

UNIVERSIDADE EDUARDO MONDLANE

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

Tese de Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade

Avaliação da Diversidade da Herpetofauna no Parque Nacional da Gorongosa

Autor:

Francisco Domingos Francisco

Supervisor:

Prof. Doutor Valério Macandza

Maputo, 13 de Maio de 2016

Avaliação da Diversidade da Herpetofauna no Parque Nacional da Gorongosa

Autor:

Francisco Domingos Francisco

Dissertação submetida em cumprimento dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade na Universidade Eduardo Mondlane – Maputo

Maputo, 13 de Maio de 2016

ÍNDICE

Conteúdo	Página
LISTA DE TABELASii
LISTA DE FÍGURAS	iii
<u>LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS.....</u>	<u>iv</u>
GLOSSÁRIO	v
DECLARAÇÃO DE HONRA.....	vi
AGRADECIMENTOS.....	vii
DEDICATÓRIA	viii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	x
CAPÍTULO I	
1. Introdução	1
1.1. Justificação e Problema do Estudo	3
1.2. Objectivos:	4
1.2.1. Objectivo Geral.....	4
1.2.2. Objectivos específicos:	4
CAPÍTULO II	
2.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1.1. Classificação taxonómica e descrição das principais características das ordens	5
2.1.1.1.3.2. Ordem Anura	6
2.1.1.1.3.3. Ordem Gymnophiona.....	6
2.1.2. Classe Reptília	11
2.1.3. Diversidade da herpetofauna na região e em Moçambique	16
2.1.4. Riqueza de espécies	17
2.1.5. Categorias e índices de diversidade	17
2.7. Hipóteses.....	23

CAPÍTULO III

3.1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	24
3.2. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	24
3.2.1. Região do Planalto de Cheringoma.....	25
3.2.2. Região do Vale do Rift (Chitengo)	25
3.2.1. Clima e hidrologia.....	25
3.2.1. População e actividades económicas	26
3.2.1. Fauna.....	27

CAPÍTULO IV

4.0. METODOLOGIA.....	28
4.1. Selecção dos Locais de Amostragem do Estudo	28
4.2. Descrição dos Principais Tipos de Habitat nos Locais de Amostragem.....	29
4.2.1. Habitats florestados.....	29
4.2.2. Habitats ribeirinhos	29
4.2.3. Habitats pantanosos	29
4.2.4. Habitats lacustres	29
4.3. Colecta de dados	30
4.3.1. Procura visual (PV)	30
4.3.2. Armadilha de interceptação e queda (AIQ)	31
4.3.3. Identificação das variáveis do habitat associadas a ocorrência das espécies	32
4.2. Análise de Dados	33
4.3. Limitações do estudo	34

CAPÍTULO V

5.1. RESULTADOS.....	35
5.1.1. Determinação da diversidade alfa (α) de espécies de anfíbio nos LA	35
5.1.2. Determinação da diversidade α de espécies de répteis e sua abundância nos LA	39
5.1.3. Variação da diversidade α da herpetofauna entre habitats.....	43
5.1.4. Variação da diversidade α de espécies de herpetofauna entre LA.....	43
5.1.5. Variação da diversidade α de famílias a nível dos habitats	44
5.1.6. Variação da diversidade α de famílias a nível dos LA	45
5.1.7. Variação na diversidade β de espécies da Classe Anfíbia entre os habitats	46

5.1.8. Variáveis ambientais associadas a ocorrência de espécies de anfíbios e de Répteis ..	48
5.2. Discussão	53
6. CONCLUSÕES	58
7. RECOMENDAÇÕES	59
8.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Subdivisão da área de estudo.....	29
Tabela 2: Diversidade alfa de espécies da Classe Anfíbia por local de amostragem.....	35
Tabela 3: Diversidade α de espécies da Classe Reptília por local de amostragem.....	39

LISTA DE FÍGURAS

Figura 1: Localização da área de estudo	24
Figura 2: Esboço do formato da armadilha de intercepção e queda Pitfall traps.	32
Figura 4: Comparação da diversidade α de espécies entre LA	44
Figura 6: Variação da diversidade α de famílias entre os LA.....	46
Figura 7. Dendrograma de similaridade de espécies de anfíbios entre habitats	47
Figura 8. Dendrograma de similaridade de espécies de répteis entre habitats.....	47
Figura 9. Dendrograma de similaridade de espécies de anfíbios entre os LA	48
Figura 10: Dendrograma de similaridade de espécies de répteis entre os LA	48
Figura 11. Grau de proximidade entre as espécies de anfíbios	50
Figura 12. Grau de proximidade entre as espécies de répteis.....	52

LISTA DE ABREVIATURAS E ACRÓNIMOS

AIQ	Armadilha de interceptação e queda
Arm.	Armadilha
CCJ	Coefficiente de similaridade de Jaccard
EUA	Estados Unidos da América
FAEF	Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal
FAC	Floresta aberta de Chitengo
FAK	Floresta aberta de Kondue
FDMu	Floresta densa de Mussambizi
FDMw	Floresta densa de Mweredzi
FDRN	Floresta densa ribeirinha de Nhagutua
FDRMu	Floresta densa ribeirinha de Mussambizi
FDRMw	Floresta densa ribeirinha de Mweredzi
H'	Índice de Shannon Wiener
LA	Local de Amostragem
L-LAI	Lagoa do Local de Amostragem I
L-LAII	Lagoa do Local de Amostragem II
L-LAIII	Lagoa do Local de Amostragem III
L-LAIV	Lagoa do Local de Amostragem IV
Nr.	Número
ONGs	Organizações não-governamentais
PNG	Parque Nacional da Gorongosa
Sp	Espécies

GLOSSÁRIO

Aninhamento - Fenômeno em que espécies encontradas em um habitat representam um subconjunto de outro habitat

Ectotermia – Condição de seres que necessitam de fontes externas para conseguirem manter sua temperatura corporal.

Endemismo – Fenômeno em que grupos taxonômicos que se desenvolveram numa região restrita.

Gnatostômios – Vertebrados pertencentes a super classe gnatostomata

Nicho - Parte de um habitat, com condições específicas ou modo como cada espécie, de animais ou de plantas vivem e sobrevivem

Turnover – Fenômeno em que ocorre substituição de algumas espécies por outras num habitat

DECLARAÇÃO DE HONRA

Declaro que esta dissertação nunca foi apresentada para a obtenção de qualquer grau ou num outro âmbito e que ele constitui o resultado do meu labor individual. Esta dissertação é apresentada em cumprimento parcial dos requisitos para a obtenção do grau de Mestrado, da Universidade Eduardo Mondlane.

Maputo, 13 de Maio de 2016

(Francisco Domingos Francisco)

AGRADECIMENTOS

O autor agradece ao Parque Nacional da Gorongosa pelo apoio logístico e técnico-didático prestados durante o trabalho de campo, especialmente ao Dr. Marck Stalman, Director Científico do PNG, ao cientista e chefe da equipe da primeira expedição Internacional de levantamento da biodiversidade do PNG e Director do Museu de Zoologia Comparada da Universidade de Harvard-USA, Piotr Naskrecki, ao Mark-Oliver Roedel (Mô), cientista herpetólogo da Universidade de Humboldt-Berlim, ao Mestre Harit Faruk, docente de Ciências Biológicas da Unilúrio, ao Allan Shot, ecologista do PNG, a equipe de jornalistas da National Geográfic que cobriu a expedição, ao Tongai Castigo e a toda equipe de cientistas e pessoal envolvido na expedição PNG-2013.

A Direcção do Mestrado da Faculdade pelo apoio material, aos Docentes em geral pelos conhecimentos transmitidos e ao Professor Doutor Valério Macandza em particular, pelo encaminhamento no tema e supervisão do trabalho.

A Direcção da Universidade Pedagógica de Moçambique - Manica, aos Mestres António C. P. Madeira, Dilza Solange e, ao Professores Uaila; a Professora Brígida Singo e Mestre Florência Jonasse da ESTEC-Maputo, pelo acesso ao mestrado, providência administrativo-logística apoio moral e força.

Aos meus colegas da FAEF e especialmente da turma de Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade pelo carinho e apoio. Aos meus colegas em geral, e, especialmente aos doutores Filipe Chitoto, Adriano Joia, Sérgio Mulema e ao Mestre Natércio Mucavel, pela acessoria em análise estatística dos dados em SPSS; a Mestre Albertina Majacunene e eng^a Vanda Massina.

Aos meus pais Domingos Francisco e Helena João por terem acreditado em mim, me encorajado e apoiado incondicionalmente aos desafios por mim assumidos.

Aos meus irmãos João, Domingos Júnior, Pedro, Hélder e Azevedo; a minha cunhada Liliosa Gomes pelo apoio moral, amizade e acima de tudo por terem proporcionado em nossa família um ambiente académico.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos que directa ou indirectamente contribuíram para minha formação académica, em especial a minha esposa, Fátima Macupure e aos meus filhos Ivan e Mauro.

Dedico-o também aos meus pais Domingos Francisco e Helena João, aos meus sobrinhos Heleninha, Joelma e Idelson, aos meus sogros, a todos meus primos, amigos e a família Francisco em geral:

Que o presente trabalho

Sirva de estímulo

Para que acreditem em si,

Encarem desafios e

Lutem pelos seus sonhos.

RESUMO

A diversidade da herpetofauna em Moçambique é sub-estimada por falta de dados. O objectivo deste estudo foi de avaliar a biodiversidade da herpetofauna e sua distribuição no Parque Nacional da Gorongosa. As espécies foram capturadas através da combinação de armadilhas de interceptação e queda e procuras sistemáticas em microhabitats ao longo de transectos. As buscas foram efectuadas por três pessoas com 204 horas de esforço de amostragem por pessoa. A composição das comunidades de anfíbios e répteis nos diferentes locais de amostragem foram comparados usando índices de diversidade e similaridade e, foi analisado o grau de proximidade das espécies em relação aos habitats. Foram identificadas 31 espécies de anfíbios pertencentes a 16 géneros e 11 famílias e; 42 espécies de répteis pertencentes a 32 géneros e 19 famílias. As famílias com maior número de espécies foram Hyperoliidae (rãs de bananeira e rãs de caniço) e Colubridae (serpentes típicas) representando 35% e 24% da riqueza de anfíbios e répteis identificados respectivamente. Os habitats com maior riqueza de espécies de anfíbios foram os pântanos e, em espécie de répteis foram as florestas. A maior diversidade de anfíbios foi verificada nos pântanos e lagoas, a de répteis foi em florestas. Não foi verificado o aninhamento, apenas o *turnover* entre os habitats. Quatro espécies de anfíbios identificados encontram-se em declínio a nível global e 60% de répteis não se encontra avaliada pela lista vermelha da União Internacional para a conservação da Natureza. Os resultados poderão ser usados como linha de base para a monitoria das comunidades da herpetofauna no Parque que servirá de referência para detectar o efeito das alterações naturais ou antropogénicas na composição das comunidades destes grupos taxonómicos nestas áreas.

