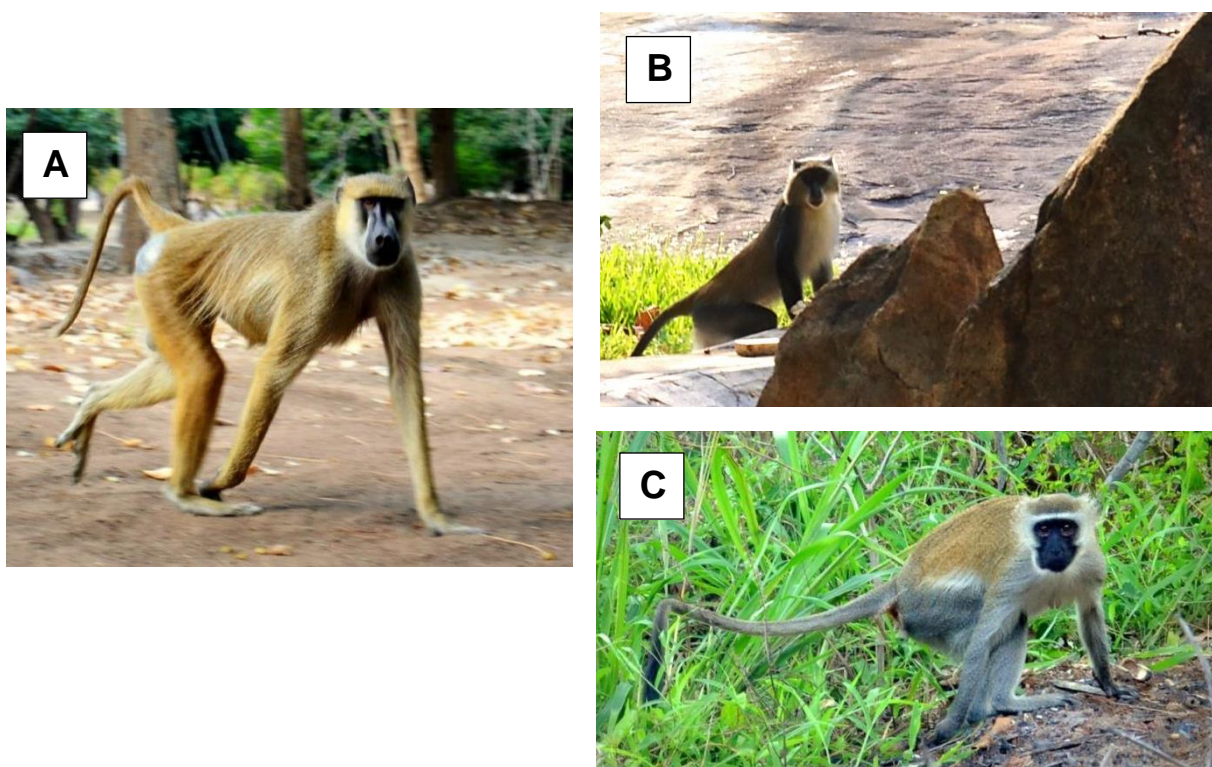


Figura 4. Espécies de primatas diurnos que ocorrem no Parque Nacional das Quirimbas: **A.** *Papio cynocephalus cynocephalus* (Foto de Mariana Mota); **B.** *Cercopithecus albogularis* (Foto de Mariana Mota) e **C.** *Chlorocebus pygerythrus* (Foto de Mariana Mota).

7. TRANSECTOS

7.1. PREPARAÇÃO DOS TRANSECTOS

No presente estudo, para estimativas de densidades de indivíduos das diferentes espécies diurnas de primatas não-humanos, recorreremos à amostragem através da realização de transectos lineares (Buckland *et al.*, 2001; Greenwood & Robinson, 2006b; Krebs, 2006; Ross & Reeve, 2011). Este método é eficiente no estudo de mamíferos, sendo muito utilizado para estimar a densidade de primatas (Peres, 1999; Buckland *et al.*, 2010; Ross & Reeve, 2011). Para o executarmos recorreremos ao reconhecimento e posterior abertura dos transectos nas duas áreas do PNQ, durante os meses de Agosto e Setembro de 2014 (ver seção 5). Em ambas as zonas (Taratibu e Mareja) foi criada uma “zona tampão” em redor do acampamento base de pelo menos 300m (Peres, 1999), sendo os transectos criados além desta zona com o auxílio do GPS (*Global Positioning System*), ajuda de um fiscal responsável por cortar e abrir caminho e um ou dois investigadores para medir e marcar os transectos.

Tendo em conta que, para a amostra ser representativa, a distribuição dos transectos deve ser aleatória relativamente à distribuição dos animais, foi seguido um esquema de montagem linear, sistemático e aleatório (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2010), onde o primeiro transecto foi posicionado aleatoriamente e os seguintes posicionados sistematicamente uns em relação aos outros (Buckland *et al.*, 2010). Na prática, este tipo de esquema (*Systematic random design*, Buckland *et al.*, 2010) sobrepõe-se à distribuição independente e aleatória dos transectos (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2010).

Foram realizados um mínimo de 10 transectos para cada área de estudo. Uma replicação adequada evita a estimativa de densidades atípicas e pouco precisas (Buckland *et al.*, 2010). Atendendo ao tipo de vegetação e aos poucos recursos disponíveis, os transectos foram traçados, segundo uma linha reta, a uma velocidade de 500m/h, nunca ultrapassando 1 metro de largura e nunca sendo cuidadosamente ‘limpos’ pois, sempre que possível, foi evitado o corte de vegetação. Foi sempre mantida a linearidade dos transectos mesmo quando realizados pequenos desvios em torno de obstáculos naturais (ex: árvore grande e/ou larga). Realizá-los não afetou os objetivos do estudo e tornou mais rápida a fase de preparação dos transectos (Peres, 1999).

Todos os transectos foram marcados com fita sinalizadora vermelha e branca, devido à sua visibilidade, resistência, durabilidade e fácil transporte. Após a abertura dos transectos, fiscais e investigadores não visitaram a área num período mínimo de 10 dias, o que permite, de acordo com Peres (1999) e Buckland *et al.* (2010) “acalmar” a área da perturbação feita pelas marcações e o regressar dos animais à sua localização prévia (Peres, 1999; Buckland *et al.*, 2010).

7.1.1. Taratibu

Em Taratibu (Figura 5) os 11 transectos distribuem-se pelas zonas A e B. A zona A com 6 transectos de 1,6km, direção N-S e com uma distância entre os transectos de 300m, abrange todos os tipos de habitat, desde floresta de miombo, *inselbergs*, floresta de *inselberg*, floresta ribeirinha, estradas de terra batida e zonas de queimada. A zona B com 5 transectos de 1,1km, direção E-O e com uma distância entre os transectos de 200m, abrange todos os tipos de habitat mencionados acima com exceção dos *inselbergs* e a floresta de *inselberg*.

7.1.2. Mareja

Em Mareja (Figura 6) os 10 transectos com 2,1km, direção N-S e uma distância entre eles de 300m distribuem-se pela zona C. Esta zona está situada a mais de 3km a Este do único *inselberg* da área, não o abrangendo. Inclui todos os outros tipos de habitat, como floresta de miombo, floresta ribeirinha, estradas de terra batida e zonas de queimada.

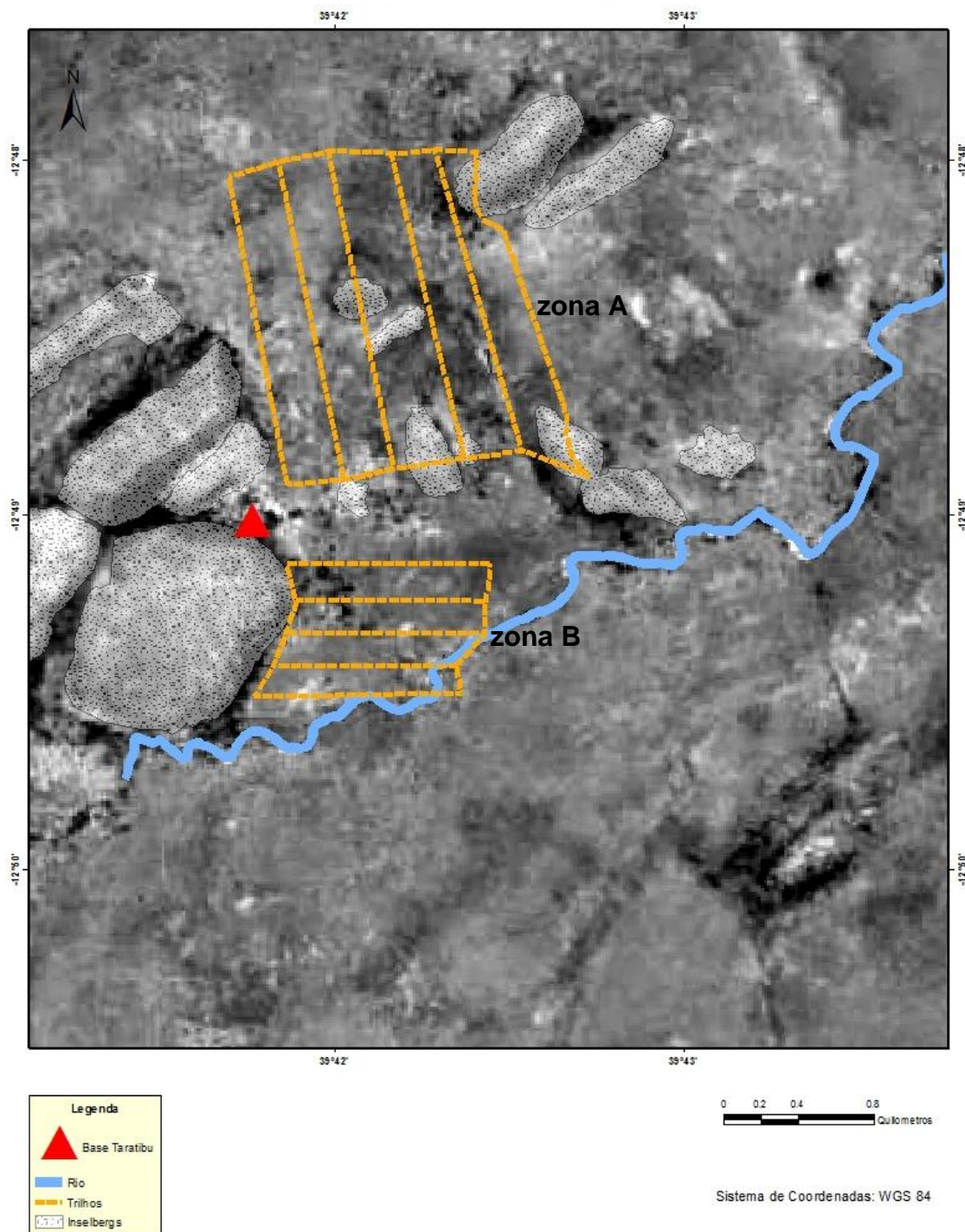


Figura 5. Localização geográfica do sistema de trilhos (transectos) da área de estudo de Taratibu.