Palavras - Chave: herpetofauna, anfíbios, répteis, riqueza, diversidade

ABSTRACT

The diversity of herpetofauna in Mozambique is under-estimated due to lack of data. The purpose of this study was to evaluate the biodiversity of the herpetofauna and its distribution in the Gorongosa National Park. The species were captured by combining two methods, pitfall traps and systematic searches in microhabitats along transects. The searches were carried out by three people with 204 hours sampling effort per person. The community composition of amphibians and reptiles in different sampling locations were compared using diversity index and similarity. 31 amphibian species were identified belonging to 16 genera and 11 families, and; 42 reptiles species belonging to 32 genera and 19 families. The families with the highest number of species were Hyperoliidae (banana reed frogs and toads) and Colubridae (typical snakes) representing 35% and 24% of the richness of amphibians and reptiles respectively. The habitats richest in species of amphibians form the marshes and reptiles were forests. The greatest diversity of amphibians was found in the marshes and ponds, the reptile was in the woods. There was not found nesting phenomenon, only the turnover between habitats. Four identified amphibians species are globally in decline and 60% of reptiles are not measured by the Red List of the International Union for Conservation of Nature. The results can be used as a baseline for monitoring the herpetofauna communities in the park to serve as a reference for detecting the effect of natural or anthropogenic or natural changes in the composition of the communities of these taxonomic groups in these areas.

Key-words: herpetofauna, amphibian, reptiles, richness, diversity

CAPÍTULO I

1. Introdução

Nas últimas décadas, problemas relacionados com a conservação do meio ambiente, tem sido alvo de discussões e pesquisas em todo mundo. Estimativas apontam taxas de extinção entre 100 a 1000 vezes superiores às taxas de referência no passado e, a gravidade do quadro demanda compreensão profunda dos factores causais do colapso recente (Machado; Cadermartoni e Barros, 2006). Todas as nações estão conscientes da urgente necessidade de medidas como educação ambiental e desenvolvimento sustentável para a garantia de sobrevivência das espécies em um futuro próximo no planeta (Silva, 2004).

A herpetofauna, composta por anfíbios e répteis, forma um grupo proeminente em quase todas as comunidades de fauna terrestre, devido à sua baixa mobilidade, pecilotermia, pele muito fina e vulnerável a desidratação em anfíbios, especificidade de habitat e por isso considerados modelos ideais para estudos sobre os efeitos de alterações ambientais na composição das comunidades de fauna (Filho e Carvalho, 2013).

Actualmente são conhecidas no mundo cerca de 5.000 espécies de anfíbios (Frost, 2004) mas, pouco mais de 200 ocorrem na região austral de África (Channing, 2001) e 8.000 espécies de répteis (Uetz e Chenna, 1995), das quais 480 ocorrem também na região austral de África (Branch, 1998). Muitas espécies endémicas de anfíbios estão em risco de extinção, sobretudo devido a destruição de habitats e mudanças nas formas de uso da terra e de recurso hídricos. (Channing, 2001). Os estudos de inventariação e distribuição da diversidade em comunidades da herpetofauna de uma área constituem um passo essencial para o conhecimento do seu património natural, fornecendo informações valiosas sobre a diversidade alfa, beta e gama de espécies, padrões de distribuição, variáveis ambientais que determinam esta mesma distribuição e situação actual em termos de número de espécies e abundância das suas populações (Silva, 2004).

A diversidade beta representa o grau de mudança da biota entre as comunidades heterogéneas (Baselga, 2010). Ela está baseada nas diferenças que podem ser quantificadas com base em índices ou coeficientes de similaridade, de dissimilaridade ou de distância entre as parcelas, a partir de dados qualitativos ou quantitativos (Magurran, 2004). A integração destes dados

com os das restantes comunidades faunísticas e florísticas permite identificar as zonas com maior diversidade específica e/ou com populações ameaçadas, contribuindo assim, para a priorização dessas áreas na alocação de esforços de conservação (Silva, 2004). Os inventários servem como base de referência para a monitoria das comunidades a longo prazo e permitem comparações futuras sobre as alterações dos habitats e os efeitos climáticos à escala global e/ou regional, permitindo verificar a regressão ou expansão das populações (Heyer, 1994). Permitem igualmente a avaliação do estado de conservação dos habitats da herpetofauna, bem como do impacto de determinadas acções humanas sobre o meio (Wake e Vredenburg, 2008).

Actualmente, os anfíbios e répteis são reconhecidos pela sua vulnerabilidade face a mudanças ambientais e destruição de habitats. Estes grupos taxonómicos não foram tratados com merecida atenção no passado, principalmente devido a falta de dados sobre sua história natural e informações ecológicas básicas tais como: diversidade, distribuição geográfica, endemismo e dinâmica das populações (Azevedo-Ramos e Gallatti, 2002).

Em seu nicho, dependendo da espécie, apresentam alta especificidade de habitat (Duellman; Trueb, 1994) e, um variável conjunto de tolerância as condições físicas do mesmo (Vitt *et al.*, 1990). A maioria delas estão associadas a vegetação emergente nas margens de pântanos, rios e lagos (Channing, 2001), rochas, em caves, cavernas, sobre troncos e ramos de árvores em savanas e florestas, onde buscam abrigo, refúgio e locais de reprodução. (Branch, 1998). Algumas espécies parecem se beneficiar da alteração da qualidade do habitats pela acção humana (Heyer, 1995) mas em outras, tem como respostas, a migração, a hibernação e ou morte das mesmas (Branch, 1998).

A tolerância de cada espécie em relação a variação da temperatura, gradiente de humidade, presença ou ausência de vegetação, perturbações antrópicas entre outras, combinados com a disponibilidade de energia, tem sido o factor ambiental mais importante para a determinação dos padrões de riqueza de espécies (Hawkins *et al.*, 2004) e, fornecem a melhor explicação possível para os gradientes de riqueza (Buckley e Jetz, 2008).

Neste estudo faz-se a avaliação da diversidade da herpetofauna no PNG visando constituir uma base de dados sobre a sua herpetofauna, sua distribuição, abundância e variáveis ambientais a ela associada dada a sua relevância para a conservação.

1.1. Justificação e Problema do Estudo

A herpetofauna apresenta alta especificidade de habitat por serem ectotérmicos. Possuem limitada capacidade de dispersão e vivem especialmente em florestas tropicais húmidas (Stebbin e Cohen, 1995). Sua dependência da água ou de micro-habitats húmidos para reprodução (Duellman, 1997), faz com que este grupo tenha distribuição mais restrita em relação aos outros vertebrados terrestres (Bucklend *et al.*, 2004). Podem habitar em ambientes aquáticos como rios, lagos, lagoas, pântanos e charcos e; habitats terrestres, nomeadamente, savanas densa, aberta, seca, húmida, matagal, campos de pastagens, áreas agrícolas, mata costeira, borda das florestas, florestas degradadas e jardins em regiões de baixa ou elevada altitude, variando de espécie (IUCN, 2006).

Os anfíbios são um grupo de animais normalmente considerados em programas de monitoria ambiental, que consistem em um processo sistemático de colecta e análise de dados ambientais, visando a avaliação qualitativa e quantitativa dos recursos naturais ao longo do tempo. Várias espécies de anfíbios possuem ampla distribuição e potencialmente podem servir como espécies chave para avaliar longas mudanças geográficas ou globais no ambiente. Estes programas permitem identificar tendências ou mudanças que possam ser associadas a modificações extrínsecas ao ambiente (Haddad, 1991). Este facto, está associado a sua pele nua e permeável que faz com que respondam prontamente as mudanças biofísicas do meio ambiente em que vivem com acções de ausência por fuga, hibernação ou simplesmente o seu desaparecimento por morte no local. Para além disso, anfíbios e répteis são importantes na cadeia alimentar por constituírem presas para algumas espécies e predadores para outras (Channing, 2001).

No Parque Nacional da Gorongosa (PNG), pesquisas em herpetofauna constituem um passo essencial para o conhecimento do seu património populacional representando uma ferramenta de controlo e avaliação do estado do meio ambiente. Estas contribuem para a detecção de impactos ambientais de curto e longo prazos resultantes de acções antrópicas cíclicas como queimadas descontroladas, poluição do ambiente aquático pela mineração artesanal e pesca por deposição de substâncias tóxicas directamente na água, entre outras, praticadas por alguns indivíduos residentes na zona tampão. Esta detecção torna-se fundamental na planificação de acções de manejo das áreas afectadas (Haddad, 1991).

Para tal, é fundamental que haja um ponto de referência segundo o qual, torna-se possível a comparação dos locais na escala do tempo face aos impactos quer naturais bem como os antropogénicos. Esta comparação permitirá inferir sobre o estágio de conservação destes locais em causa.

Até então, ainda não existem parâmetros de referência em relação a diversidade alfa e beta da herpetofauna no Parque Nacional da Gorongosa (PNG). Assim sendo, tornou-se necessária a realização deste estudo onde foi feito o levantamento das espécies nos seus diversos e potenciais habitats. Nesta pesquisa, a escolha recaiu sobre o Planalto de Cheringoma e Chitengo no interior do PNG, por serem áreas potencialmente ricas em diversidade e pouco exploradas cientificamente, sobretudo em pesquisas voltadas para a herpetofauna (PNG 2013). Por via disso pode-se questionar: “ *Como se encontra distribuída a diversidade alfa e beta da herpetofauna do Parque Nacional da Gorongosa* ”?

A base de dados resultante deste exercício constitui uma linha de base para comparação dos resultados com futuros levantamentos do género nas mesmas áreas. A contribuição desta pesquisa na gestão do PNG, é a produção de uma base de dados para monitorias sistemáticas da diversidade, abundância e distribuição da herpetofauna no parque e contribuir para o conhecimento da sua ecologia, especificamente na relação entre as espécies e o habitat.

1.2. Objectivos:

1.2.1. Objectivo Geral

- ❖ Avaliar a biodiversidade da fauna herpetológica e sua distribuição no Parque Nacional da Gorongosa

1.2.2. Objectivos específicos:

- ❖ Determinar a diversidade α e β de espécies de herpetofauna do Planalto de Cheringoma e Chitengo;
- ❖ Determinar a variação na diversidade α e β de espécies da herpetofauna entre locais de amostragem;
- ❖ Identificar as variáveis do habitat associadas a ocorrência das espécies de herpetofauna.

CAPÍTULO II

2.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.1. Classificação taxonómica e descrição das principais características das ordens da Classe Anfíbia e Reptília

2.1.1.1. Classe Anfíbia

2.1.1.1.1. Taxonomia

Reino: Animalia

Filo: Cordados

Classe: Anfíbia

Ordens: Anura, caudata e Gymnophiona

Fonte: Channing (2001)

2.1.1.1.2. Características gerais

Os anfíbios são vertebrados gnatóstômios, tetrápodes e ectotérmicos cujo corpo é revestido por uma pele nua, sem escamas ou outros anexos. Estão adaptados para viverem fora da água na fase adulta, porém, dependem da água para a reprodução (Orr, 1996).