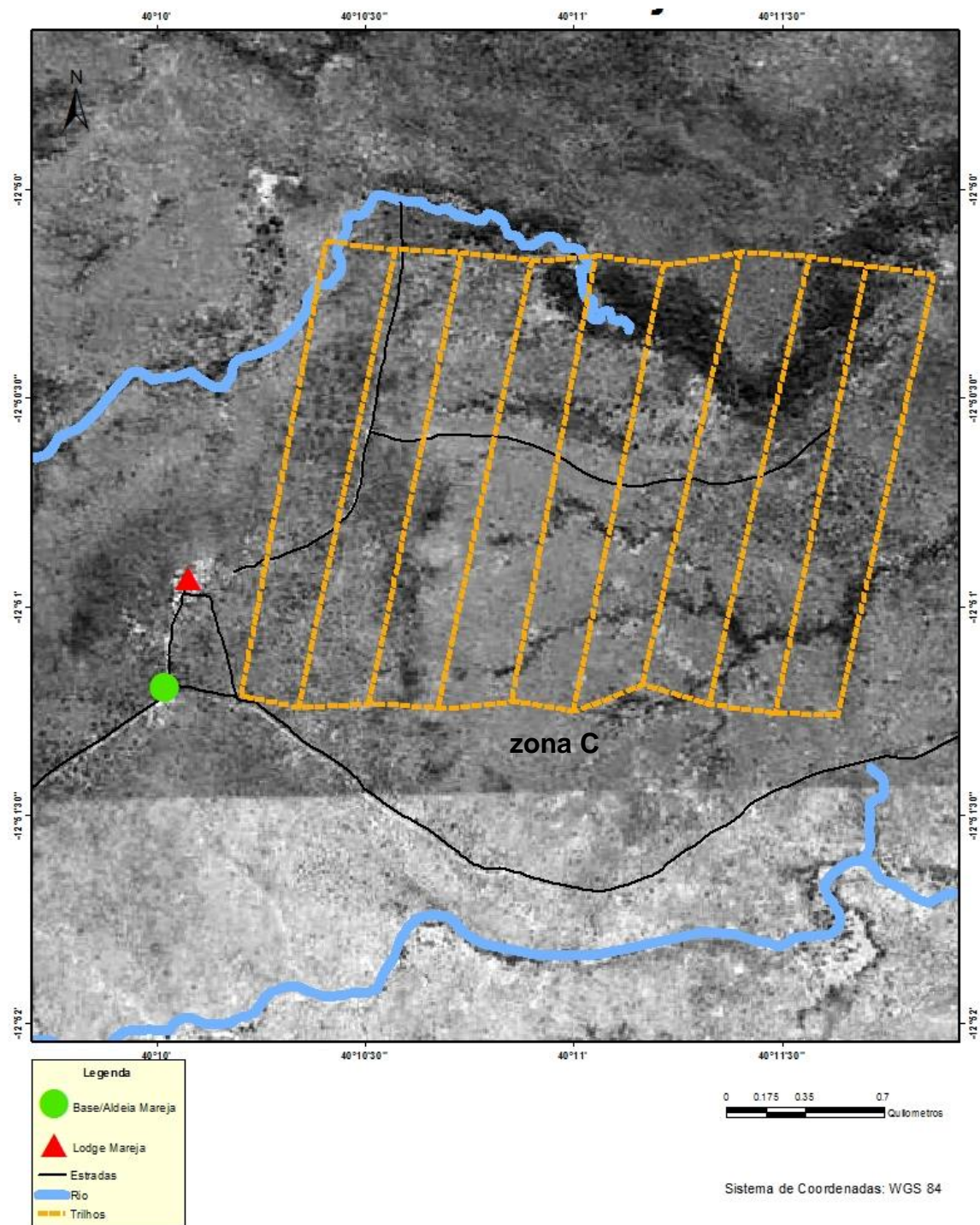


Figura 6. Localização geográfica do sistema de trilhos (transectos) da área de estudo de Mareja.

7.2. AMOSTRAGEM POR TRANSECTOS LINEARES

O procedimento básico desta técnica de amostragem consiste em 1) desenhar, localizar e abrir transectos lineares na área de estudo sendo que, a localização do primeiro transecto é aleatória e a dos restantes transectos é sistemática e linear em relação ao primeiro; 2) percorrer os transectos e registar os avistamentos em ambos os lados dos transectos e 3) registar, cada vez que um animal for visto, a sua distância perpendicular ao transecto a ser percorrido ou a distância do observador à deteção do animal (distância radial) e o ângulo formado entre essa distância e o transecto em questão (Greenwood & Robinson, 2006b; Krebs, 2006; Ross & Reeve, 2011).

Neste estudo optámos por recorrer à distância perpendicular, medindo-a diretamente através de um *rangefinder* (medidor de distâncias; Peres, 1999; Ross & Reeve, 2011). Este aparelho é usado para estimar distâncias a objetos visíveis, sendo mais eficaz que quando medidas a olho nu e mais prático (e mais rápido) que quando obtidas com fita-métrica (Buckland *et al.*, 2010). A distância perpendicular, permite o cálculo da distância mais curta desde o transecto até ao animal detetado (Kühl *et al.*, 2008) e requer pressupostos mais fortes e realistas que a distância radial (Burnham *et al.*, 1980; Hayes & Buckland, 1983; Buckland *et al.*, 1993; Peres, 1999).

As distâncias perpendiculares são usadas para estimar a função de deteção $g(x)$, que representa a probabilidade de um animal ser detetado à distância x de um dado transecto (Buckland *et al.*, 2010; Ross & Reeve, 2011). Isto permite estimar a proporção de animais detetados dentro de uma faixa que se estende a uma distância w de cada lado do transecto (Buckland *et al.*, 2010) e desta forma, estimar a densidade dos animais em estudo (Buckland *et al.*, 2010; Ross & Reeve, 2011). Por sua vez, esta densidade pode ser representativa para toda a área de estudo, se o desenho experimental for aleatório e com replicação adequada (>10 transectos, ver secção 7.1; Buckland *et al.*, 2010).

Para estimar a densidade, o método de transectos lineares tem em conta 5 pressupostos básicos que devem ser cumpridos, são eles: 1) todos os animais sobre o transecto devem ser detetados; 2) é registada a posição dos animais a quando da primeira deteção do animal; 3) os animais não são contabilizados duas vezes ao longo de um transecto; 4) as distâncias são medidas exatas e 5) deteções são eventos independentes. É importante, por isso, reduzir ou eliminar

possíveis tendências do observador. Testar esta técnica antes de a colocar efetivamente em prática é a solução mais viável. Neste estudo, depois de preparados os transectos e antes de iniciado o protocolo de recolha de dados foram percorridos alguns transectos de forma a sistematizar os dados amostrados sendo praticada a contagem de indivíduos e observado o comportamento e hábitos de fuga das espécies alvo (Peres, 1999; Ross & Reeve, 2011), como forma de teste inicial.

8. PROTOCOLO E RECOLHA DE DADOS

Este estudo foi realizado durante 4 meses, Outubro de 2014 a Janeiro de 2015, nas zonas já referidas, situadas no sul do PNQ, Taratibu e Mareja (descritas anteriormente na secção 5). Para percorrer a totalidade dos transectos foram necessários 2 dias em cada área. Por mês foram realizadas saídas de campo com a duração de 4 dias, ou seja, 2 repetições por área. No total, cada transecto foi percorrido 8 vezes. Em cada fase de repetição foram percorridos 17,4km em Taratibu e 23km em Mareja, o que perfaz um total de 139,2km percorridos em Taratibu e 184km em Mareja. Ao longo das duas áreas de estudo foram amostrados, no total, 323,2km, ao longo de 32 dias.

A equipa de observação era composta por um investigador (Mariana Mota) e um fiscal da área (Sr. Pedro ou Sr. Mário em Taratibu e Sr. Selemane em Mareja).

Os avistamentos foram realizados entre as 06h00-12h00 durante a manhã e as 14h00-16h00 durante a tarde, período de maior atividade de várias espécies de primatas (Terbogh, 1983; Egler 1986; Menezes *et al.* 1993; Vidal & Cintra, 2006; Rodrigues & Vidal, 2011). A existência de uma pausa permitiu tempo suficiente para os primatas se poderem redistribuir pela área (Peres, 1999; Buckland *et al.*, 2010).

Os transectos (ver secções 5.1.1. e 5.1.2.) foram percorridos com o mínimo de ruído possível, a uma velocidade média de 1250m/h (Peres, 1999; Ross & Reeve, 2011) sendo feitas breves paragens a cada 100m para detetar qualquer sinal visual ou auditivo que denunciasses a presença das espécies estudadas (Peres, 1997; Peres, 1999; Rodrigues e Vidal, 2011; Bastos, 2012).

Para cada avistamento registou-se dia e hora do avistamento, espécie observada, tamanho do grupo (contagem direta dos indivíduos avistados), número do transecto e posição do grupo no mesmo, através da sua coordenada geográfica, com o auxílio do GPS (*Garmin&Trex 10*), distância perpendicular, com o auxílio de um *rangefinder*

(Leica CRF 1000-R *laser rangefinder*) e outras informações como tipo de habitat, comportamento do grupo, condições climáticas e acontecimentos esporádicos (Peres, 1999; Chiarello & Melo, 2000; Chiarello, 2000; Rodrigues e Vidal, 2011; Ross & Reeve, 2011). Da mesma forma que o observador deve caminhar mais rápido que os animais em estudo, para que estes não passem para a área que está a ser amostrada e sobrestimem a densidade, o tempo máximo despendido para recolher as informações de cada avistamento deve ser curto e, neste caso, teve a duração de 10 minutos (Peres, 1999; Marshall *et al.*, 2008).

Apesar de não existir uma regra específica sobre o número adequado do tamanho da amostra, deteções suficientes devem ser feitas. Geralmente amostras com 60-80 deteções são as mais viáveis. No entanto, em algumas situações, amostras de 40 deteções (Buckland *et al.*, 2001; Kühl *et al.*, 2008; Ross & Reeve, 2011) ou até mesmo 20 (tendo em conta a experiência e senso comum do observador) são suficientes (Peres, 1999; Marshall *et al.*, 2008).

9. TRATAMENTO E ANÁLISE DE DADOS

9.1. ESTIMATIVA DA DENSIDADE

Os mapas da região foram construídos utilizando o *software* de acesso livre *Google Earth* e o *software* informático ArcGis 10.1 (ERSi ArcMap 10.1).

Testámos os dados quanto à normalidade através do teste *Kolmogorov-Smirnov* (Zar, 1999) e verificámos que estes não seguiam uma distribuição normal. À semelhança de outros estudos (Sousa *et al.*, 2011; Sousa *et al.*, 2013) utilizámos testes estatísticos não paramétricos, o teste *Mann-Whitney U*, foi utilizado para detectar o grau de diferença de duas amostras e a ANOVA não paramétrica *Kruskal-Wallis* (Zar, 1999), utilizada para detetar diferenças significativas entre três ou mais amostras. O nível de significância foi definido em 5% (*p-level* <0,05). Para os testes realizados utilizámos o *software* informático SYSTAT 8.0 (Systat 8.0, SPSS Inc., Chicago).

Tendo em conta que, os pressupostos básicos da técnica de amostragem via transectos lineares (ver secção 8.2.) foram cumpridos recorreremos ao uso do *software* de computador DISTANCE 6.2 (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2004; Buckland *et al.*, 2010; Thomas *et al.*, 2010; Ross & Reeve, 2011) para

analisar os dados obtidos e estimar a densidade de primatas existente no PNQ (Peres, 1999; Chiarello & Melo, 2000; Chiarello, 2000; Kühl *et al.*, 2008; Buckland *et al.*, 2010; Ross & Reeve, 2011; Sousa *et al.*, 2014).

Esta metodologia assume que apenas é avistada uma parte do total de animais existentes na área. A proporção de animais detetados, P_a , diminui com o aumento da distância ao observador (Marshall *et al.*, 2008; Ross & Reeve, 2011), o que significa que os animais são detetados até uma distância de amostragem w (Buckland *et al.*, 2001; Ross & Reeve, 2011). Neste estudo, como se registaram valores elevados raros, optámos por truncar aos 5% os objetos detetados a essas distâncias, ou seja, optámos por definir a distância w , distância de truncatura, ignorando os dados registados para além desta (Buckland *et al.*, 2001; Sousa, 2007; Marques, 2014). A função de deteção $g(x)$, probabilidade de deteção do animal à distância perpendicular x , é imprescindível para calcular a probabilidade do avistamento, P_a , e a consequente curva de detetabilidade (Ross & Reeve, 2011). A distância à qual $g(x)=0,5$ é definida por μ e é igual à integral da probabilidade de deteção (Buckland *et al.*, 2001; Sousa, 2007).

$$P_a = \frac{\int_0^w g(x) dx}{w} \qquad \mu = \int_0^w g(x) dx \qquad \hat{\mu} = w\hat{P}_a$$

Ao estimar a probabilidade de avistamento é possível calcular a estimativa do número total de animais presentes na área, ou seja, neste caso a estimativa da densidade de primatas, \hat{D} (Buckland *et al.*, 2001; Buckland *et al.*, 2010):

$$\hat{D} = \frac{n}{2wL} \quad \rightarrow \quad \hat{D} = \frac{n}{2wL\hat{P}_a} \quad \rightarrow \quad \hat{D} = \frac{n}{2L \int_0^w g(x) dx} \quad \rightarrow \quad \hat{D} = \frac{n}{2L\hat{\mu}}$$

Em que,

\hat{D} – densidade estimada de animais

n – número de animais (grupos) avistados

$2w$ – largura do transecto

L – comprimento total do transecto, em km, ou seja, total da área amostrada é dada por $a = 2wL$.

$g(x)$ – probabilidade de deteção à distância perpendicular x

P_a – probabilidade de avistamento

μ – distância à qual $g(x) = 0,5$

Associada à estimativa da densidade, deve estar sempre uma quantificação da sua variância ou precisão. Neste estudo, recorreremos ao coeficiente de variação (**CV**), utilizando a fórmula (Marques, 2014):

$$CV(\hat{D}) = \sqrt{(CV_{Pa})^2 + (CV_{T_E})^2 + (CV_{\hat{cs}})^2}$$

Em que,

P_a – probabilidade de avistamento

T_E – taxa de encontro, ou n/L em que n representa o número de animais (grupos) avistados e L o comprimento total do transecto, em km

\hat{cs} – estimativa do valor de esperado de *cluster size*, ou seja, do tamanho do grupo em cada avistamento

A variação da probabilidade de deteção do animal pode ser explicada tendo em conta diferentes modelos como *Half-normal*, *Hazard-rate* e *Uniform*. A escolha do melhor modelo a aplicar pode ser feita consoante diversos critérios como: i) a robustez (definida se para diferentes agrupamentos dos dados as densidades globais forem equivalentes); ii) a forma (a curva de detetabilidade deverá apresentar um *plateau/shoulder* perto da linha de amostragem, ou seja, é assegurado o avistamento a distâncias curtas e em cima da linha); iii) o coeficiente de variação ((CV), quanto menor for a variância mais preciso é o

modelo); iv) GOF/x^2 (que indica o ajuste do modelo aos dados) e v) AIC (*Akaike's Information Criterion*), que indica simplicidade e parcimónia do modelo, ou seja, um modelo deve ter parâmetros suficientes para evitar o enviesamento dos dados, sem, no entanto, a variância aumentar de tal forma que ponha em causa a precisão do modelo (Buckland *et al.*, 2001; Sousa, 2007)). Neste estudo, analisámos os diferentes modelos tendo em conta os critérios acima estabelecidos.

Como o tamanho da amostra não era grande o suficiente (Peres, 1999; Buckland *et al.*, 2001; Kühl *et al.*, 2008; Marshall *et al.*, 2008; Ross & Reeve, 2011) para podermos calcular com precisão a densidade de cada espécie, a alternativa foi agrupar os dados de ambas as áreas (Chiarello, 2000; Chiarello & de Melo, 2000). Com os dados agrupados foi possível obter a probabilidade de avistamento (P_a) usada para calcular a densidade de cada espécie em cada uma das áreas e para o total das duas. A taxa de encontro (T_E) de cada espécie, ou seja, o número de avistamentos (n) por quilómetros percorridos (L) foi calculada recorrendo à análise por pós-estratificação através do *software* informático DISTANCE 6.2. A estimativa da densidade (\hat{D}) de cada espécie em cada uma das áreas bem como o seu coeficiente de variação ($CV_{\hat{D}}$) foram calculados ao substituir nas fórmulas acima os respetivos valores. À semelhança de outros estudos (Chiarello, 2000; Chiarello & de Melo, 2001), e de forma a podermos comparar as densidades obtidas, convertemos as densidades de grupos/km² em densidades de indivíduos/km², multiplicando as densidades de grupos/km² pela média do tamanho do grupo (*cluster size*) estimada para cada espécie. A média do tamanho do grupo foi calculada recorrendo à análise de pós-estratificação através do *software* informático Distance 6.2. A estimativa do número total de indivíduos existente em cada uma das áreas, ou seja, a estimativa do tamanho da população de cada espécie em cada área foi estimada multiplicando as densidades obtidas de indivíduos/km² pela área correspondente (Chiarello, 2000; Chiarello & de Melo, 2001). Utilizaram-se médias ponderadas para calcular os valores totais (Sousa, 2007).

9.2. OCORRÊNCIA DE PRIMATAS EM DIFERENTES TIPOS DE HABITATS

Sabendo que, as duas áreas de estudo são compostas por mosaicos de floresta de miombo com zonas de floresta de baixa altitude aberta e fechada, floresta ribeirinha, solo sem vegetação e *inselbergs*, decidimos verificar em qual destes habitats há mais ocorrência de primatas, tendo em conta cada uma das espécies em estudo. O registo foi feito em cada avistamento. Recorremos ao uso de percentagens, onde dividimos o número de avistamentos em cada habitat pelo número total de avistamentos. Os gráficos foram obtidos pelo programa informático SYSTAT 8.0 (Systat 8.0, SPSS Inc., Chicago).

Todas as comparações entre as percentagens foram testadas através de estatística não paramétrica. Uma vez que pretendíamos verificar a independência dos diferentes tipos de habitat consoante a espécie, através de uma tabela de contingência, o melhor teste a usar seria o teste do qui-quadrado (Porter & Church, 1987; Fowler & Cohen, 1990; Thomas & Taylor, 1990; Zar, 1999). No entanto, neste teste, amostras pequenas ($n < 30$) e com valores esperados inferiores a 5 podem afetar a análise. A alternativa foi usar o teste exato de *Fisher*, que nos permite verificar a independência entre duas variáveis quando as amostras são pequenas ($n < 30$), como é o caso do presente estudo. O nível de significância foi definido em 5% ($p\text{-level} < 0,05$; Zar, 1999). Os resultados do teste exato de *Fisher* foram obtidos através do programa informático R 3.1.2 (R Development Core Team, 2011).

10. LIMITAÇÕES AO ESTUDO

Ao longo de quatro meses e durante as várias vezes em que os transectos foram percorridos o número de avistamentos registados, não foi o definido pela bibliografia como ideal ($n < 20$, onde n = número de grupos de animais avistados) para algumas das espécies em estudo (Peres, 1999; Marshall *et al.*, 2008).

Ainda que a caça de primatas não humanos para subsistência e comércio não seja praticada no sul do PNQ pela população residente, a morte por envenenamento de 11 *P. c. cynocephalus* em Taratibu, em Novembro de 2014, pode ter contribuído para um decréscimo do número de avistamentos registados nesta área.

Conscientes disto, tentámos alargar o período do estudo, a fim de registar mais avistamentos e recolher mais informação. No entanto, por questões logísticas e financeiras não nos foi possível o desejado prolongamento. Adicionalmente, não era linear que esse prolongamento aumentasse a taxa de encontros visto que realizamos 8 repetições em todos os transectos.

RESULTADOS

Nos 323,2 km percorridos pelas duas áreas foram registados um total de 75 avistamentos (Taratibu=22 e Mareja=53). *Papio cynocephalus cynocephalus* foi a espécie mais avistada (n=46), seguida de *Cercopithecus albogularis* (n=26) e por fim, *Chlorocebus pygerytrus* (n=3).

11. DENSIDADE

11.1. ESCOLHA DO MODELO

O teste de normalidade de *Kolmogorov-Smirnov* demonstrou que as distâncias de avistamento em Taratibu (*Kolmogorov-Smirnov* = 0,909; $p < 0,001$; $N = 22$) e Mareja (*Kolmogorov-Smirnov* = 0,925; $p < 0,001$; $N = 53$) não seguem uma distribuição normal.

Comparando as distâncias de avistamento das espécies entre as duas áreas de estudo (Figura 7), verifica-se que existem diferenças significativas na espécie *C. albogularis* (*Mann-Whitney*: $U = 29,500$; $p = 0,032$; $N = 19$; $N = 7$), o que leva a que existam diferenças significativas nas distâncias de avistamento entre as duas áreas (*Mann-Whitney*: $U = 375,0$; $p = 0,015$; $N = 53$; $N = 22$). Porém, sabendo que existem valores elevados raros, se truncarmos os dados excluindo 5% das observações, ou seja, os 4 avistamentos que se distribuíram entre os 141m e os 190m de distância, estas diferenças significativas deixam de existir (*Mann-Whitney*: $U = 375,0$; $p = 0,177$; $N = 53$; $N = 18$). Isto permitiu-nos agrupar os dados e escolher um modelo mais robusto para estimar a probabilidade de avistamento e a curva de detetabilidade (Figura 8). Comparando os modelos, aquele que melhor se ajustou aos dados foi o *Uniform/Cosine* com truncatura a 5% (Tabela I). Este modelo apresentou o menor valor de AIC (*Aikake's Information Criterion*), com 666,56, o que significa que de todos é o modelo que perde menos informação e se aproxima mais da realidade. Ainda que, em *Half-normal/Cosine* com truncatura a 5%, o CV (coeficiente de variação) apresente um valor menor e o *Chi-p* (GOF/x^2) um

valor maior, o valor de AIC aumenta significativamente, pondo em causa a robustez do modelo.

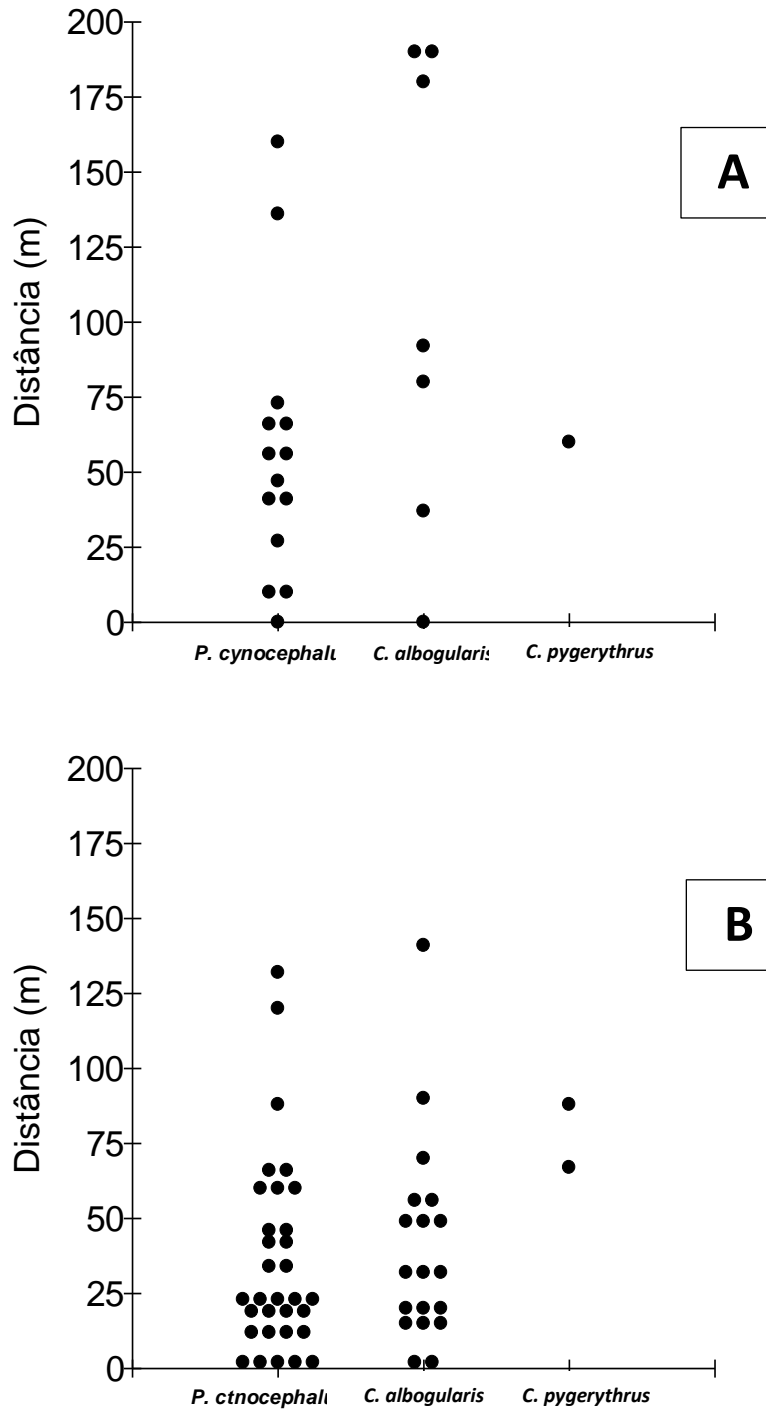


Figura 7. Distâncias de avistamento das 3 espécies em estudo em **A**: Taratibu e em **B**: Mareja, sem representarem diferenças significativas. Gráfico obtido através do programa SYSTAT 8.0.

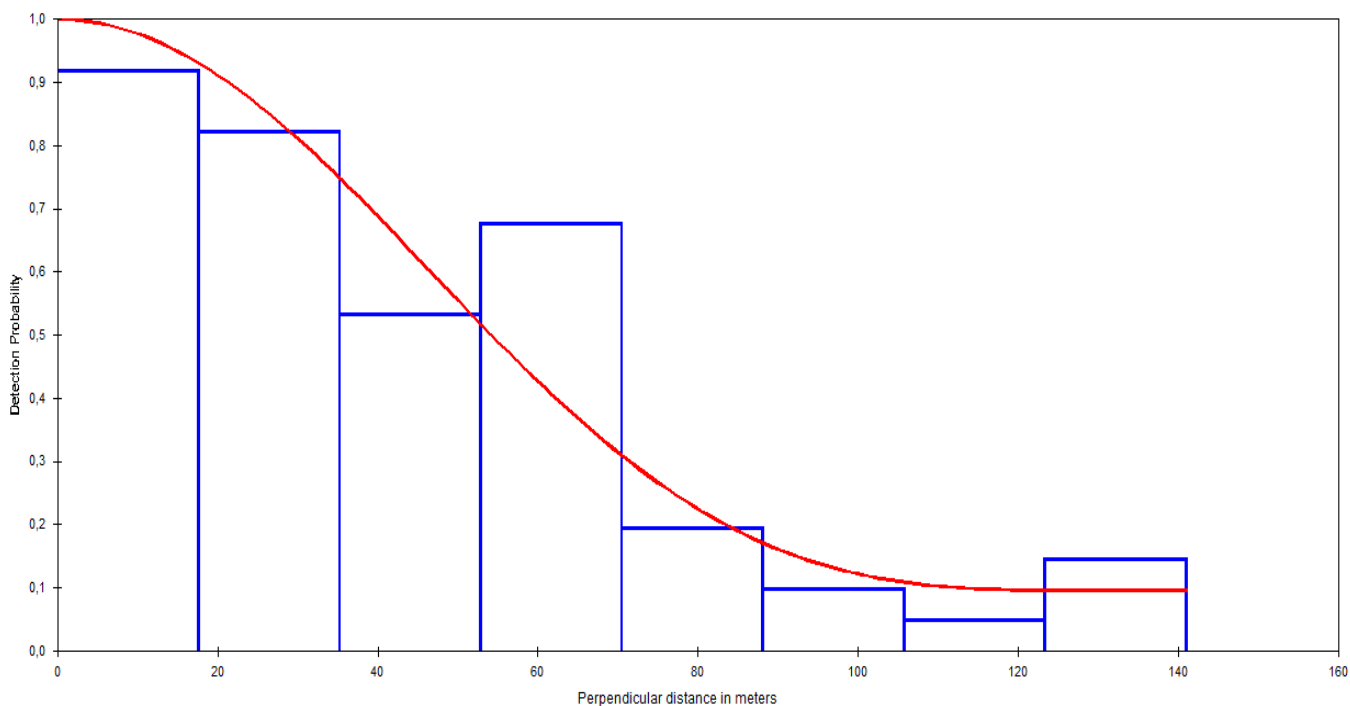


Figura 8. Curva de detetabilidade dos avistamentos das 3 espécies de primatas nas duas áreas de estudo. Truncatura a 5% ($w=141$) seguindo o modelo *Uniform/Cosine*. Probabilidade de deteção (*Detection Probability*) de um avistamento tendo em conta a distância perpendicular (*Perpendicular distance*). Gráfico obtido através do programa DISTANCE 6.2.