2.1.1.1.3. Ordens da Classe Anfíbia

Actualmente são conhecidas no mundo 6.433 espécies de anfíbios, distribuídas em três ordens: Anura com 5.679 espécies de sapos, rãs e pererecas, Urodela ou Caudata com 580 espécies de salamandras e, Gymnophiona com 174 espécies de cobras-cegas ou cecílias (Frost, 2004).

2.1.1.1.3.1. Ordem Urodela ou Caudata

São caracterizados por serem alongados e apresentam cauda. Deste grupo, o mais conhecido é a salamandra (*Salamandra salamandra*) Channing, 2001). Habitam regiões de bosques, permanecendo escondidas principalmente sob rochas, tocas, por de baixo de pedras, de tronco de árvores ou de folhas, embora muitas espécies possuam vida aquática. Alimentam-se de minhocas, insectos e são predadas por aves, tartarugas, cobras, peixes e outros anfíbios. (Carroll, 2007).

2.1.1.1.3.2. Ordem Anura

Consiste em anfíbios desprovidos de cauda e inclui, sapos, rãs e pererecas. São os mais abundantes e diversos no mundo com exceção das regiões do Ártico e do Antártico. São conhecidas mais de 20 famílias de anuros das quais, 9 ocorrem na África Central e Austral, nomeadamente: Arthroleptidae, Bufonidae, Heleophrynidae, Hemisotidae, Hyperoliidae, Microhylidae, Pipidae, Ranidae, Rhacophoridae (Channing, 2001).

2.1.1.1.3.3. Ordem Gymnophiona

Representada pelas cobras-cegas e cecílias. São encontrados geralmente enterrados, em solos húmidos ou na água, se alimentando de animais subterrâneos e outros pequenos seres vivos. Estes animais, típicos de regiões tropicais, possuem corpo cilíndrico, alongado e com anéis, e se apresentam sem patas nem caudas.

Gymnophionas são muitas vezes confundidos com as vulgarmente conhecidas por cobras-de-duas-cabeças mas, estas, pertencentes à família dos anfisbenídae que são répteis dotados de escamas (Hickman et al. 2004).

2.1.1.1.4. Habitat e distribuição de anfíbios

O primeiro passo para entender os padrões de distribuição espacial e temporal em comunidades animais é a pesquisa das características do ambiente onde estas se encontram. As comunidades constituem o resultado de respostas específicas das espécies às características ambientais. As comunidades de espécies reflectem a correspondência de histórias de vida independentes no tempo e no espaço (Vonesh, 2001). As áreas florestais secundárias dentro de uma região possuem menor diversidade de espécies de anfíbios em relação a áreas florestais pouco perturbadas e, diferem de um modo geral, na composição e nos padrões de abundância relativa de espécies (Lieberman, 1986; Machado *et al.*, 1999, Neckel-Oliveira *et al.*, 2000). O tipo de cobertura vegetal e/ou o período desde a perturbação do ambiente são alguns dos factores apontados como possíveis responsáveis por estas diferenças na diversidade e composição de espécies entre estas áreas (Inger e Colwell, 1977; Heinen, 1992; Tocher, 1998).

A composição e estrutura das formações vegetais tem influência sobre a riqueza de espécies e abundância dos indivíduos. Alturas de graminal e arbustos compreendidas entre 1,5 a 3m, conferem boas condições de alimentação e abrigo as espécies da herpetofauna que aí

encontram alimento em quantidade e variedade (insectos e frutos) (Bernardes, 2012). A densidade compreendida entre 90 a 100% de cobertura confere-lhes melhor qualidade de habitat e torna-os preferenciais para a maioria de espécies de sapos e rãs e, para outras espécies a elas associadas (Heinen, 1992). As cavidades ou depressões existentes em florestas mais antigas, constituem micro-habitat indispensáveis para a herpetofauna terrestre, proporcionando-lhes locais de abrigo e de nidificação (Lieberman 1986). As grutas têm associada uma fauna herpetológica muito particular de hábitos terrestres, que as procura para criação, hibernação e repouso (Tocher, 1998).

Ainda não existe uma compreensão básica dos factores que controlam a distribuição geográfica e diversidade de anfíbios em ampla escala espacial mas, algumas características dos anfíbios mostraram que múltiplos factores parecem operar em conjunto, afectando a riqueza de espécies deste grupo em particular (Gascon, 1991).

A água é o factor mais importante no habitat de anfíbios devido à sua pele, altamente permeável e a necessidade de água para a reprodução para a maioria das espécies (Feder e Burggren, 1992). Por isso, sua distribuição é determinada pela distribuição da água na paisagem, associado ao factor temperatura (Buckley e Jetz, 2007). Estudos desenvolvidos em regiões com estações do ano bem definidas têm encontrado relação entre o número de espécies em actividade reprodutiva e a temperatura, por isso, é importante ressaltar que o número de espécies de anfíbios em actividade reprodutiva e a temperatura são correlacionados (Toledo *et al.*, 2003).

Os anfíbios vivem em habitats diversos, variando de espécie, desde ambientes terrestres, como savanas densa, aberta, seca, húmida, matagal, campos de pastagens, áreas agrícolas, mata costeira, borda da florestas, florestas degradadas até em jardins (IUCN, 2006). Algumas espécies vivem perto da água em áreas com vegetação densa e de baixa altitude, outras ocorrem em altitudes mais elevadas (Channing, 2001). Na região tropical do continente, ocorrem espécies cujo habitat primário são as florestas secas (Stewart 1967) mas, a maioria das espécies estão associadas a vegetação emergente nas margens de pântanos, rios e lagos (Channing, 2001). Os anfíbios são comuns em regiões temperadas húmidas, e em floresta tropical, sobre folhas de vegetação herbácea, arbórea e arbustiva e, sobre folhas secas (Toledo; Zina e Haddad, 2003). Cada espécie possui um conjunto de tolerâncias a condições físicas que determinam sua amplitude potencial na ausência de outros organismos ou barreiras para dispersar (Vitt *et al.*, 1990). A disponibilidade da água, os níveis de

perturbação das áreas florestais, o tipo de cobertura vegetal, a altura do graminal e a topografia do terreno bem como o perfil do solo constituem factores que fornece a melhor explicação possível para os gradientes de riqueza (Buckley e Jetz, 2008). Outros estudos referem a composição e alteração da paisagem como factores que influenciam na distribuição de anfíbios (Knutson *et al.*, 1999).

2.1.1.1.5. Comportamento e sazonalidade de anfíbios

A sazonalidade em anfíbios envolve a utilização distinta de habitats e sítios de vocalização, por período do ano (Gardner, 2007). A maioria das espécies está altamente reservada aos seus habitats habituais devido a sua limitada capacidade de tolerância da variação do ambiente e, podem passar a maior parte do seu tempo soterrados, o que os torna inacessíveis para biólogos (Bertoluci, 1998). As aventuras para fora do seu ambiente habitual são feitas durante a noite para tirar vantagem da frescura e da humidade. A maioria de espécies com hábitos terrestres e muitas espécies notáveis do deserto, hibernam para se protegerem da dissecação (Dyson *et al.*, 1992).

A distribuição de espécies de anuros é altamente afectada pela distribuição das chuvas (Aichinger, 1987). Isto deve-se ao facto de, a maior parte das espécies se reproduzir nesta época, por isso, a precipitação tem sido o principal indicador climático de aumento da sua actividade reprodutiva (Duellman, 1999). Esta época é a melhor para o censo de anfíbios porque eles se agregam em números maiores aos locais limitados de reprodução, tal como são as lagoas (Keynes, 1996 in Sutherland, 2005).

Estudos em andamento na floresta amazônica indicam que os fragmentos florestais são áreas de abrigo e alimentação para adultos e jovens de diversas espécies típicas de áreas abertas durante a estação seca prolongada em uma região (Silva; Rossa-Feres, 2007). A maioria se reproduz durante a noite, em locais húmidos, para evitarem o ressecamento de sua pele (Haddad e Prado, 2005) e, a tolerância diferenciada à temperatura e à chuva, determina variações nos períodos de actividade (variações temporais), segregando os anuros sazonalmente. A segregação espacial envolve a utilização distinta de habitats e sítios de vocalização para actividade de desova, estando intimamente relacionada aos modos reprodutivos de cada espécie (Duellman e Trueb, 1986).

2.1.1.1.6. Sensibilidade térmica e tolerância a poluição

Várias espécies de anfíbios possuem ampla distribuição e potencialmente podem servir como espécies chave para avaliar longas mudanças geográficas ou globais no ambiente. Outras espécies são especialistas de habitat ou têm distribuição restrita e, por isso, podem responder uma perturbação local (Heyer et al,1994). Apresentam forte sensibilidade a alterações de parâmetros físicos e químicos da água e várias espécies são também sensíveis a alterações na estrutura da vegetação nas vizinhanças dos corpos de água (Jim, 1980; Van Dame Buskens, 1993; Burkette Thompson, 1994; Watson et al., 1995).

No geral, as intervenções humanas levam a um empobrecimento da estrutura e da diversidade da vegetação (Liddle e Scorgie, 1980). Tal mudança também altera o habitat de diversas espécies de anfíbios, causando o desaparecimento de espécies especialistas em favor de generalistas (Van Rooy e Stumpel, 1995). As limitações fisiológicas peculiares dos anfíbios estão bem documentadas e sugerem forte sensibilidade a determinadas condições ambientais. Por exemplo, a riqueza de espécies de anfíbios aumenta dos pólos em direção à linha do equador, apresentando altas concentrações nas florestas tropicais húmidas (Feder e Burggren, 1992).

Alguns autores como Aichinger (1987); Dyson *et al.* (1992); Channing (2001); Feder e Burggren (1992) referem, a temperatura e a humidade como sendo as variáveis mais importantes na distribuição dos anfíbios (Brown e Shine, 2002). De acordo com a IUCN, (2006), as alterações no uso do solo, poluição da água por despejo de químicos a um nível mais local são factores que afectam de forma directa a população de anfíbios (Snodgrass *et al.*, 2000).

As rãs que permanentemente habitam os corpos de água tal como são os casos dos géneros *Xenopus*, *Afrana* e *Ptychadena* são capazes de viver em águas negras. As larvas de rãs de árvore tal como é o caso do género *Leptopelis* podem ser encontradas em água tão suja que poderia até ser descrita como lama (Channing, 2001).