Tabela I. Aplicação de diferentes critérios com e sem truncatura de dados para escolha do melhor modelo: valores de AIC (*Aikaike Information Criterion*); Chi-p (GOF/x^2) e CV (coeficiente de variação; dados obtidos através do programa DISTANCE 6.2.)

Modelo	Truncatura a 5%	Critérios		
		AIC	Chi-p	CV
<i>Half-normal/ Cosine</i>	Não	732,19	0,459	0,15
<i>Hazard-rate/ Cosine</i>	Não	731,88	0,406	0,13
<i>Uniform/ Cosine</i>	Não	731,18	0,443	0,11
<i>Half-normal/ Cosine</i>	Sim	668,37	0,718	0,08
<i>Hazard-rate/ Cosine</i>	Sim	668,74	0,385	0,11
<i>Uniform/ Cosine</i>	Sim	666,56	0,463	0,10

11.2. TAXA DE ENCONTRO (*ENCOUNTER RATE*)

A taxa de encontro (T_E) calculada para cada uma das espécies em cada área (Tabela III) permite-nos verificar que, em ambas as áreas, *P. c. cynocephalus* é a espécie com maior taxa de encontro e *C. pygerythrus* a espécie com menor taxa de encontro.

Tabela II. Taxa de encontro (T_E) e coeficiente de variação da T_E (CV_{TE}) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo, Taratibu e Mareja (dados obtidos através do programa DISTANCE 6.2.)

Espécie	Taratibu		Mareja	
	T_E (n/L)	CV_{TE}	T_E (n/L)	CV_{TE}
<i>Papio cynocephalus cynocephalus</i>	0,1006	0,2087	0,1739	0,2412
<i>Cercopithecus albogularis</i>	0,0503	0,3234	0,1033	0,1993
<i>Chlorocebus pygerythrus</i>	0,0072	0,9822	0,0107	0,6667

11.3. ESTIMATIVA DA DENSIDADE DAS ESPÉCIES EM ESTUDO

Para o cálculo da estimativa da densidade utilizámos a probabilidade de avistamento obtida pelo agrupamento dos dados ($P_a=0,4286$) bem como o seu coeficiente de variação ($CV_{Pa}=0,1031$) e a T_E e o CV_{TE} de cada espécie em cada uma das áreas de estudo (Tabela II). A estimativa da densidade (\hat{D}) obtida para cada espécie em cada área e no total das duas bem como o seu coeficiente de variação ($CV_{\hat{D}}$) apresenta-se expressa em grupos/km² (Tabela III) e em indivíduos/km² (Tabela IV).

Tabela III. Estimativa da densidade (\hat{D} ; grupos/km²) e coeficiente de variação da \hat{D} ($CV_{\hat{D}}$) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo (Taratibu e Mareja) e no total das duas (cálculos realizados com base nos valores obtidos pelo programa informático DISTANCE 6.2.)

Espécie	Taratibu		Mareja		\hat{D}_{TOTAL}	$CV_{\hat{D}_{TOTAL}}$
	\hat{D}	$CV_{\hat{D}}$	\hat{D}	$CV_{\hat{D}}$		
<i>Papio cynocephalus cynocephalus</i>	0,8321	0,3763	1,4389	0,3025	1,1815	0,3342
<i>Cercopithecus albogularis</i>	0,4161	0,4666	0,8544	0,3362	0,6685	0,3924
<i>Chlorocebus pygerytrus</i>	0,0594	0,9876	0,0899	0,7842	0,0769	0,8718

Tabela IV. Estimativa da densidade (\hat{D} ; indivíduos/km²) e coeficiente de variação da \hat{D} ($CV_{\hat{D}}$) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo (Taratibu e Mareja) e no total das duas (cálculos realizados com base nos valores obtidos pelo programa informático DISTANCE 6.2.)

Espécie	Taratibu		Mareja		\hat{D}_{TOTAL}	$CV_{\hat{D}_{TOTAL}}$
	\hat{D}	$CV_{\hat{D}}$	\hat{D}	$CV_{\hat{D}}$		
<i>Papio cynocephalus cynocephalus</i>	8,6188	0,3763	15,3339	0,3025	12,4855	0,3342
<i>Cercopithecus albogularis</i>	2,6153	0,4666	3,0577	0,3362	2,8700	0,3924
<i>Chlorocebus pygerytrus</i>	0,0594	0,9876	0,8544	0,7842	0,5172	0,8718

11.4. ESTIMATIVA DO TAMANHO DA POPULAÇÃO

A estimativa do tamanho da população, ou seja, o número total de indivíduos, obtido para cada uma das espécies em cada uma das áreas de estudo está representado na tabela V. Estes valores foram inferidos para a área total de Taratibu (340km²) e de Mareja (360km²).

Tabela V. Estimativa do tamanho da população (nº total de indivíduos) de cada espécie em cada uma das áreas de estudo, Taratibu e Mareja tendo em conta a sua área total.

Espécie	Taratibu	Mareja	TOTAL
<i>Papio cynocephalus cynocephalus</i>	2930	5520	8709
<i>Cercopithecus albogularis</i>	889	1101	2007
<i>Chlorocebus pygerytrus</i>	20	308	358

12. OCORRÊNCIA DE PRIMATAS EM DIFERENTES TIPOS DE HABITATS

Dado o baixo número de avistamentos da espécie *C. pygerythrus*, os dados relativos a esta espécie não foram considerados na análise seguinte. Ainda assim, é importante referir a presença constante de um grupo desta espécie junto do acampamento base em Mareja.

Para as áreas em estudo foram consideradas as seguintes zonas: (a) floresta, toda a floresta de miombo com vegetação rasteira e/ou média e árvores de todos os tamanhos; (b) *inselbergs*, o próprio *inselberg* e a vegetação característica miombo-velloziacea; (c) clareiras, zonas abertas, sem árvores, no meio de mata densa e fechada; (d) rio, o próprio rio, seco ou não e a vegetação circundante e (e) outros, que incluem zonas com influência antrópica como zonas de queimada e estradas. Uma vez que a área amostrada em Mareja não apresenta *inselbergs*, esta zona apenas foi considerada em Taratibu.

A Figura 9A e 9B permite verificar a ocorrência das espécies *P. c. cynocephalus* e *C. albogularis* nos diferentes tipos de habitat existentes nas áreas de Taratibu e Mareja, respetivamente.

Ainda que não existam diferenças significativas entre os vários tipos de habitat na área de Taratibu (Tabela VI), ao analisar a espécie *P. c. cynocephalus* (Tabela VI.I) verificamos que a ocorrência da mesma em zonas de floresta e *inselberg* está próxima do limite de significância quando comparada com zonas de clareira e rio ($p=0,0574$). Isto significa que se aumentarmos o nível de significância para 10% passam a existir diferenças significativas entre estas variáveis. Para *C. albogularis* (Tabela VI.II), no entanto, a análise estatística continua a não revelar diferenças significativas entre os 57% de ocorrência da espécie em zonas de *inselberg* e a não ocorrência da espécie em zonas de floresta.

Em Mareja, a ocorrência da espécie *P. c. cynocephalus* (Tabela VII.I) revela diferenças significativas entre as zonas de floresta e de clareira ($p=0,0445$) e as zonas de floresta e de rio ($p=0,0052$), não existindo, no entanto, diferenças significativas entre os 57% de ocorrência da espécie em zonas de floresta e os 12,5 % em outros. A ocorrência da espécie *C. albogularis* não revela existência de diferenças significativas entre os vários habitats (Tabela VII.II).

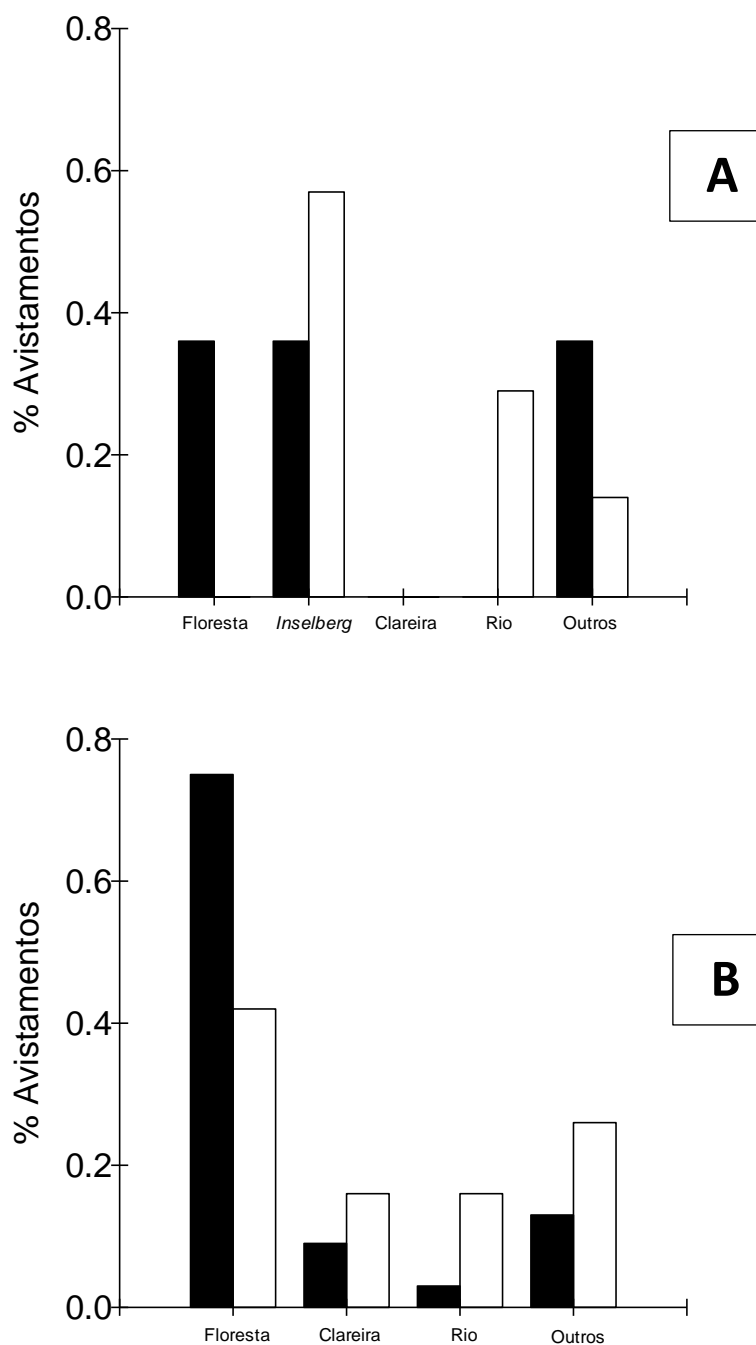


Figura 9. Percentagem de avistamentos das espécies *Papio cynocephalus cynocephalus* (barras pretas) e *Cercopithecus albogularis* (barras brancas) nos diferentes tipos de habitat, de cada uma das áreas de estudo, **A**: Taratibu e **B**: Mareja. Gráfico obtido através do programa SYSTAT 8.0.

Tabela VI. Teste exato de *Fisher* (*p-value*) tendo em conta a ocorrência das espécies I: *Papio cynocephalus cynocephalus* (*Pc*) e II: *Cercopithecus albogularis* (*Ca*) nos vários tipos de habitat (Floresta, *Inselberg*, Clareira, Rio e Outros) existentes em Taratibu (valores obtidos pelo programa informático R).

I

<i>Pc</i>	Floresta	<i>Inselberg</i>	Clareira	Rio	Outros
Floresta	-	1	0,05743	0,05743	1
<i>Inselberg</i>		-	0,05743	0,05743	1
Clareira			-	1	0,1129
Rio				-	0,1129
Outros					-

II

<i>Ca</i>	Floresta	<i>Inselberg</i>	Clareira	Rio	Outros
Floresta	-	0,1193	1	0,475	1
<i>Inselberg</i>		-	0,1193	0,6424	0,3378
Clareira			-	0,475	1
Rio				-	1
Outros					-

Tabela VII. Teste exato de *Fisher* (*p-value*) tendo em conta a ocorrência das espécies I: *Papio cynocephalus cynocephalus* (Pc) e II: *Cercopithecus albogularis* (Ca) nos vários tipos de habitat (Floresta, Clareira, Rio e Outros) existentes em Mareja (valores obtidos pelo programa informático R).

I

Pc	Floresta	Clareira	Rio	Outros
Floresta	-	0,04495	0,005155	0,09463
Clareira		-	0,6142	1
Rio			-	0,3587
Outros				-

II

Ca	Floresta	Clareira	Rio	Outros
Floresta	-	0,3028	0,3028	0,5339
Clareira		-	1	0,7021
Rio			-	0,7021
Outros				-

DISCUSSÃO

À semelhança de outros estudos gerais realizados no Parque Nacional das Quirimbas (Schneider, 2004; Siteo *et al.*, 2009; Marques e Tomasinelli, 2012; Craig, 2013), o presente estudo confirmou a presença de 3 espécies diurnas de primatas não-humanos. Os nomes científicos de cada espécie seguiram a nomenclatura atualizada de Kingdon *et al.* (2008), sendo *Papio cynocephalus cynocephalus*, *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus* as espécies alvo deste trabalho.

Taratibu e Mareja apresentam diferenças significativas relativamente à probabilidade de deteção de cada uma das espécies de primatas estudadas. Taratibu parece ser uma área menos frequentada por estas espécies, sendo caracterizada por um menor número de avistamentos detetados. Enquanto que, por outro lado, Mareja, parece ser uma área mais frequentada por estas espécies. Estas diferenças refletem-se nas densidades estimadas para cada espécie em cada uma destas áreas, sendo em Mareja que se revelam densidades superiores. Se as relacionarmos com as principais diferenças de habitat existentes nestas duas zonas do Sul do PNQ, podemos inferir que as estimativas das densidades obtidas poderão variar consoante a presença ou ausência de *inselbergs*. Tendo em conta que, em ambas as áreas, predominam mosaicos de floresta de miombo, sendo a presença ou ausência de *inselbergs* a principal diferença, podemos considerar fiável esta hipótese, uma vez que diferentes padrões de vegetação conduzem a uma heterogeneidade pontual da probabilidade de avistamento e consequentemente da estimativa da densidade (Sousa, 2007). A presença destes afloramentos rochosos parece, desta forma, ser um fator que limita a ocorrência de espécies, uma vez que é nestas zonas que estão representadas as estimativas das densidades mais baixas.

A maior diferença na estimativa da densidade entre zonas foi relativa à espécie *P. c. cynocephalus*, onde apresentou valores de 8,618 indivíduos/km², contrastando com quase o dobro de 15,334 indivíduos/km² em zonas onde não existem *inselbergs* (Mareja). Isto vai ao encontro do já descrito por outros autores, que apesar de considerarem uma elevada adaptabilidade desta espécie a diversos habitats, revelam uma preferência da mesma por floresta de miombo (Kano, 1971; Altmann *et al.*, 2002; Kingdon *et al.*, 2008a). Aceitável se considerarmos que Mareja apresenta uma maior área de floresta, comparativamente com Taratibu onde predominam as zonas de *inselberg*.

Em *Cercopithecus albogularis*, a estimativa da densidade também revelou diferenças similares mas não tão acentuadas, sendo em Taratibu de 2,615 indivíduos/km² e em Mareja de 3,057 indivíduos/km². Estes valores apresentaram-se mais baixos quando comparados com outros estudos, realizados na África do Sul (Lawes, 1992; Kingdon *et al.*, 2008c). Nestes, as densidades para florestas de montanha variam entre 4-9 indivíduos/km², revelando uma ocorrência maior em zonas de alta altitude, contrariamente ao observado neste estudo. Pensamos que as condições geológicas, climáticas e a consequente especificidade da vegetação em zonas de elevada altitude, como os *inselbergs* (ver secção 3.4), condicionam a ocorrência de *C. albogularis*.

O baixo número de avistamentos de *C. pygerythrus* pode ter levado a sobrestimar os valores da densidade desta espécie quando comparados entre as duas áreas, como observado por Chiarello (2000) num estudo com mamíferos em remanescentes da Mata Atlântica, Brasil. Como tal, não devem ser feitas comparações entre as densidades de *C. pygerythrus* em Taratibu e em Mareja, pois estas não apresentam qualquer significado biológico. Assim, apenas deverá considerar-se a densidade (0,5172 indivíduos/km²) e o tamanho da população (358 indivíduos) para o total das duas áreas de modo a fornecer dados preliminares que possam ser úteis para as estratégias de conservação (Morgan *et al.*, 2006; Sousa, 2007) desta espécie no PNQ.

Sendo que, neste estudo, a estimativa da densidade, no sul do PNQ, de *P. c. cynocephalus* é de 12,4855 indivíduos/km², a de *C. albogularis* 2,8700 indivíduos/km² e a de *C. pygerythrus* 0,5172 indivíduos/km² para as áreas amostradas, estas mostram-se mais elevadas que quando comparadas com o estudo realizado por Craig, em 2013 na área total do Parque Nacional das Quirimbas (ver Anexo 4 - Tabela X). Craig registou o número de indivíduos avistados através de uma amostragem aérea e revelou que, ainda que tenham sido aplicados fatores de correção, muitos dos valores foram sobrestimados devido à fraca visibilidade na deteção de espécies. As espécies de primatas abrangidas no estudo de Craig (2013) foram as mesmas que as analisadas neste estudo. No entanto, para Craig foi impossível fazer a distinção entre *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus*, considerando-as como uma só. No presente estudo a distinção de espécies não foi um problema, dado ser mais fácil a visualização direta de primatas e ter sido avistado um maior número de indivíduos (ver Anexo 4 - Tabela IX). Assim, o presente estudo parece indicar valores mais próximos da realidade relativamente às densidades das espécies *Papio cynocephalus cynocephalus*, *Cercopithecus albogularis* e *Chlorocebus pygerythrus*.

As estimativas das densidades obtidas no presente estudo revelam ser mais elevadas, para *P. c. cynocephalus* quando comparadas com outros locais onde as espécies ocorrem (Samuels & Altmann, 1991; Karere *et al.*, 2004; Kingdon *et al.*, 2008a), estimando-se um tamanho da população com 8709 indivíduos, o dobro do referenciado por Karere *et al.* (2004). Este aspeto poderá indicar a importância do PNQ, como uma área de valor inestimável e de grande relevância para a conservação desta espécie.

Para *C. albogularis*, se compararmos a estimativa da densidade obtida com a alcançada por outros estudos (ver Anexo 4 - Tabela XI; Aldrich-Blaje, 1970; Rudran, 1978; Scorer, 1980; Lords, 1984; Henzi & Lawes, 1987; Fashing & Cords, 2000; Karere *et al.*, 2004) verificamos um decréscimo da mesma. Isto poderá indicar uma tendência do declínio da população como referenciado em Kingdon *et al.* (2008c).

No caso de *C. pygerythrus* a densidade estimada (0,0769 grupos/km²) foi relativamente mais baixa que a obtida por Karere *et al.* (2004) de 0,1-0,2 grupos/km². Tendo em conta que, em ambos os estudos, o número de grupos avistados foi idêntico, isto poderá confirmar a estabilidade da população actual como descrito por Kingdon *et al.* (2008b).

Ainda que não tenham sido considerados os dados relativos à ocorrência de *C. pygerythrus* nos diferentes tipos de habitats das duas áreas de estudo, a presença constante desta espécie junto de zonas de assentamento de populações locais (observação pessoal) apoia, como descrito por Kingdon *et al.* (2008b), a facilidade que esta espécie tem em se adaptar a florestas fragmentadas, incluindo zonas agrícolas. Estas observações preliminares poderão ainda indicar uma tendência de *C. pygerythrus* na procura de zonas onde ocorre o assentamento de populações locais, longe das zonas de floresta mais intocada. Isto poderá estar relacionado com estratégias de sobrevivência adotadas por esta espécie junto das populações locais, uma vez ser fácil o acesso a alimentos e não haver perigo relativamente à sua captura (observação pessoal; Mitur, 2004).

Em ambas as áreas, *P. cynocephalus* demonstra ocorrer significativamente menos vezes em clareira e rio, do que nas restantes zonas. Isto poderá indicar que estes primatas recorrem mais vezes às zonas de floresta, *inselberg* e outras (queimadas e estradas) como meio de sobrevivência mais eficaz, dada a maior disponibilidade de alimentos nestas zonas. No caso das queimadas, estes primatas podem recorrer a estes locais para obter substâncias minerais resultantes do processo de combustão (Catarina Casanova, comunicação pessoal).

Apesar de *C. albogularis* não apresentar diferenças significativas na ocorrência nos diferentes tipos de habitat, em ambas as áreas, os dados obtidos dão indícios de uma tendência da espécie para recorrer a zonas mais abertas, como os *inselbergs*. Na ausência destes a espécie mostra, uma tendência em se adaptar a diferentes tipos de habitat, como indicado por outros autores (Lawes, 1992; Kingdon *et al.*, 2008c).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho, realizado no sul do Parque Nacional das Quirimbas, chegámos à conclusão que a espécie mais representativa, ou seja, com maior estimativa da densidade é *Papio cynocephalus cynocephalus*, seguindo-se *Cercopithecus albogularis* e por último *Chlorocebus pygerythrus*, a espécie com menor representatividade. Este trabalho é assim, apenas o início do muito trabalho que ainda há por desenvolver no Parque Nacional das Quirimbas. É necessário, por isso, dar continuidade ao estudo iniciado.

Nos próximos estudos se se optar por utilizar a mesma metodologia deverão ser utilizados os mesmos transectos ao longo do tempo para ser possível estabelecer comparações que permitam avaliar o grau de estabilidade das populações de primatas presentes nas duas áreas do sul do PNQ, Taratibu e Mareja.

Será importante também, alargar o estudo a outras áreas do PNQ, de forma a planear estratégias para a conservação global das espécies em estudo.

Como foram avistados, por várias vezes, junto do acampamento base de Mareja, os indivíduos da espécie *C. pygerythrus*, seria importante também realizar estudos com esta espécie junto do assentamento de populações residentes (aldeias) e em zonas de *machambas*, uma vez que no interior da floresta de miombo os avistamentos desta espécie, foram considerados escassos.

Para ser possível completar os dados relativos à distribuição da espécie *C. albogularis*, que até ao momento, não é referenciada pelo IUCN como espécie ocorrente no PNQ, é necessário realizar mais estudos sobre a mesma, nomeadamente genéticos, a fim de identificar a subespécie, ou subespécies que ocorrem neste Parque.

De forma a completar o estudo relativo à ordem de Primatas existente no parque, será também importante, a realização de estudos relativos aos primatas noturnos presentes nesta área.

Um outro aspeto a considerar deverá passar pela adoção de estratégias de sensibilização ambiental para com as populações residentes no PNQ, de forma a minimizar o conflito ser humano/vida selvagem e tentar solucionar alguns problemas relacionados com o zonamento do Parque.

Num contexto de fiscalização bastante frágil é difícil fazer cumprir as normas estabelecidas no Parque. No entanto, é prioridade que os órgãos de gestão junto das comunidades locais e com a colaboração de parceiros, nomeadamente universidades, definam estratégias, que minimizem os efeitos da caça furtiva e promovam de forma sustentável a caça de subsistência.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alberts, S. C. & Altmann, J. 1995. Balancing costs and opportunities: dispersal in male baboons. *American Naturalist* 45:279-306.
- Alberts, S. C., Hollister-Smith, J., Mututua, R. S., Sayialel, S. N., Muruthi, P. M., Warutere, J. K. & Altmann, J. 2005. Seasonality and long term change in a savannah environment. In *Primate Seasonality: Implications for Human Evolution*. Brockman, D. K. & van Schaik, C. P. eds. *Cambridge University Press*. Pp. 157-196.
- Aldrich-Blake, F. P. G. 1970. Problems of social structure in forest monkeys. In *Social behaviour in birds and mammals*. Crook, J. H. Ed. Academic Press, New York.
- Altmann, J., Alberts, S. C., Altmann, S. A. & Roy, S. B. 2002. Dramatic change in local climate patterns in the Amboseli basin. *African Journal of Ecology* 40:248-251.
- Anastácio, R. S., Schertenleib, L. N., Paiva, J., Ferrão, J. & Pereira, M. J. 2014. Bottom-up approach towards a human wellbeing assessment for the design of a management plan: a study case with contributions to improve sustainable management of resources in a northern area of Mozambique. *Open Journal of Ecology* 4:1102-1127.
- Araman, A. 2007. *Gestão dos ecossistemas terrestres e marinhos do Parque Nacional das Quirimbas*.
- Araman, A. & Mohammed, J. D. 2006. *Ground count of mammals of interest in the Quirimbas National Park*. Final Report.
- Bandeira, S., Barbosa, F., Bila, N., Jr., F. A., Nacamo, E., Manjate, A. M., Mafambissa, M. & Rafael, J. 2007. Terrestrial vegetation assessment of the Quirimbas National Park. Final report. *WWF*.
- Bayliss, J., Monteiro, J., Fishpool, L., Congdon, C., Bampton, I., Bruessow, C., Matimele, H., Banze, A. & Timberlake, J. 2010. Biodiversity and conservation of Mount Inago, Mozambique. Darwin Initiative Award 15/036: Monitoring and managing biodiversity loss in South-East Africa's Montane Ecosystems.
- Bento, C. 2003. *Birds of Quirimbas*. Relatório para o Parque Nacional das Quirimbas. Pemba, Mozambique.