2.1.1.1.7. Importância dos Anfíbios

Os anfíbios desempenham um importante papel na cadeia alimentar. Servem de alimento a peixes, mamíferos, aves e répteis e, auxiliam no controle de populações de insectos em ambientes como cidades, margem de rios, campos agrícolas e em matas. Os anfíbios da

Ordem anura, são animais que respondem prontamente a variações da qualidade do meio ambiente em que se encontram (Teixeira e Ribeiro, 2000). Os sapos e girinos constituem indicadores biológicos fundamentais sobre a saúde do meio ambiente e têm sido usados em ensaios para determinar a resistência de outras formas de vida existentes na água em relação ao despejo de poluentes. Por isso, são um grupo de animais normalmente considerados em programas de monitoria ambiental, que consistem em um processo sistemático de colecta e análise de dados ambientais, visando a avaliação qualitativa e quantitativa dos recursos naturais ao longo do tempo. Estes programas permitem identificar tendências ou mudanças que possam ser associadas a modificações extrínsecas ao ambiente. (Haddad, 1991). Algumas espécies de rãs são utilizadas como alimentos para o Homem (Channing, 2001).

2.1.1.1.8. Ameaça aos anfíbios

Dadas às características biológicas dos anfíbios, encontram-se em uma situação de declínio global e extinção (Wake, 1991; Bosch, 2003). O grande número de registos de declínios ao redor do planeta, inclusive em locais onde a influência directa do homem é pequena ou inexistente, tem levado os especialistas a considerar os anfíbios como verdadeiros testemunhos da actual crise da biodiversidade (Heyer, 1995; Carey *et al.*, 2001; Gardner, 2001 e Chapin *et al.*, 2000).

A destruição do habitat é a maior ameaça à diversidade de anfíbios (Channing, 2001). Contudo, há pouca informação a este respeito (Duellman, 1999b). Segundo Parsons (1983), a exposição de populações a condições ambientais extremas, mesmo que por curtos períodos durante a vida dos indivíduos, pode representar um importante factor modulador tanto da distribuição geográfica quanto da evolução de caracteres associados à habilidade de sobreviver sob condições de estresse ambiental.

Muitas espécies de Anfíbios, apresentam alta especificidade de habitat, especialmente as espécies de florestas húmidas, por serem mais sensíveis a mudanças ambientais por apresentarem ovos e larvas dependentes da água ou de ambientes muito húmidos, metamorfose, respiração cutânea e intensa troca de água com o ambiente (Duellman; Trueb, 1994; Marco, 2003). Em decorrência dessas peculiaridades, os anfíbios são muito vulneráveis às variações ambientais, como a destruição, fragmentação, alteração do habitat, mudanças climáticas, aumento da radiação ultravioleta, poluição industrial e por agrotóxicos, introdução

de espécies exóticas e doenças emergentes, como novos vírus e fungos específicos de anfíbios (Kiesecker e Blaustein, 1997).

As espécies encontradas em fragmentos de florestas apresentam padrões de divergência genética associados às necessidades ambientais e táxon-específicos. Tais diferenças interespecíficas na susceptibilidade ao desmatamento, demonstram que, enquanto a destruição do habitat é prejudicial para muitas espécies, para outras, pode não resultar em nenhum efeito ou até mesmo beneficiá-las (Carnaval, 2002).

A presença de estradas é considerada uma variável a ter em conta devido a verificação de uma elevada mortalidade por atropelamentos (Vos e Chardon, 1998).

2.1.1.1.9. Alimentação dos anuros

Os girinos se alimentam de plâncton e larvas de insectos, em outras são carnívoros, podendo mesmo consumir outros girinos Na fase adulta, que ocorre no ambiente terrestre, os anfíbios são carnívoros. Alimentam-se de minhocas, insectos, aranhas, e de outros vertebrados (Schiotz, A. 1999).

2.1.2. Classe Reptília

2.1.2.1. Taxonomia

Reino: Animalia

Filo: Cordados

Classe: Reptília

Ordens: Testudine, Squamata e Crocodília

2.1.2.2. Características gerais

Os répteis são o segundo maior grupo de tetrápodes actuais. A grande maioria das espécies pertence ao grupo dos squamata com 8.396 espécies, seguida pelos quelônios com 313 e os crocodilianos com 23 (Bencke *et al.*, 2009). Constituem um grupo de animais que possui em comum a pele seca, geralmente modificada em escamas ou placas e dependem de fontes externas de calor para regular a temperatura corporal (Zug *et al.*, 2001). Esse grupo inclui animais como lagartos, serpentes, anfisbênios, quelônios e crocodilos. Os estudos sobre

riqueza, composição e estruturação das comunidades são ainda escassos, não obstante muitos estudos em curso (Green *et al.*, 1997).

2.1.2.3. Ordem Testudine (quelónios)

São répteis com carapaça - cágados, tartarugas marinhas e tartarugas fluviais. Esta ordem é constituída por 6 famílias, nomeadamente: a família Testudinidae, Emydidae, Dermochelyidae, Cheloniidae, Trionychidae e Pelomedusidae (Branch, 1998).

2.1.2.3.1. Distribuição e habitat

Os quelónios são encontrados em quase todos os ambientes: aquático, marinho e terrestre em zonas tropicais e temperadas. Os cágados são comuns em ambientes florestais mas, as tartarugas vivem de preferência em habitats com disponibilidade de água, são comuns em extensas porções de água como em rios, lagos e lagoas e, requerem ambientes constantemente quentes (Jacobsen *et al.*, 2010). Os quelónios fluviais adultos são tímidos, raramente vistos e quando perturbados, escondem-se em lama mole (Loveridge, 1942).

2.1.2.4. Ordem Squamata

São reconhecidos três subordens: a Sáuria ou lacertília (lagartos), Ophidia ou Serpente e a subordem Amphisbaenia, sendo esta última a menos diversificada, e consiste em uma única família, a Amphisbaenidae (vermes-lagarto típicos). Na Subordem Serpente ou Ophidia tem-se 7 famílias nomeadamente, Typhlopidae (cobras cegas); Leptotyphlopidae (cobras do tópico); Boidae (giboia e pitões); Atractaspididae (cobras africanas escavadoras); Colubridae (cobras típicas); Elapidae (cobras e mambas) e; Viperidae (víboras). Tem-se também 7 famílias na subordem Sauria ou Lacertília: a Scincidae (lagartixas), a Guerrhossauridae (lagarto de placas e seus relativos), a Cordylidae (lagartos anelado e seus relativos), a Varanidae (monitor), a Agamidae (agama), a Chamaeleonidae (camaleão) e, a Gekkonidae (osgas) (Branch, 1998).

2.1.2.4.1. Distribuição e habitat

Os Squamata são distribuídos ao longo da região tropical e temperada do mundo, em todos os habitats (Gibbons *et al.*, 2000). Um dos principais factores determinantes na diversidade dos

Squamata na savana é a estratificação horizontal de habitats (Colli *et al.*, 2002). Habitam em condições que lhes sejam ótimas de temperatura dependendo de espécie, por isso, é possível identificar espécies associadas a pradaria, outras com distribuição mais ampla, algumas espécies associadas às áreas abertas, áreas florestais e por fim, um grupo de espécies com ampla distribuição, tanto em áreas abertas quanto em áreas florestais (Bérnils *et al.*, 2007).

A ausência de espécies arborícolas e de algumas terrestres nas áreas de floresta próximas aos corpos de água sugerem o aumento da taxa de predação, dificuldades para a termorregulação, perda de locais para abrigo e reprodução e, diminuição da oferta de alimento (Vitt *et al.*, 1998; 2001). Dentro das florestas, as clareiras e trilhas abertas favorecem a colonização por espécies de lagartos heliotérmicos que são potenciais competidoras e predadoras de algumas espécies de lagartos florestais (Sartorius *et al.*, 1999; Caldwell, 2001).

A estrutura da cobertura vegetal influencia a temperatura da água, a intensidade luminosa e a humidade próxima a superfície do solo (Felix *et al.*, 2004). Ambientes que sofreram alterações antrópicas são caracterizados por vegetação esparsa e estão sujeitas a maior exposição solar, menor humidade, e temperaturas mais elevadas quando comparados as áreas de floresta com vegetação alta, densa e dossel fechada (Crump, 1971; Colwell, 1977). As características particulares de cada ambiente em relação a estes factores, possivelmente determinam e limitam a distribuição das espécies presentes em algum habitat uma vez que diferentes espécies respondem de forma diferente as condições ambientais (Mesquita *et al.*, 2006). Os lagartos são encontrados normalmente em savana aberta, regiões, particularmente rochosas e áreas de matagal ribeirinho, deserto e floresta tropical densa. Broadley 1990; Downs e Wirminghaus, 1990).

2.1.2.5. Ordem Crocodíla

Seu representante é o crocodilo (*Crocodylus niloticus*). Os crocodilianos passam grande parte da vida submersos, mas gostam de se estender na areia em margens de rios para tomar o sol (Branch, 1998). Estes animais estão sempre associados aos corpos de água bem como a vegetação que ocupa as margens de rios, riachos, lagoas. Estudos demonstram uma relação entre os tipos de habitat utilizados e sua susceptibilidade a extinção, sendo que, a conservação dos ambientes aquáticos parece ser relativamente suficiente para a manutenção da espécie. No entanto, os impactos causados pelas alterações das condições naturais de bacias hidrográficas tais como a construção de represa em cursos de água, agricultura, actividade de

mineração em áreas de população de crocodilianos ainda é desconhecido (Magnusson, 1995) citado por (Villaça, 2004)

2.1.2.6. Comportamento sazonalidade e sensibilidade térmica dos répteis

Por serem ectotérmicos, os répteis são mais susceptíveis a comportamentos de exposição ao sol para se aquecerem em casos de temperaturas baixas ou de se abrigarem a sombra ou toca se ela aumentar. Assim sendo, movimentam-se entre o sol e a sombra, isto é, exigem áreas abertas para se exporem ao sol e obterem o calor, e também áreas mais vegetadas e solos de fácil escavação para abrigo e protecção, embora varie entre as espécies (Kirby, 2001). A maioria dos répteis é especialista em habitats, ou seja, só consegue sobreviver em um ou em poucos ambientes distintos. Certas espécies de lagartos, utilizam áreas florestais com clareiras para termorregular, pois, a temperatura e a humidade relativa do ar juntamente com a radiação solar, ajudam a regular as actividades dos répteis (Cunha e Nascimento, 1993). A grande maioria das espécies de lagartos e serpentes das florestas tropicais não consegue sobreviver em ambientes alterados, como pastos, plantações de diversos tipos e até de florestas monoespecíficas para extracção de madeira e celulose, como eucaliptais e pinheirais (Marques *et al.*, 2004)

Os répteis fogem e escondem-se rapidamente, perante sinais de presença estranha dificultando a sua observação de muitos membros de uma população. Assim sendo, muitas informações a respeito de um animal são muitas vezes obtidas de um animal capturado, daí o fundamento do armadilhamento em pesquisas da herpetofauna (Shine, 2006). Dependendo de espécie, os répteis apresentam diversas adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais combinadas com a grande diversidade de modos reprodutivos o que favorece a sua ocorrência em diversos tipos de ambientes (Duellman, 1988).