- Bronikowski, A. & Altmann, J. 1996. Foraging in a variable environment: weather patterns and the behavioral ecology of baboons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 39: 11-25.
- Brouwer, R. & Mabunda, R. 2005. Livelihoods: an analysis and proposal to reconcile conservation and development in the buffer zone of Quirimbas National Park. *WWF*.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Laake, J. L. 1993. *Distance sampling: Estimating abundance of biological populations*. Chapman & Hall, London.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. & Thomas, L. eds. 2004. *Advanced distance sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S. T., Plumptre, A. J., Thomas, L. & Rexstad, E. A. 2010. Design and analysis of line transect surveys for primates. *International Journal of Primatology* 31:833-847.
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A. & Oedekoven, C. S. 2015. Distance sampling: methods and applications. *Methods in Statistical Ecology*. Springer International Publishing Switzerland. DOI: 10.1007/978-3-319-19219-2_1.
- Bulger, J. & Hamilton, W.J. 1987. Rank and density correlates of inclusive fitness measures in a natural chacma baboon (*Papio ursinus*) troop. *International Journal of Primatology* 8:635-650.
- Burnham, K. P., Anderson, D. R. & Laake, J. L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72:1-202.
- Butynski, T. M. 1990. Comparative ecology of blue monkeys (*Cercopithecus mitis*) in high- and low-density subpopulations. *Ecological Monographs* 60:1–26.
- Chapman, C. A., Lawes, M. J. & Eeley, H. A. C. 2006. What hope for African primate diversity? *African Journal of Ecology* 44:116-133.
- Chapman, C. A. & Peres, C. A. 2001. Primate conservation in the new millennium: the role of scientists. *Evolutionary Anthropology* 10:16–33.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and Population Size of Mammals in Remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6):1649-1657.

- Chiarello, A. G. & Melo, F. R. 2000. Primate population densities and sizes in atlantic forest remnants of northern Espírito Santo, Brazil. *International Journal of Primatology* 22(3):379-396.
- Casanova, C. & Sousa, C. 2007. National action plan for the conservation of chimpanzees (*Pan troglodytes verus*), Temminckii colobus (*Procolobus badius temminckii*) and king colobus (*Colous polykomos*) in Guinea-Bissau. IBAP: Guinea-Bissau.
- Casanova, C. Sousa, C. & Costa, S. 2014. Are primates and the forest forever? Perceptions on non-human primates of Cantanhez Forest National Park, Guinea-Bissau. *Folia Primatologica* 85(1):49-50.
- Couto, M. 2014. *Abordagem estratégica para o combate ao tráfico ilegal de fauna e caça furtiva de elefantes e rinocerontes*. Relatório produzido para a WWF Moçambique.
- Craig, G. C. 2013. Aerial survey of Quirimbas National Park and adjoining areas. *WWF Mozambique Country Office*.
- Doggart, N. & Burgess, N. 2002. *Field visit report to Quirimbas National Park, Mozambique 9th-12th November*.
- Dörrstock, S., Porembski, S. & Barthlott, W. 1996. Ephemeral flush vegetation on inselbergs in the Ivory Coast (West Africa). *Candollea* 51:407-419.
- FAO. 1995. *Land resource inventory of Mozambique*. Rome, Italy.
- Fashing, P. J. & Cords, M. 2000. Diurnal primate densities and biomass in the kakamega forest: an evaluation of census methods and comparison with other forests. *American Journal of Primatology* 50:139-152.
- Fowler, J. & Cohen, L. 1990. *Practical statistics for field biology*. Open University Press
- Ganzhorn, J. U., Langrand, O., Wright, P. C., O'Connor, S., Rakotosamimanana, B., Feistner, A. T. C. & Rumpler, Y. 1997. The state of lemur conservation in Madagascar. *Primate Conservation* 17:70–86.
- Greenwood, J.J. D. & Robinson, R. A. 2006a. Principles of sampling. In *Ecological census techniques: a handbook*. Sutherland, W. J. ed. Cambridge University Press, New York. Pp. 11-86.
- Greenwood, J.J. D. & Robinson, R. A. 2006b. General census methods. In *Ecological census techniques: a handbook*. Sutherland, W. J. ed. Cambridge University Press, New York. Pp. 87-185.

- Grubb, P., Butynski, T. M., Oates, J. F., Bearder, S. K., Disotell, T. R., Groves, C. P. & Strunhsaker, T. T. 2003. Assessment of the diversity of African Primates. *International Journal of Primatology* 24(6): 301-1357.
- Harari, N. 2005. *Literature review on the Quirimbas National Park, northern Mozambique*. Seminário de Investigação em Desenvolvimento e Meio ambiente. Centre for Development and Environment. University of Bern. Bern, Suiss.
- Hayes, R. J. & Buckland, S. T. 1983. Radial-distance models for the line-transect method. *Biometrics* 39:29-42.
- Henzi, S. P. & Lawes, M. 1987. Breeding season influxes and the behavior of adult male samango monkeys (*Cercopithecus mitis albogularis*). *Folia Primatologica* 48:125-136.
- Kano, T. 1971. Distribution of the Primates on the eastern shore of Lake Tanganyika. *Primates* 12(3-4):281-304.
- Karere, G. M., Oguge, N. O., Kirathe, J., Muoria, P. K., Moinde, N. N. & Suleman, M. A. 2004. Population sizes and distribution of primates in the lower Tana River Forests, Kenya. *International Journal of Primatology* 25(2):351-365.
- Kingdon, J., Butynski, T. M. & De Jong, Y. 2008a. *Papio cynocephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T16021A5355778. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T16021A5355778.en>. Downloaded on 3 November 2015.
- Kingdon, J., Gippoliti, S., Butynski, T.M. & De Jong, Y. 2008b. *Chlorocebus pygerythrus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T136271A4267738. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T136271A4267738.en>. Downloaded on 11 November 2015.
- Kingdon, J., Gippoliti, S., Butynski, T. M., Lawes, M. J., Eeley, H., Lehn, C. & De Jong, Y. 2008c. *Cercopithecus mitis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T4221A10676022. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T4221A10676022.en>. Downloaded on 3 November 2015.
- Krebs, C. 2006. Mammals. In *Ecological census techniques: a handbook*. Sutherland, W. J. ed. Cambridge University Press, New York. Pp. 351-367.
- Kühl, H., Maisels, F., Ancrenaz, M. & Williamson, E. A. 2008. Best practice guidelines for surveys and monitoring of great ape populations. *IUCN*.

- Laurence, W. F. 2003. Foreword: primates as icons for conservation. In *Primates in fragments: ecology and conservation*. Marsh, L. K. ed. Kluwer Academic, New York. Pp. xi-xii.
- Lawes, M. J. 1992. Estimates of population density and correlates of the status of the samango monkey (*Cercopithecus mitis*) in Natal, South Africa. *Biological Conservation* 60(3):197-210.
- Leví, M. J. A. 2012. O turismo e desenvolvimento sustentável: contributos do turismo de natureza no desenvolvimento do Parque Nacional. Tese de Mestrado. Universidade Lusófona de Humanidades e Tecnologias. Lisboa, Portugal.
- Marques, R. P. & Tomasinelli, F. 2012. *Quirimbas National Park*. Muindi Onlus.
- Marshall, A. R., Lovett, J. C. & White, P. C. L. 2008. Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: lessons from the primates. *American Journal of Primatology* 70:452-462.
- Menezes, A. A. L., Moreira, L. F. S., Azevedo, C. V. M., Costa, S. F. & Castro, C. S. S. 1993. *Behavioral rhythms in the captive common marmosets (Callithrix jacchus) under natural environmental conditions*. Brazilian Journal of Medical and Biological Research 26:741-745.
- Mills, G. & Hes, L. eds. 1997. The complete book of southern African mammals. Struik Publishers, Cape Town. Pp. 104-111.
- Mitur (Ministério do Turismo). ed. 2004. *Plano de Maneio 2004-2008 do Parque Nacional das Quirimbas*. Maputo, Moçambique.
- Morgan, D., Sanz, C., Onononga, J. R., Strindberf, S. 2006. Ape abundance and habitat use in the Goualougo triangle, Republic of Congo. *International Journal of Primatology* 27(1): 147.
- Ntumi, C. P. 2005. *Wildlife and food security: the impact of human and wildlife conflicts in food security in Cabo Delgado Province case study*. Report to FAO.
- Nyanganji, G., Fowler A., McNamara, A. & Sommer, V. 2011. Monkeys and apes as animals and humans: ethno-primateology in Nigeria's Taraba region. In *Primates of Gashaka: Socioecology and Conservation in Nigeria's Biodiversity Hotspot*. Sommer, V. & Ross, C. eds. Springer, New York. Pp. 101-134.
- Olson, D. M. & Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89(2):199-224.

- Peres, C. A. 1999. General guidelines for standardizing line-transect survey of tropical forest primates. *Neotropical Primates* 7(1):11-16.
- PNQ (Parque Nacional das Quirimbas). ed. 2011. *Plano de Maneio 2012-2021 do Parque Nacional das Quirimbas*.
- Porembski, S. 2007. Tropical inselbergs: habitat types, adaptive strategies and biodiversity patterns. *Revista Brasileira de Botânica* 30(4):579-586.
- Porter, W. F. & Church, K. E. 1987. Effects of environmental pattern on habitat preference analysis. *The Journal of the Wildlife Management* 51(3): 681-685.
- R Development Core Team. 2011. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org> (accessed 10 November 2015).
- Rodrigues, L. F. & Vidal, M. D. 2011. Densidade e tamanho populacional de primatas em uma área de terra firme na Amazônia Central. *Neotropical Primates* 18(1):9-16.
- Ross, C. & Reeve, N. 2011. Survey and census methods: population distribution and density. In *Field and laboratory methods in primatology: a practical guide*. Setchell, J. M. & Curtis, D. J. eds. Cambridge University Press, New York. Pp. 111-131.
- Rowe, N. ed. 1996. *The pictorial guide to the living primates*. Pogonias Press, New York.
- Samuels, A. & Altmann, J. 1991. Baboons of the Amboseli basin: demographic stability and change. *International Journal of Primatology* 12:1-19.
- Schneider, M. F. 2004. *Checklist of vertebrates and invertebrates of Mareja Reserve*. Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- Scorer, J. 1980. *Some factors affecting the feeding ecology and socio-biology of samango monkey, Cercopithecus albogularis schwarzi, Roberts, 1931*. Dissertation, University of Pretoria, Pretoria, Republic of South Africa.
- Sitoe, A., Macandza, V., Jorge, P., Gabriel, A., Carvalho, M. & Amade, F. 2009. *Estado de conhecimento sobre a biodiversidade do Parque Nacional das Quirimbas, Relatório Final*. Grupo de Gestão de Recursos Naturais e Biodiversidade (GRNB).
- Sousa, J. 2007. Densidade de *Pan troglodytes* *verus* e veículos de sensibilização ambiental: Quatro Florestas de Cantanhez, República da Guiné-Bissau. Tese de Mestrado. Universidade de Lisboa. Lisboa, Portugal.

- Sousa, J., Barata, A. V., Sousa, C., Casanova, C. C. N. & Vicente, L. 2011. Chimpanzee Oil-Palm Use in Southern Cantanhez National Park, Guinea-Bissau. *American Journal of Primatology* 73:1-13.
- Sousa, J., Casanova, C., Barata, A. V. & Sousa, C. 2014. The effect of canopy closure on chimpanzee nest abundance in Lagoas de Cufada National Park, Guinea-Bissau. *Primates* DOI 10.1007/s10329-013-0402-2.
- Stone, O. M. L., Laffan, S. W., Curnoe, D. & Herries, A. I. R. 2013. The spatial distribution of chacma baboon (*Papio ursinus*) habitat based on environmental envelope model. *International Journal of Primatology* 34:407-422.
- Struhsaker, T. T. 1997. Ecology of vervet monkeys (*Cercopithecus aethiops*) in the Masai-Amboseli Game Reserve, Kenya. *Ecology* 48(6):891-904.
- Tainton, N. 1999. *Veld Management in South Africa*. University of Natal Press. Pietermaritzburg, South Africa.
- Terborgh, J. 1983. *Five New World Primates: a Study in Comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton.
- Tinley, K. L., Rosinha, A. J., Lobão Tello, J. L. P. & Dutton, T.P. 1976. Wildlife and wild places in Mozambique. *Oryx* 13:344-350. DOI:10.1017/S003060530001406X.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Sprindberg S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, F. F. C., Burnham, K. P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5-14.
- Thomas, D. L. & Taylor, E. J. 1990. Study designs and tests for comparing resource use and availability. *Journal of Wildlife Management* 54(2): 322-330.
- Vidal, M. D. & Cintra, R. 2006. Effects of forest structure components on the occurrence, group size and density of groups of bare-face tamarin (*Saguinus bicolor* – Primates: Callitrichinae) in Central Amazonia. *Acta Amazonica* 36(2):237–248.
- Wilson, M. 2008. *Report on the initiation of the bird-guide training programme in Quirimbas National Park, Mozambique*.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. New Jersey: Prentice-Hall.

ANEXOS

ANEXO 1

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA DAS ESPÉCIES DE PRIMATAS PRESENTES EM MOÇAMBIQUE

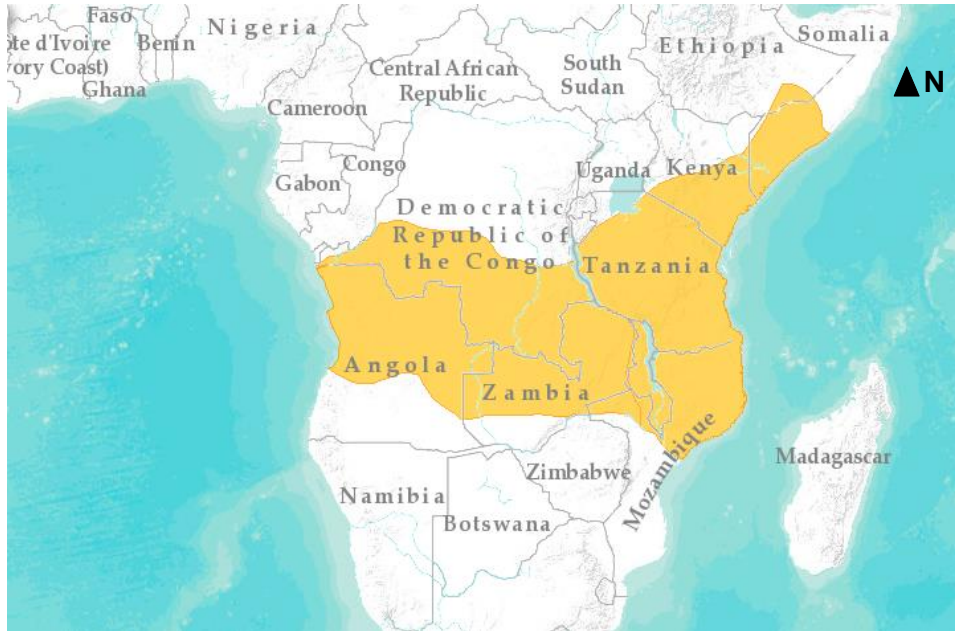


Figura 10. Distribuição Geográfica de *Papio cynocephalus* (adaptado The IUCN Red List of Threatened Species,2015)

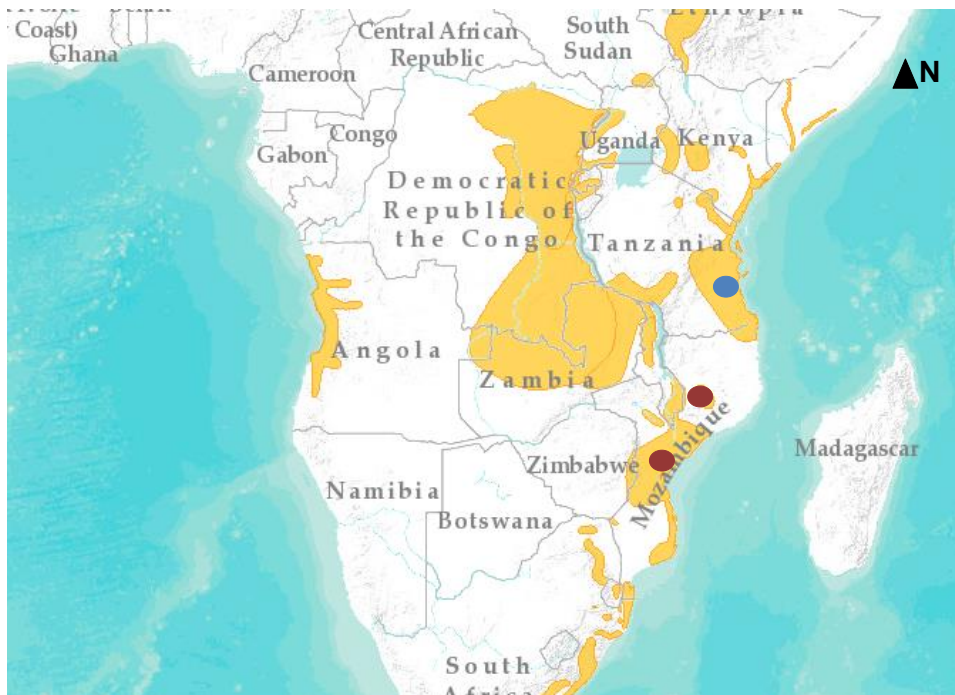


Figura 11. Distribuição Geográfica de *Cercopithecus albogularis* ● *C.a.erythrarchus*; ● *C.a.monoides* (adaptado The IUCN Red List of Threatened Species,2015)



Figura 12. Distribuição Geográfica de *Chlorocebus pygerythrus* (adaptado The IUCN Red List of Threatened Species,2015)



Figura 13. Distribuição Geográfica de *Galago moholi* (adaptado The IUCN Red List of Threatened Species,2015)

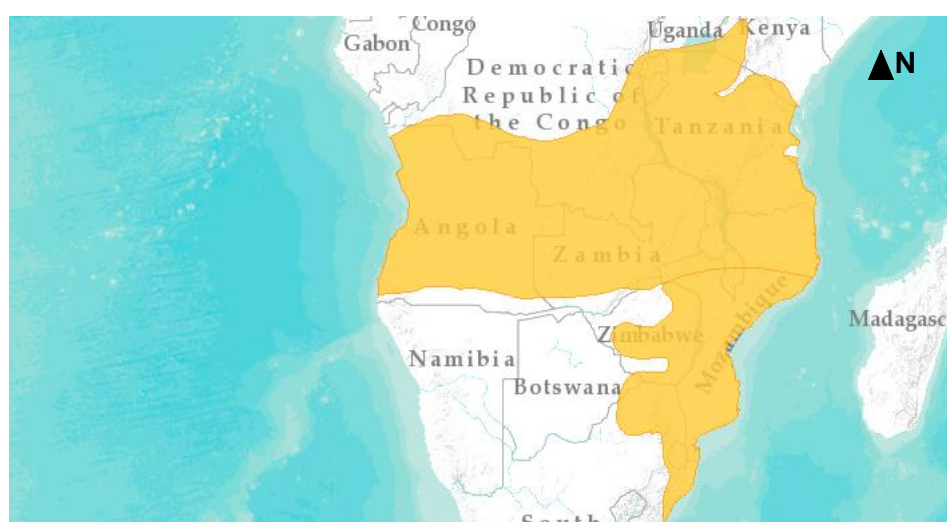


Figura 14. Distribuição Geográfica de *Otolemur crassicaudatus* (adaptado The IUCN Red List of Threatened Species,2015)

ANEXO 2

PLANO DE ZONAMENTO DO PARQUE NACIONAL DAS QUIRIMBAS

(adaptado de Mitur, 2004)

O Plano de Maneio do Parque Nacional das Quirimbas (PNQ) estabeleceu quatro tipos de zonas, Zonas de Proteção Total, Zonas de Uso Específico, Zonas de Uso, Desenvolvimento Comunitário e Zona Tampão.

Este zonamento surgiu como estratégia de gestão do PNQ e pretende: proteger as populações chave, tanto marinhas como terrestres; criar viveiros para plantas e animais selvagens (marinhos e terrestres) com vista a repovoar as zonas adjacentes; separar fisicamente as zonas de assentamento das zonas de importante diversidade e riqueza biológica; salvaguardar a qualidade da experiência turística, criando zonas em que o turismo é a actividade prioritária; fornecer áreas específicas para as atividades de desenvolvimento comunitário e criar pontos de fiscalização e patrulha de atividades nas zonas com altos níveis de proteção (Zonas de Proteção Total e Zonas de Uso Especificado).

Zonas de Proteção Total

As Zonas de Proteção Total proíbem qualquer tipo de atividade de extração. Estas zonas têm em conta pelo menos um dos seguintes critérios: apresentar condições relativamente intactas e que sejam representativas dos principais tipos de habitat existentes no parque ou que por outro lado só possuam um único tipo de habitat; possuir níveis altos de biodiversidade; assegurar zonas de sobrevivência de espécies raras, em perigo de extinção ou ameaçadas; representar zonas úteis para criação ou desova e áreas importantes para a migração de elefantes e outros animais. Estas zonas permitem atividades de investigação científica e turismo controlado.

Zonas de Proteção Total – Área Marinha: Ilhas Quilalea e Sencar; Mangais do Ibo; Porto do Ibo; Ilha de Matemo Ocidental; Banco de Mossemuco; Ilha das Rolas e Banco de Zala.

Zonas de Proteção Total – Área Terrestre: Floresta Costeira; Todas as áreas do PNQ que não façam parte nem das Zonas de Uso Específico nem das Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário.

Zonas de Uso Específico

As Zonas de Uso Específico são restritas às áreas terrestres e ao Banco de São Lázaro, não estando presentes em mais nenhuma área marinha. Foram criadas porque justificam níveis altos de proteção total, mas que por qualquer razão, este estatuto não pode ser conferido. Estas zonas proíbem atividades que possam causar alterações significativas ao meio ambiente e às espécies e ainda o assentamento de populações. Exemplo de uma actividade permitida numa destas zonas é a pesca desportiva, no Banco de São Lázaro. Uma vez que esta área está para além do alcance dos pescadores locais, esta atividade pretende fomentar o uso desta zona apenas por visitantes, pescadores ou mergulhadores, de forma a gerar fundos para o seu uso sustentável e a evitar o uso desta zona por pescadores piratas. As atividades permitidas para estas zonas são definidas juntamente com os residentes locais e variam de área para área.

Zonas de Uso Específico – Área Marinha: Banco de São Lázaro.

Zonas de Uso Específico – Área Terrestre: Rio Muagamula; Zona de Putho (inclui a zona do Lago Bilibiza/Muaco).

Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário

As Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário estão destinadas ao uso sustentável de recursos por parte dos habitantes locais residentes no PNQ. Nas zonas terrestres é encorajado e apoiado, sempre que possível, o desenvolvimento social, económico e agrícola. O uso destas zonas não deverá apresentar qualquer impacto negativo sobre as zonas adjacentes com nível mais alto de proteção (Zonas de Proteção Total e Zonas de Uso Específico). O uso dos recursos através de métodos tradicionais deverá incluir cotas, lista de espécies cinegéticas, técnicas de caça a serem praticadas e períodos de defeso. Nestas zonas serão protegidas especialmente espécies em perigo de extinção, como o elefante e todas as espécies de fauna importantes para o desenvolvimento do Parque.

Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário – Área Marinha: Todas as áreas do PNQ que não façam parte nem das Zonas de Proteção Total nem Zonas de Uso Específico.

Zonas de Uso e Desenvolvimento Comunitário – Área Terrestre: Faixa Costeira de Quissanga-Mahate, Quissanga-Praia, Namadali, Namage, Indique; Zona de Bilibiza; Península de Mucojo; Ilhas habitadas (Ibo, Quirambo, Matemo e Quirimba).

Zona Tampão

Além das três áreas de zonamento criadas ao longo do PNQ, foram estabelecidas Zonas Tampão ao redor do perímetro do mesmo, com cerca de 10km. Estas zonas devem proteger e amortecer os impactos quer do Parque quer dos seus vizinhos. Nas Zonas Tampão as actividades devem estar limitadas à conservação, à criação de animais, ao desenvolvimento do turismo e outras do género.