2.1.2.7. Alimentação dos Répteis

Os répteis consomem alimentação diversa podendo ser herbívoros e ou carnívoro. Algumas espécies carnívoras consomem, pequenos invertebrados como insectos, formigas, besouros, centopéias, gafanhotos, lagartos, cupins e aranhas (Branch, 1998). As serpentes por exemplo, dependendo do seu tamanho, são predadores de insectos e pequenos invertebrados. Algumas, alimentam-se principalmente de roedores como o ratos e também são predadores de aves, morcegos, lagartos, peixes e rãs (Broadley 1977). Algumas espécies de répteis constituem presas de outros animais, tais como, lagartos, certo tipo de aranhas, aves de rapina como a

coruja e águia, mamíferos carnívoros e serpentes de tamanho maior e, principalmente víboras (IUCN, 2006).

Uma boa parte de répteis é constituída por predadores, muitas vezes de topo de cadeia trófica. Os crocodilos e boa parte das serpentes são bons exemplos. Outros répteis como as anfisbenas, a maioria dos lagartos, algumas cobras e algumas tartarugas são consumidores secundários, alimentando-se principalmente de insectos. Entre os herbívoros, existem alguns lagartos e tartarugas que funcionam como consumidores primários nas cadeias tróficas. Além das espécies folívoras, vários outros lagartos consomem frutos e podem actuar como dispersores para várias espécies de plantas.

2.1.2.8. Importância dos Répteis

Por ocorrerem muitas vezes em densidades relativamente altas, esses animais possuem papel de grande importância no funcionamento dos ecossistemas (Pritchard e Trebbau, 1984).

Além da importância ecológica tratada acima, várias espécies de répteis possuem também importância socioeconómica, especialmente alguns quelônios, por servir de alimento a populações humanas, e as serpentes venenosas, cujos venenos dão origem a medicamentos anti-hipertensivos, analgésico utilizados amplamente no mundo. Por isso, a conservação das serpentes venenosas preservará também o potencial farmacêutico e socioeconómico de seus venenos (Bellinghini, 2004).

2.1.2.9. Ameaça aos répteis

Diversas populações de répteis estão em declínio no mundo como resultado das diversas alterações ambientais causadas pelo homem (Branch, 1998). Estudos recentes mostram que actualmente as principais ameaças aos répteis são a destruição, degradação e fragmentação de habitats, exploração directa (caça comercial e caça de subsistência), introdução de espécies exóticas, poluição e doenças (Gibbons *et al.*, 2000). Nesta situação encontram-se os lagartos e as serpentes que ocorrem em ilhas onde continua havendo destruição de habitats (Rocha, 1998), Alguns répteis aquáticos encontram-se ameaçados devido a super exploração, biopirataria e poluição da água, tal como se sucede com as tartarugas e cágados (Souza; Abe, 1997).

A conservação das espécies em floresta tropical depende, da preservação da heterogeneidade de habitats e micro-habitats, pois, as áreas desmatadas sofrem o efeito de borda, caracterizado por mudanças abióticas (exposição a ventos, altas temperaturas e baixa humidade), biológicas directas (mudanças na abundância e distribuição de espécies causadas directamente por variações nas condições físicas das bordas) e biológicas indirectas (que envolvem mudanças nas interacções ecológicas entre as espécies) (Murcia, 1995).

2.1.3. Diversidade da herpetofauna na região e em Moçambique

A herpetofauna de Moçambique é ainda pouco conhecida, especialmente quando comparada com o resto da África Austral (Channing, 2001). Além disso, alguns registos iniciais têm sido descartados em colecções de museus e, a maioria dos registos recentes, muitas vezes são caracterizados por colecta esporádica ou oportunista. Como resultado há um vazio no nosso conhecimento, o que também dificulta a interpretação da distribuição das espécies e até mesmo a taxonomia de algumas delas (Broadley 1990, 1992).

A primeira revisão sobre o conhecimento da herpetofauna em Moçambique foi realizada em 2005. Nesta revisão, foram registadas 3470 espécies de vertebrados das quais 280 (8%) e 84 (2.4%) foram répteis e anfíbios respectivamente, (Schneider *et al.*, 2005).

Deste registo, 503 espécies de vertebrados foram consideradas ameaçadas de extinção e protegidas pela legislação nacional e internacional e nesta situação constam 11.8% de répteis e 3.8% de anfíbios. Deste estudo, 234 espécies de vertebrados foram classificadas como sendo endémicas ou quase endémicas das quais, 32,5 eram répteis e 2.4 eram anfíbios. Foram introduzidas 20 (0.6%) espécies de vertebrados no território nacional e destas, 0.4% foram répteis e foram introduzidas 20 espécies (0.6%) de vertebrados no território nacional das quais 0.4% foram répteis (Schneider et al. 2005)

Na Península de São Sebastião no Arquipélago de Bazaruto foram identificadas 78 espécies da herpetofauna das quais, 7 espécies de quelónios, 22 de lagartos, 2 Anfisbanios, 26 espécies de cobras, uma espécie de crocodilo e 20 de Anuros. Deste número, três espécies e três subespécies, são endémicas do arquipélago. Estas endemias foram consideradas surpreendentes pelo pesquisador, devido à visão que tinha na altura, que considerava que o

isolamento da ilha em relação ao continente era demasiado curto para permitir a ocorrência da especiação (Jacobsen 2010).

2.1.4. Riqueza de espécies

A forma mais directa e comum de se medir diversidade é usar a riqueza de espécies, que consiste no número de espécies que se tem numa determinada comunidade ou área de interesse (Peet, 2000). Para se ter certeza da riqueza de espécies numa área, deveria se identificar todos os indivíduos, o que se torna impossível em comunidades com grande quantidade de indivíduos. Um outro problema é que comunidades não são unidades fechadas, mas abertas ao fluxo de entrada e saída de migrantes. (Branch, 1998).Isto faz com que, mesmo após anos de estudos intensivos, inventários revelem a existência de espécies não encontradas anteriormente (Novotny *et al.*, 2007).

Entretanto, espécies típicas de savanas e de paisagens abertas (por exemplo, que se reproduzem em corpos de água em áreas de pastagem, também dependem da preservação de remanescentes florestais (Silva e Rossa-Feres, 2007).

Assim, a conservação de espécies de áreas abertas também depende da preservação da heterogeneidade da paisagem regional e da manutenção de áreas vitais mínimas para essas espécies, que realizam grandes deslocamentos para alcançar as poças onde se reproduzem e precisam dos remanescentes florestais para sobreviver à pronunciada estação seca que caracteriza muitas das formações vegetais em florestas tropicais. Portanto, a conservação dos anfíbios envolve, antes de tudo, a conservação da paisagem regional, respeitando as especificidades das espécies das comunidades associadas a cada formação vegetal (Haddad *et al.*, 2008).

2.1.5. Categorias e índices de diversidade

Whittaker (1972) reconheceu três escalas de diversidade, nomeadamente, a diversidade Alfa (α), a diversidade Beta (β) e a diversidade Gama (γ).

2.1.5.1. Diversidade Alfa (α)

A diversidade alfa (α) é a diversidade local, isto é, correspondente ao número de espécies numa pequena área de habitat homogéneo. Está relacionada aos componentes de riqueza específica, grau de concentração de dominância nas espécies mais abundantes e equitabilidade geral da distribuição de abundância (Martins e Santos, 2004). Esse tipo de

diversidade é sensível a como se delimitam os habitats e a intensidade da amostragem (Baselga, 2010).

Para Hawkins; Porter e Diniz-Filho (2003), os índices de diversidade dão informação sobre a composição das populações de que derivam as amostras analisadas. As variações desses índices para várias amostras da mesma população, ao longo do tempo, dão indicações de alterações na composição da população. Por outro lado, a comparação dos valores do mesmo índice para populações existentes em distintas áreas geográficas permite averiguar como os factores ambientais influenciam na composição das populações. Têm sido propostos muitos índices de diversidade biológica, alguns dos quais incorporam tanto o conceito de riqueza em espécies como o índice de homogeneidade na sua definição (Hawkins *et al.*, 2003).

2.1.5.1.1. Índice de Shannon Wiener (H')

É um índice de diversidade não-paramétrico (ou de heterogeneidade) tal como são os índices de Simpson e o índice de Brillouin. Em programas de monitoria, é usado para medir as alterações no número e abundância de espécies (Ramos, 2007). O índice de Shannon Wiener, a semelhança do índice de Simpson, destaca-se pelo amplo uso visto que satisfazem 5 dos 6 critérios usados para medição da biodiversidade, isto é os critérios 1, 3,4,5 e 6 (Buckland 2004), nomeadamente:

1. Para um sistema que tem um número constante de espécies, abundância global e similaridade de espécies, mas com abundância variada de espécies individuais, o índice não deverá revelar nenhuma tendência;
3. Quando a similaridade de espécies estiver a diminuir, mas o número de espécies e abundância global for constante, o índice deverá diminuir;
4. Quando o número de espécies estiver a diminuir, mas abundância global e a similaridade de espécies forem constantes, o índice deverá diminuir;
5. Um índice deve ter um estimador cujo valor esperado não deve ser uma função de tamanho de amostra;
6. Um estimador do índice deve ter boa e mensurável precisão.

É dado pela fórmula:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Fórmula 1. *Índice de diversidade de Shannon Wiener*

Onde:

p_i = abundância relativa (proporção) da espécie i na amostra

n_i = número de indivíduos da espécie i

N = Número de indivíduos total da amostra.

$p_i = n_i/N$

O índice de Shannon é máximo quando $p_i = 1/s$, isto é, quando todas as espécies estão representadas por igual número de indivíduos na amostra, sendo então $H'_{\max} = \log bs$. O valor mínimo do índice de Shannon corresponderia ao caso em que s fosse representada por um único indivíduo e uma das espécies por todos os restantes indivíduos. Neste caso a probabilidade de captura de um membro da espécie dominante seria próxima de 1 e a probabilidade de captura de membros das outras espécies seria próxima de 0. Conclui-se portanto que o valor do índice está compreendido entre 0 e $\log sb$ - geralmente os valores estão entre 1,5 e 3,5 (raramente acima de 5,0) (Macedo, 1999).

Onde:

S – Número de espécies; b – Número de indivíduos na amostra

2.1.5.1.1.1. Vantagens do índice de diversidade de Shannon Wiener

- Índice mais utilizado na literatura; É sensível a espécies raras e; É sensível a variações nas abundâncias (Smith & Grassle 1977) e (Buckland 2004), Assim sendo, pode-se colectar pouco em cada comunidade a ser comparada e podemos comparar directamente comunidades estudadas com diferentes esforços amostrais (Lloyd et al. 1968, Pielou 1975, Magurran 2004).

2.1.5.1.1.2. Desvantagens

- ❖ O Índice de Shannon, possui unidades que variam conforme a base logarítmica usada, *bits*, *nats* ou *decits* para bases 2, neperiana e 10, respectivamente. No contexto biológico, é difícil interpretar o que é um *bit*, *nat* ou *decit* (Hurlbert 1971).
- ❖ O Seu emprego muitas vezes é restrito a situações comparativas (Peet 1974, Jost 2007).
- ❖ Assume que os indivíduos são amostrados de uma comunidade infinitamente grande e que, todas as espécies estão representadas na amostra. O não preenchimento desses pressupostos pode causar tendência (viés) no uso do índice (Pielou 1975).
- ❖ Lande (1996) ressalta que devido ao desconhecimento da riqueza da comunidade não existe um estimador não tendencioso para esse índice.
- ❖ É de difícil interpretação, uma vez que mistura duas medidas, equitabilidade e riqueza (Magurran 2004).

2.1.5.2. Diversidade beta ou beta diversidade

A diversidade beta (β), num primeiro ponto de vista, é definida como sendo o grau da mudança na composição da comunidade entre locais. É a diversidade entre habitat, que se revela pela heterogeneidade da estrutura da comunidade (Whittaker, 1972). A heterogeneidade pode reflectir-se em dois aspectos principais: a composição das associações de espécies e a proporção entre as abundâncias das diferentes espécies. (Baselga, 2010).

Um segundo ponto de vista em relação a diversidade beta, é considera-lo como uma medida da similaridade entre locais (Koleff *et al.*, 2003). As dissimilaridades na composição de espécies entre duas ou mais áreas são conhecidas como diversidade beta, reflectindo as diferenças de composição em escala de paisagem ou de habitat (Whittaker *et al.*, 2001). A heterogeneidade ambiental é, comumente, o factor mais amplamente associado à determinação da diversidade beta e é essencial para a compreensão e monitoramento de alterações na biota resultantes de fenómenos naturais e/ou antrópicos e, crucial para a proposição de medidas de conservação da biodiversidade (Moreno e Halffter, 2001).

Ambientes heterogéneos podem apresentar diferentes padrões de distribuição espacial. Possíveis explicações para tal heterogeneidade são a dificuldade de dispersão dos organismos e autocorrelação espacial de características ambientais (Harrison *et al.*, 1992). A variação de

comunidades em paisagens ou regiões geográficas pode ser usada para inferir a diversidade beta, por meio da composição de espécies entre as comunidades, heterogeneidade espacial entre e dentro das comunidades, bem como o grau de similaridade ecológica entre as espécies (Baselga, 2008).

Através da compreensão desses padrões é possível uma avaliação de como a diversidade é mantida. Este entendimento é crucial para o planejamento de medidas de conservação da biodiversidade (Balvanera *et al.*, 2002; Juen e De Marco, 2011). Estas abordagens a respeito da diversidade beta, foram recentemente designadas de *diversidade proporcional* e *diferenciação de diversidade*, respectivamente (Jurasinski *et al.*, 2009). A beta diversidade pode reflectir dois diferentes fenómenos: o aninhamento e o *turnover* (substituição) (Harrison *et al.*, 1992; Baselga *et al.*, 2007). O aninhamento de assembléias de espécies ocorre quando a biota de locais com menor número de espécies é representado pelo subconjunto da biota nos locais mais ricos (Wright e Reeves, 1992; Ulrich e Gotelli, 2007). Isto reflecte um processo não aleatório de perda de espécies como consequência de qualquer factor que promove a desagregação ordenada das assembléias (Gaston e Blackburn, 2000). O *turnover* significa a substituição de algumas espécies por outras e é, por um lado, resultado dum triagem ambiental ou espacial e, por outro, pode ser consequência das alterações ao longo da escala do tempo (Qian *et al.*, 2005).

Ressalte-se que embora muitas configurações da matriz são possíveis, todas as situações em que as comunidades não são idênticas podem ser descritas com apenas estes dois padrões principais (aninhamento e o *turnover*) ou combinações de ambos, já que apenas os processos necessários para gerar todos os possíveis padrões são substituição de espécies e perda ou ganho de espécies (Almeida-Neto; Guimarães; Loyola e Ulrich, 2008).

2.1.5.2.1. Índice de similaridade

A diversidade beta ou entre habitats representa o grau de mudança de espécies, bem como a mudança biótica por meio de gradientes ambientais (Magurran, 2004). Ela está baseada em proporções ou diferenças, que podem ser quantificadas com base em índices ou coeficientes de similaridade, de dissimilaridade ou de distância entre as parcelas, a partir de dados qualitativos ou quantitativos, assim como pelos índices de diversidade beta. Esses índices estão desenhados para serem iguais a 1 em casos de similaridade completa (quando as duas

séries de espécies são idênticas), e igual a zero se as parcelas são dissimilares e não têm espécies em comum. O sistema mais fácil para medir a diversidade beta entre pares de localidades é mediante o uso dos coeficientes de similaridade. Os mais utilizados são os índices de Jaccard e Sorensen (Magurran, 2004).

2.1.5.2.1.1. Índice de Similaridade de Jaccard

O Índice de Similaridade de Jaccard ou Coeficiente de Jaccard (S_j), indica a proporção de espécies que é compartilhada pelas comunidades bióticas. Toma em conta a relação existente entre o número de espécies comuns e o número total de espécies encontradas quando se comparam duas amostras (Muller-Dombois e Ellenberg, 1974). É calculado através da fórmula 2 abaixo:

$$S_j = \frac{a}{a + b + c}$$

Fórmula 2. *Índice de similaridade de Jaccard*

Onde:

a= Número de espécies comuns as duas áreas

b=Número de espécies encontradas na amostra “A” e não na amostra “B”

c= Número de espécies encontradas na amostra “B” e não na amostra “A”

Sendo que:

- ❖ Quando todas as espécies são comuns, “A” e “B”, $S_j = 1$;
- ❖ Quando não existem espécies comuns, “A” e “B”, $S_j = 0$.

Os valores dos índices de similaridade, em geral, variam de zero (quando nenhuma espécie é comum as duas comunidades) a um (quando todas espécies são encontradas em ambas comunidades). Quando $0.5 < CCJ < 1$ as comunidades são semelhantes, ou seja, um elevado número de espécies é encontrado em ambas comunidades (Barbour; Loveridge, 1987).

Entretanto, o coeficiente de Jaccard raramente atinge valores acima de 0.6 (60 %) em uma comunidade. Por isso, comunidades que apresentem valores de semelhança em torno de 0.25 (25 %) são comumente consideradas similares (Mueller- Dombois e Elleberg, 1974).

2.1.5.3. Diversidade gama (γ)

A diversidade gama (γ) é a diversidade regional, relacionada com o número total de espécies observado em todos os habitats dentro de uma área geográfica, que não inclui fronteiras

significativas para a dispersão de organismos, (Whittaker, 1972). Esta divisão da diversidade é importante para a compreensão da contribuição dos processos de larga escala na diversidade local, pois isto explica a conexão entre as riquezas de espécies local e regional. A diversidade Gama abrange grandes áreas de ecossistemas e sua caracterização depende também da diversidade de relevos, solos e fitofisionomias em um território (Harrison; Ross; e Lawton, 1992)

2.7. Hipóteses

- ❖ A diversidade alfa de anfíbios é maior em habitats pantanosos e lacustres se comparado com os florestados e ribeirinhos;
- ❖ A diversidade alfa de répteis é maior em habitats florestados do que em habitats húmidos e alagados;
- ❖ A diversidade beta é maior entre os pares habitats pantanosos e lacustres para anfíbios e é menor entre estes e os florestados para os répteis;
- ❖ A altura do graminal, a percentagem de cobertura, o grau de humidade e o perfil do solo exercem influência para a presença das espécies nos habitats.

CAPÍTULO III

3.1. LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional da Gorongosa localiza-se no centro de Moçambique, estende-se entre as latitudes. $-18^{\circ} 69' S$ e $-18^{\circ} 41' S$ e longitudes $34^{\circ} 18' E$ e $34^{\circ} 31' E$ a norte da província de Sofala (PNG, 2014). O PNG estende-se pelos distritos de Gorongosa, Muanza, Cheringoma, Maringue, Nhamatanda e Dondo no sudeste do grande complexo do vale de Rift (Stalmans e Beilfuss, 2008).

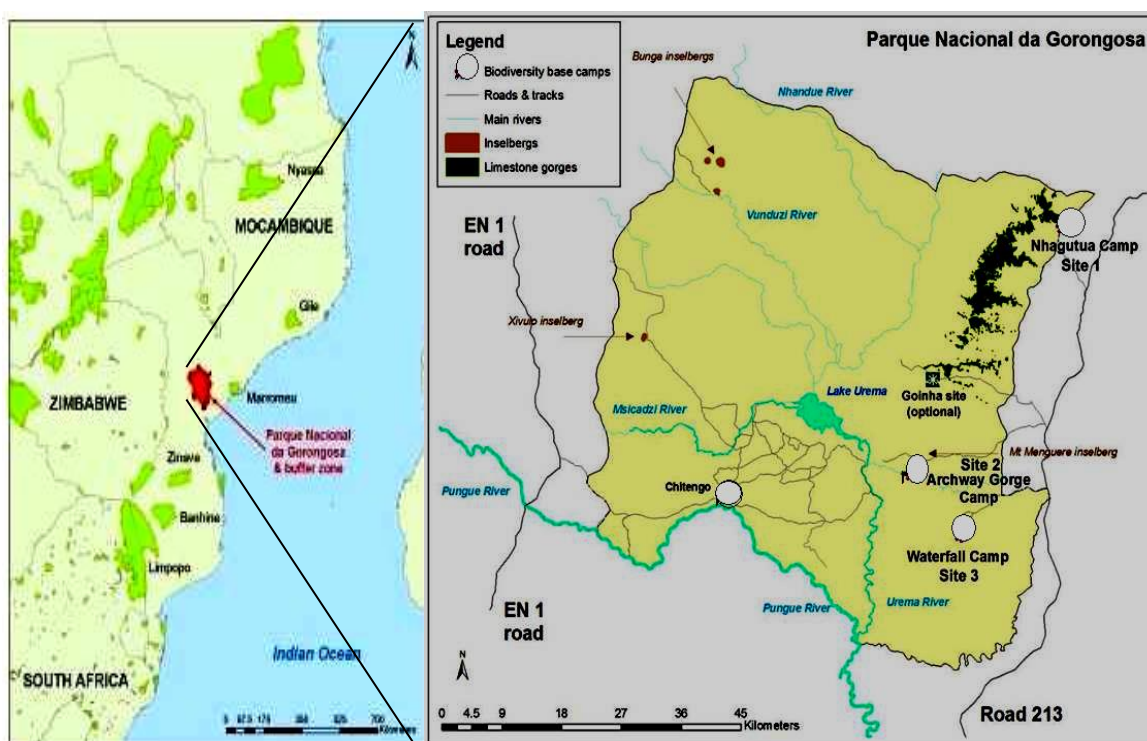


Figura 1: Localização da área de estudo

Fonte: *Editado de PNG (2013)*

3.2. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O PNG é uma das áreas de conservação mais importantes do país devido a seu valor histórico, social e político (PNG 2011). Foi proclamado em 1960 pelo Decreto-lei nº 1993, de 23 de Julho, e actualmente, com a inclusão da Serra da Gorongosa, tem uma extensão de 4087Km^2 quando incluída a zona tampão (BR, I série, 3o Suplemento, decreto número 78/10 de 31/12/10 pp 336). O estudo teve lugar em duas das quatro regiões ecológicas do PNG, nomeadamente, região do Planalto de Cheringoma e região do Vale do Rift.