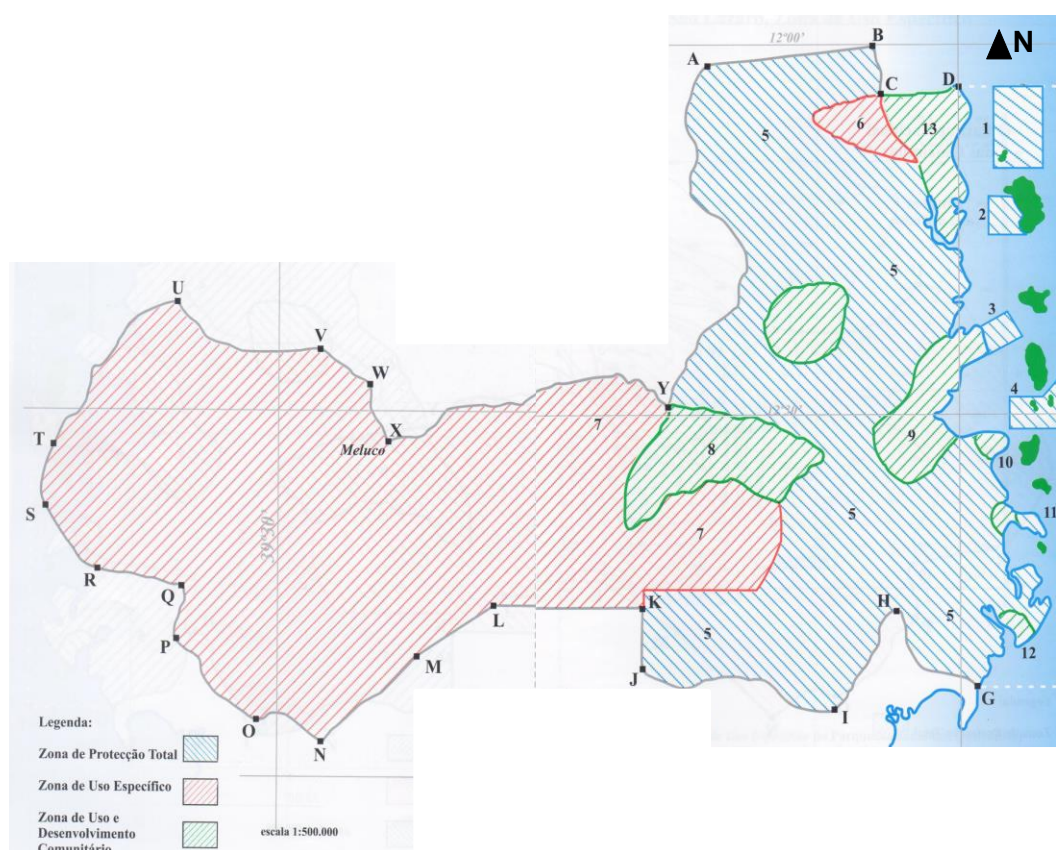


Figura 15. Plano de Zonamento do Parque Nacional das Quirimbas (*adaptado* Mitur, 2004)

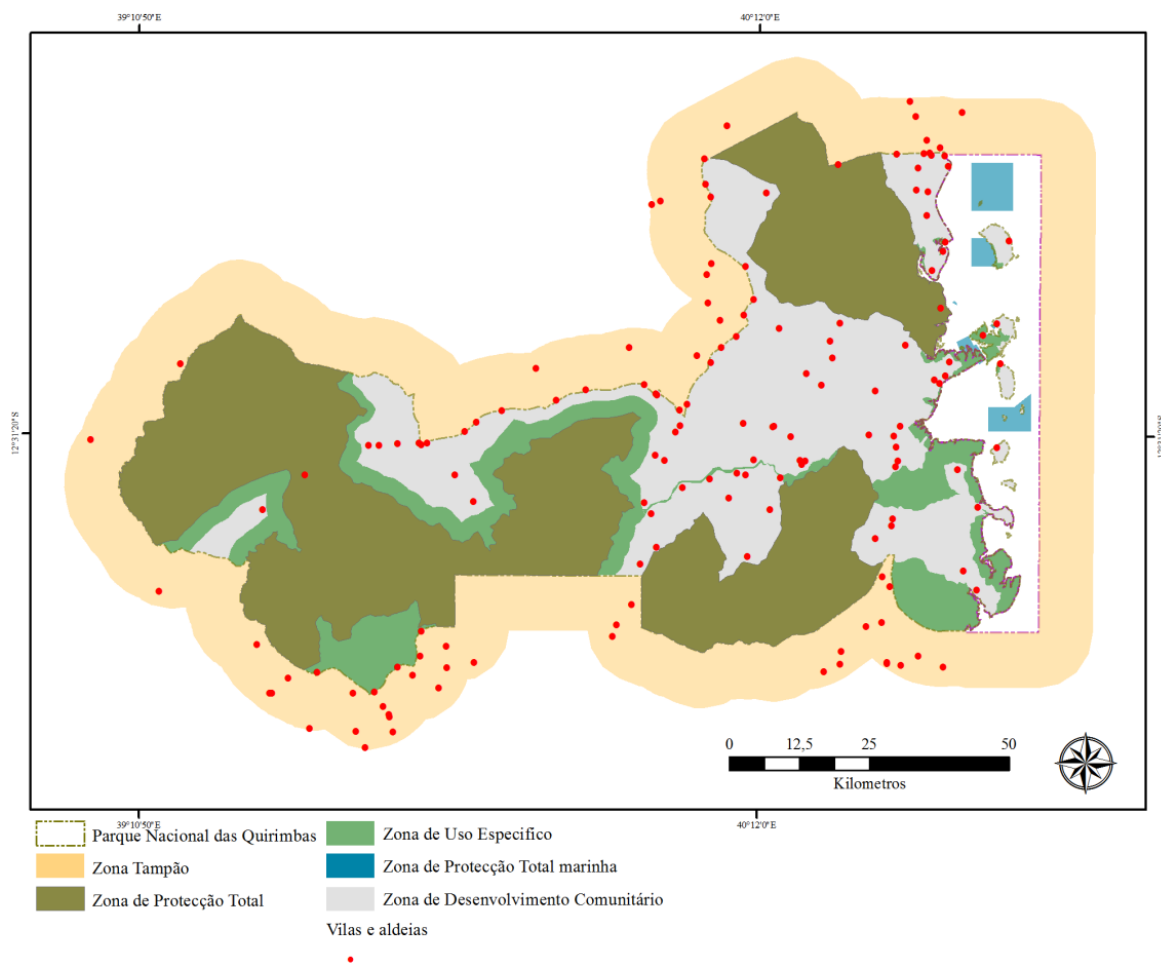


Figura 16. Nova Proposta de Plano de Zonamento do Parque Nacional das Quirimbas (adaptado PNQ, 2011).

ANEXO 3

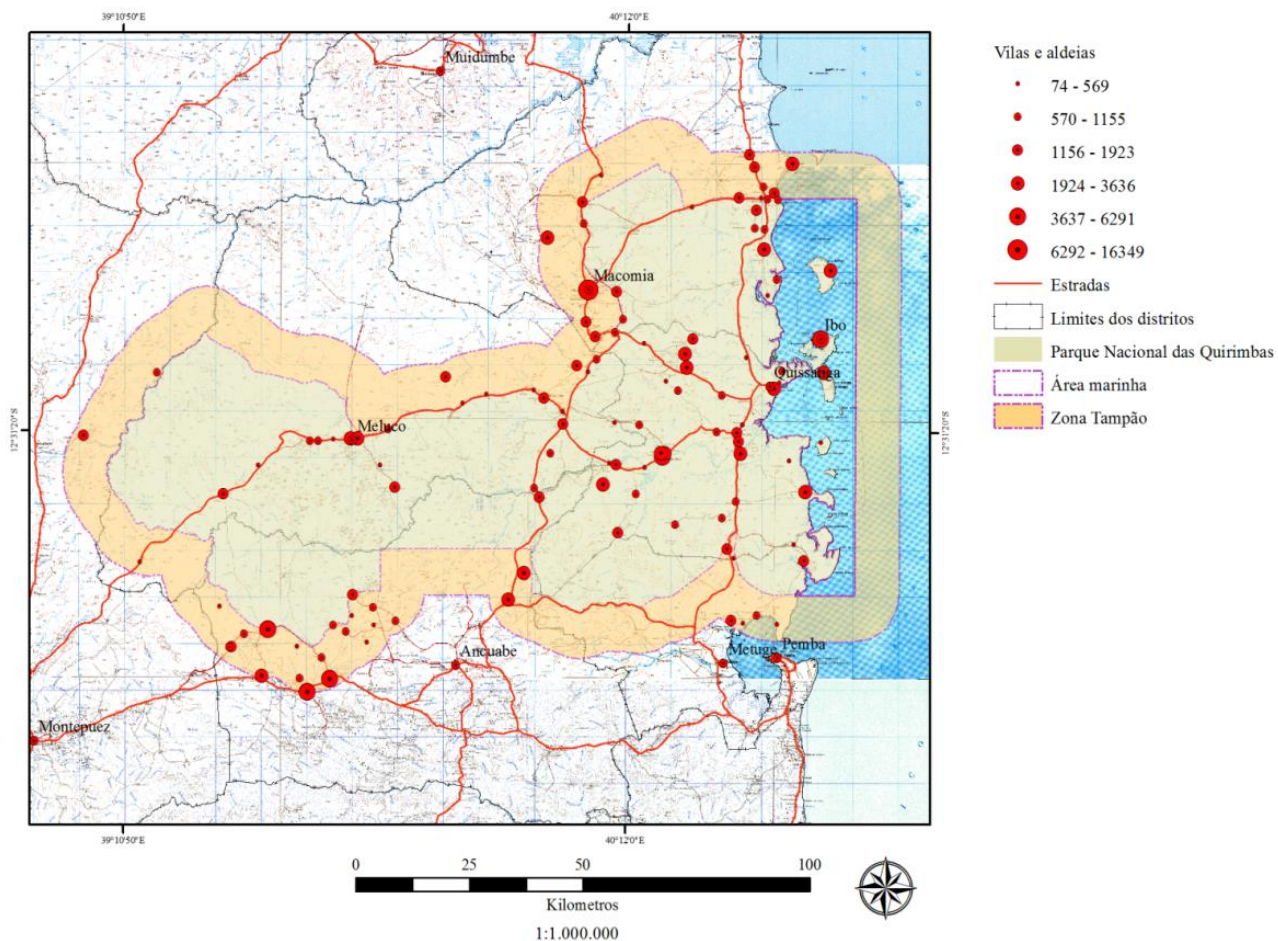


Figura 17. Distribuição Geográfica da população residente no Parque Nacional das Quirimbas (adaptado PNQ, 2011).

ANEXO 4

Tabela IX. Número de indivíduos avistados no presente estudo nas duas áreas amostradas, Taratibu e Mareja, no sul do Parque Nacional das Quirimbas.

Espécie	Taratibu	Mareja	Total
<i>Papio cynocephalus</i>	145	341	486
<i>Cercopithecus albogularis</i>	44	68	112
<i>Chlorocebus pygerytrus</i>	1	19	20

Tabela X. Estimativa da Densidade de primatas (indivíduos/km²) e do Tamanho da População no estudo realizado por Craig (2013) na área total do Parque Nacional das Quirimbas.

Espécie	Nº de indivíduos avistados	Estimativa da População	Densidade (indivíduos/km²)
<i>Papio cynocephalus</i>	178	1749	0,1674
<i>Cercopithecus albogularis</i> + <i>Chlorocebus pygerytrus</i>	38	373	0,0356

Tabela XI. Estimativas de densidade e tamanho da população de estudos realizados para as espécies *Papio cynocephalus*; *Cercopithecus mitis* e *Chlorocebus pygerythrus*.

Espécie	Nº de indivíduos avistados	Nº de grupos avistados	Estimativa População	Densidade (Indivíduos/km ²)	Densidade (Grupos/km ²)	Área do Estudo	Referência Bibliográfica
<i>Papio cynocephalus</i>	—	—	4900	—	4	<i>Tana River Primate Nacional Reserve, Kenya</i>	Karere <i>et al.</i> , 2004
	—	—	—	1,15	—	<i>Amboseli, Kenya</i>	Samuels & Altmann, 1991
<i>Cercopithecus albogularis</i>	—	—	—	—	11-15	<i>Tana River Primate Nacional Reserve, Kenya</i>	Karere <i>et al.</i> , 2004
	—	—	—	170-220	4,3-6,0	<i>Isecheno, Kakamega Forest, Kenya</i>	Fashing & Cords, 2000 Cords & Chowdhury, 2010
	—	—	—	183	—	<i>Budongo, Uganda</i>	Aldrich-Blake, 1970
	—	—	—	169	—	<i>Kakamega, Kenya</i>	Lords, 1984
	—	—	—	>100	—	<i>Cape Vidal, South Africa</i>	Henzi & Lawes 1987
	—	—	—	69	—	<i>Eastern Transvaal, South Africa</i>	Scorer, 1980
	—	—	—	52	—	<i>Kanyawara</i>	Rudran, 1978
	—	—	—	7-45	0,3-2,9	<i>Kibale Forest, Uganda</i>	Butynski, 1990

<i>Cercopithecus albogularis</i>	—	—	—	<3 4-9 20	—	Florestas ribeirinhas Florestas de montanha Floresta costeira, África do Sul	Lawes, 1992
<i>Chlorocebus pygerytrus</i>	—	4	—	—	0,1-0,2	<i>Tana River Primate Nacional Reserve, Kenya</i>	Karere <i>et al.</i> , 2004