3.2.1. Região do Planalto de Cheringoma

O Planalto de Cheringoma contém quatro das 15 paisagens identificadas em toda a extensão do PNG. Ocupa parte dos distritos de Cheringoma e Muanza. Faz o limite oriental do Vale do Rift, que se eleva acima das planícies centrais, numa elevação de cerca de 300m acima do nível do mar (Stalmans e Beilfuss, 2008). É composto principalmente de calcário e, na sua parte norte, milhões de anos de acção da água esculpiram depressões, grutas e cavernas profundas. As quatro paisagens desta região compreendem: Cheringoma Plateu Seaward slop landscape (paisagem de declive voltada ao mar), Cheringoma Plateu Calcareous Sandstone Riftward Slopes Landscape (paisagem em área de brecha, de arenito calcário e declive), Cheringoma Plateu Argillaceous Sandstone Riftward Slopes Landscape (paisagem de arenito argiloso em área de brecha e declive) e Cheringoma Plateu Limestone gorge landscape (paisagem em área de pedra calcária e gruta). A vegetação é dominada por florestas de miombo fechadas, que ocupam de forma contínua toda a região central do planalto e, caracteriza-se pela predominância das espécies arbóreas *Brachystegia longifolia*, *Julbernardia globiflora*, *Combretum* sp., *Terminalia sericea*, *Strychnos* sp., *Sclerocarya birrea*, *Androstachys johnstonii* e pradaria em zonas baixas.

3.2.2. Região do Vale do Rift (Chitengo)

O Vale do Rift ocupa a região central do PNG. É constituída por quatro paisagens, nomeadamente: (Paisagem aluvial do vale do Rift); paisagem fluvial e planície de inundações do vale do Rift; paisagem coluvial do vale do Rift e paisagem do lago Urema (Stalmans e Beilfuss, 2008).

As espécies vegetais mais comuns são: a *Acacia xanthophloea* e *Combretum* sp. em floresta aberta e fechada de diferentes portes, palmeiras, floresta de *Faidherbia albida* contendo graminal e, ao longo das margens de água aberta, é possível observar tapetes flutuantes do jacinto de água estrangeiro, a *Eichornia crassipes*.

3.2.1. Clima e hidrologia

O clima da região da Gorongosa é subtropical seco, com duas estações bem definidas, a estação chuvosa que vai de Dezembro a Março e a estação seca que vai de Maio a Outubro (Mafalacusser e Marques, 1999). A temperatura anual varia de 20°C a 35°C, a distribuição das chuvas é desigual ao longo do ano, cerca de 57 a 73% da precipitação anual ocorre no período de Dezembro de um ano a Março do ano seguinte e, varia de 840mm à 2.000mm (Stalmans e Beilfuss, 2008). O mês de Abril é considerado o mês de transição entre os períodos chuvoso e seco e, o mês de Novembro, marca a transição entre o período seco e

chuvoso. Os meses de Janeiro e Fevereiro são os mais chuvosos, pois registam cerca de 42% da precipitação anual (Mafalacusser e Marques, 1999).

A humidade relativa média varia ao longo do ano, sendo que entre os meses de Dezembro a Março os valores mais altos estão próximos dos 80%, e os valores mais baixos são inferiores a 62% entre os meses de Agosto e Outubro. A temperatura média do ar é de 24,2°C. A média anual dos valores máximos para a estação de referência é de 30°C, enquanto que, dos valores mínimos, é de 17,7°C, com os valores mensais mais elevados nos meses de Fevereiro a Março (PNG, 2011).

A região de Cheringoma é servida por duas principais bacias hidrográficas, a do Zambeze e a do Nhandugue subdivididas em bacias secundárias, nomeadamente, a do rio Zuni, do rio Chineziua, Sambazo, Corone, e seus afluentes: Mueredze, Mussambizi, Mussapassua, Nhagutua e outros localizados a oeste da estrada regional 282 que escoam suas águas para o sistema flúvio lacustre do Urema. As pradarias, locais em áreas baixas, onde as águas de inundação permanecem períodos relativamente mais longos funcionam como esponjas, que drenam lentamente águas para realimentação dos rios (Ferro e Bouman, 1987).

A bacia do Rio Nhandugue é a mais importante durante a época chuvosa e contribui para as inundações sazonais da planície do Lago Urema. Os rios que nascem no Planalto de Cheringoma, bem como os Rios Vunduzi, Mucodza, Nhandugue no oeste do PNG infiltram no lençol freático nas suas passagens ao longo do Vale do Rift (PNG, 2011).

A combinação e correlação dos diferentes elementos físicos naturais, com maior destaque para geologia, geomorfologia, clima e hidrografia, com ocorrência frequente no distrito resultou em diferentes tipos de solos, nomeadamente, solos aluvionares, solos litólicos pouco evoluídos, bem como, vertissolos de origem calcária, conforme classificação moçambicana de solos (Gouveia e Marques, 1973)

3.2.1. População e actividades económicas

Estima-se que mais de 5.000 habitantes vivem no interior do PNG, distribuídos em 5 aldeias e, 235.000 habitantes vivem a seu redor (PNG, 2011).

A maioria apresenta condições vulneráveis de vida, trabalho e educação/formação, apresentando altos índices de analfabetismo e fraca condição socio-económica (Leonard, 1992).

Dessa forma, os recursos naturais locais constituem a única alternativa do sustento para a população local, havendo uma elevada pressão sobre estes. Destacam-se o abate de árvores para a produção de carvão vegetal para atender a demanda das cidades de Dondo e Beira; a

actividade de exploração madeireira por operadores do ramo e a aplicação da técnica de queimadas descontroladas de forma sistemática para vários fins (Pacheco; Rabelo e Da Silva, 2012). As comunidades recorrem as queimadas descontroladas para a preparação dos campos agrícolas; abertura de acessos, aumento da visibilidade da mata na condição de impenetrabilidade, para caça de animais bravios de pequeno porte, colheita de mel, controle de espécies vegetais indesejáveis e controle de pragas e doenças sobre os campos de produção agrícola visto que, para estes, o fogo apresenta resultados rápidos e de baixo custo (MICOA, 2007).

Por outro lado, de acordo com os fiscais do parque, a população do distrito lava a sua roupa nos cursos de água depositando frequentemente resíduos químicos presentes em detergentes. Adicionalmente, uma das formas mais usadas para a captura do pescado é a deposição de uma substância química tóxica de fabrico caseiro que, logo após a sua deposição, provoca a morte em massa dos peixes e outros pequenos animais na área de deposição. Estas atitudes, concorrem para a degradação dos potenciais habitats e extinção de espécies de anfíbios.

3.2.1. Fauna

O Moçambique alberga uma das maiores diversidades faunística de África sendo, 1.000 espécies de invertebrados, 10 espécies de peixes na Serra da Gorongosa, 11 espécies de peixes no Lago Urema, 35 espécies de anfíbios, 34 espécies de répteis, 398 espécies de aves e 21 espécies de mamíferos (Schneider *et al.*, 2005).

Antes da guerra civil o PNG albergava uma grande diversidade de fauna com maior atracção turística. Contudo, a guerra civil e a pressão humana através da caça furtiva sobre a fauna levou ao declínio de mais de 90% de populações de mamíferos de grande porte, incluindo elefantes (*Loxodonta africana*), hipopótamos (*Hipopotamus amphibius*), búfalos (*Syncerus caffer*), zebras (*Equus quagga*) e leões (*Panthera leo*) (PNG, 2011). Quando a paz retornou ao país em 1992, a gestão do parque começou a ser restabelecida em 1995 com um programa de restauração ecológica, o qual inclui reintroduções de animais bravios e reforço na capacidade de fiscalização. Os efectivos das espécies de mamíferos de médio e grande porte aumentaram nos últimos 17 anos (PNG, 2011). Contudo, a diversidade e abundância de répteis e anfíbios pode não ter sido afectada pela pressão da caça furtiva devido ao relativamente baixo valor social e económico destes grupos taxonómicos para as comunidades locais.

CAPÍTULO IV

4.0. METODOLOGIA

4.1. Seleção dos Locais de Amostragem do Estudo

De acordo com o reconhecimento prévio, realizado por uma equipe multidisciplinar de cientistas do PNG, no Planalto de Cheringoma foram seleccionados diferentes locais constituídos por vários tipos de vegetação e corpos de água por forma a garantir uma amostra representativa de potenciais macro-habitats para répteis e anfíbios. Com base neste reconhecimento prévio da área e na revisão bibliográfica sobre as características particulares da área, o planalto de Cheringoma e o Vale do rift foram subdivididos em seguintes locais de amostragem:

Tabela 1: *Subdivisão da área de estudo*

Locais de Amostragem (LA)	Coordenadas		Potenciais habitats para herpetofauna
	Longitude	Latitude	
LA -1 Kondue	34.81474	-18.64366	Floresta densa de Kondue (FDK) Floresta Densa do rio Nhagutua (FDRN) Pântano (P) Lagoa (L)
LA -2 Mweredzi	34.61005	-18.95404	Floresta Densa de Mweredzi (FDMw) Floresta Densa ribeirinha de Mweredzi (FDRMw) Pântano (P) Lagoa (L)
LA -3 Mussambizi	34.67635	-19.03087	Floresta Densa de Mussambizi (FDMu) Floresta densa do Rio Mussambizi (FDRMu) Pântano (P) Lagoa (L)
LA -4 Chitengo	34.30687	-18.99521	Floresta aberta de Chitengo (FAC) Lagoa (L)

Fonte: PNG (2013)

4.2. Descrição dos Principais Tipos de Habitat nos Locais de Amostragem

4.2.1. Habitats florestados

Os habitats florestados, de forma geral, foram constituídos por vegetação dominada por savana arbórea e arbustiva e floresta de miombo com predominância das espécies *Brachystegia longifolia*, *Julbernardia globiflora*, *Combretum* sp., *Terminalia sericea*, *Strychnos* sp., *Sclerocarya birrea*, *Acacia xanthophloea* e *Faidherbia albida*. Foram agrupados nesta categoria os seguintes habitats: Floresta densa de Kondue (FDK), Floresta Densa de Mwerezzi (FDMw), Floresta Densa de Mussambizi (FDMu) e Floresta arbórea de Chitengo (FAC)

4.2.2. Habitats ribeirinhos

Os habitats ribeirinhos consistiram em floresta fluvial húmida de miombo com predominância da *Brachystegia boehmii*, *Breonardia salicina*, *Khaya anotheca*, *Sterculia appendiculata*, *Bombax rhodognaphalon*, *Phoenix reclinata*, *Rinoria elleptica*, *Funthumia africana* e, localizada no interior de caves e que se estendem ladeando os principais rios dos locais de amostragem. A *Oplismenus* sp e *Panicum maximum* são as espécies de graminal presentes entre as árvores. Neste grupo de habitats enquadram-se: a Floresta Densa do rio Nhagutua (FDRN), Floresta densa do rio Mwerezzi (FARMw), Floresta densa do Rio Mussambizi (FDRMu).

4.2.3. Habitats pantanosos

Os habitats pantanosos consistiram de pradarias em áreas baixas. São áreas em que as águas da chuva permanecem por mais tempo se comparados com os habitats florestados funcionando como esponjas, que drenam lentamente águas para a realimentação dos rios. Nestes habitats, a vegetação era constituída fundamentalmente por graminal de inundação com presença de gramíneas fibrosas e altas em solos hidromórficos, sujeitos a influência permanente ou temporária de lençol freático alto. Destaca-se a presença das espécies *Setaria sphacelata*, *Trachypogon spicatus*, *Digitaria eriantha*, *Paspalidium obtusifolium*, *Echinochloa* sp., *Oryza longistaminata* e *Panicum maximum* e os géneros *Schizachyrium* e *Loudetia*. Neste lote fazem parte: Pântano (P-LA-I), Pântano (P-LA-II) e Pântano (P-LA-III)

4.2.4. Habitats lacustres

Foram descritos como sendo áreas abertas de águas paradas em volume maior se comparado com os pântanos descritos anteriormente. Ao longo das margens e no interior dos corpos de

água foram comuns a presença de tapetes flutuantes do jacinto de água estrangeiro, a *ichornia crassipes* e do lírio da água ou nenúfar, a *Nynphaea alba*. Aqui constam: Lagoa (L-SI), Lagoa (L-LA-II), Lagoa (LA-III) e Lagoa (LA-IV).

4.3. Colecta de dados

O trabalho de campo foi conduzido em 23 dias, isto é, de 16 de Abril a 9 de Maio de 2013, no final da época chuvosa e início de seca, utilizando dois métodos complementares: (i) procura visual e (ii) armadilha de interceptação e queda “pitfall traps” (Fitch 1987; Cechin e Martins 2000).

4.3.1. Procura visual (PV)

A procura visual com observação directa foi o principal método utilizado nesta pesquisa descrito em detalhe em Donnelly *et al.*, (2005). Consistiu em caminhadas com duração média de 8 horas por dia, feitas por três pessoas que se deslocaram a pé, a procura de anfíbios e répteis ao longo de três transectos visualmente acessíveis, sendo uma pessoa por cada, cada um dos quais com largura estimada em cerca de 2m (Rudran *et al.*, 1996). A duração dos trabalhos nos locais de amostragem (LA) I, II e III foi de 6 dias, tendo neste período sido escalados quatro diferentes habitats em cada um dos locais de amostragem, perfazendo um esforço amostral de 48h por Homem por cada LA, significando, 12h por Homem por habitat. Nas manhãs, as procuras decorreram das 6:00h as 10:00h e, a tarde e noite, das 17:00h as 21:00h. No local de amostragem IV, as procuras foram feitas em 5 dias, tendo sido escalados apenas 2 habitats: florestado e lacustre. Nas manhãs, as procuras decorreram das 6:00h as 08:00h e, a tarde e noite, das 17:00h as 19h com um esforço amostral de 20h por Homem por LA, isto é 10h por Homem por habitat. O esforço total de amostragem nos quatro locais de amostragem feito por três pessoas foi de cerca de 204h por Homem.

Foi usado o gancho para a neutralização de répteis que oferecem perigo ao pesquisador e, nas procuras nocturnas, foram usadas lanternas de mão e cefálicas para auxiliar a visualização dos indivíduos (Cooke e Arnold, 2003 em Sutherland, 2006). Para o acesso aos corpos de água, foram usadas botas impermeáveis. As procuras tiveram lugar em áreas diversificadas em termos de gradientes de humidade, nomeadamente: 1) áreas florestadas, especificamente, debaixo e sobre troncos e ramos de árvores caídas revolvendo as folhas secas ou lítera, sobre as rochas, em caves e cavernas; 2) áreas ribeirinhas, concretamente arredores e no interior de ambientes lóticos, dependendo do volume de água no momento, interior das traqueófitas –

samambaias dos rios e nas grutas e cavernas situadas junto destes; 3) áreas pantanosas como no interior do graminal com bastante humidade e áreas alagadas, e 4) margens e interior do corpo de água (lagoas) até a uma profundidade de cerca de 1 metro. As procuras nesta diversidade de habitats tinham por objectivo, amostrar tantos ambientes quanto possíveis, propícios para encontrar as espécies das classes em estudo (Jones, 1981; Gibbons e Semlitsch, 1981a; Corn, 1994; Cechin e Martins, 2000;). Este método é bastante generalista para amostragem de vertebrados nos períodos diurno e nocturno e o mais eficiente (Blomberg e Shine, 1996) e requer relativamente pouco tempo e poucos recursos para seu desenvolvimento.

Os indivíduos foram identificados com base em Channing (2001) para anfíbios e Branch (1998) para répteis e, um exemplar capturado foi sacrificado por uma dosagem letal de anestésico tópico à base de benzocaína. Todos os exemplares foram fixados por injeção de formol a 10% na cavidade celomática e trato digestivo (Franco e Salomão, 2002), e posteriormente transferidos para preservação em meio líquido (álcool 70%). Todas as espécies colectadas foram encaminhadas para Alemanha para efeitos de estudo da linhagem evolutiva dos mesmos em laboratório e, a posterior serão usadas como património científico na Coleção de Anfíbios e Répteis do Parque Nacional da Gorongosa.

4.3.2. Armadilha de interceptação e queda (AIQ)

Este método foi empregue como complementar à procura visual, porque permite a captura de espécies dentre elas, as que podem não ter sido visualizadas durante a captura visual (Cechin e Martins, 2000). O armadilhamento é importante para garantir a identificação de espécies que fogem ou, as que se escondem facilmente em suas tocas quando o observador se aproxima delas, ou então pelo impacto da luz resultante da acção das lanterna durante as buscas noturnas.

Foram colocadas três armadilhas em cada um dos locais de amostragem. Cada uma consistiu em 4 baldes plásticos de 20 litros, enterrados a 50 cm de profundidade, com 30 cm de diâmetro e com 4m de espaçamento entre si (Corn, 1994). Os baldes foram enterrados no solo, dispostas em formato Y (Heyer; Donnelly; MCDiarmid; Hayek; Foster, 2004) e conectados por uma cerca-guia feita de lona plástica preta com aproximadamente 35cm de altura. A extremidade inferior ficou enterrada no solo cerca de 5cm, para evitar que os animais pudessem passar por baixo da lona (Cechin e Martins, 2000). Estas armadilhas só

foram montadas em solos relativamente fáceis de cavar para enterrar os baldes, nomeadamente nos pontos de amostragem I e III. Cada um dos 4 baldes que compunha cada armadilha permaneceu enterrado durante 6 dias fazendo um total de 24 noites de armadilhamento.

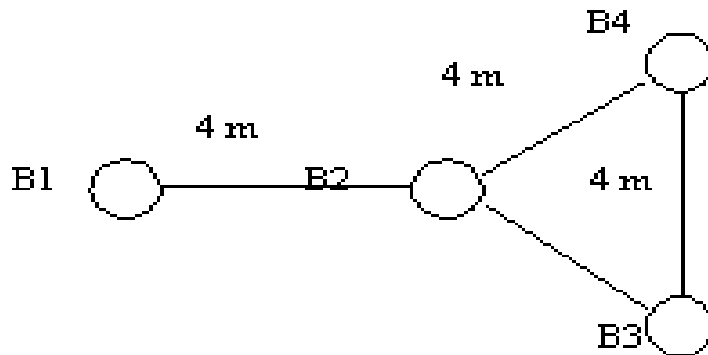


Figura 2: Esboço do formato da armadilha de interceptação e queda Pitfall traps. B1, B2, B3 e B4 representam os baldes por armadilha

As armadilhas foram inspeccionadas 2 vezes por dia (de manhã e ao fim da tarde). Os indivíduos capturados foram identificados, contados por espécie, fotografados e marcados por amputação de uma falange para evitar a recontagem (Machado, 2008). A marcação observou os cuidados de higiene visando evitar a infecção por germes patogénicos e, consistiu em anestésiar o local com lidocaína, (anestésico) de uso tópico antes do corte e, a passagem de uma pomada antibiótica depois do corte (Machado, 2008). Depois, os indivíduos eram libertos para o meio ambiente. As espécies não identificadas no local da armadilha eram levadas vivas ao acampamento em sacos (répteis) e em *ziploc* (anfíbios) e, posteriormente identificadas após estudo dos detalhes com maior profundidade e com auxílio de especialistas.

4.3.3. Identificação das variáveis do habitat associadas a ocorrência das espécies de herpetofauna

Para a identificação das variáveis associadas a ocorrência das espécies, foi usado o método de ponto quadrante. Com este método, ao longo dos transectos percorridos, foram estabelecidas parcelas circulares com um raio de 10m, à volta do ponto onde fossem encontrados os indivíduos e nos espaços armadilhados (Beilfuss, 2007). Dentro das parcelas foram colectados dados referentes a gradientes de humidade, estrutura da vegetação, as formas de uso do solo e configuração do solo (Raimundo, 2004).

Para a determinação dos gradientes de humidade, foi feita uma classificação de acordo com a observação da variação da humidade do solo ao nível de campo, definindo-se, deste modo, três tipos de gradiente: seco, húmido e alagado (Stalmans e Beilfuss, 2008). A vegetação foi registada como presente ou ausente. Em caso de presente eram registados: o tipo de vegetação (lenhosa ou graminal). A cobertura da copa da vegetação lenhosa era estimada em percentagem, e seguindo Rodrigues (1989) citado por Magalhães e De Freitas (2012), foram usadas as seguintes categorias: área descoberta (0%); cobertura mínima (1-33%), cobertura média (34-67%), e cobertura alta (68-100%). A altura do graminal foi estimada usando a seguinte escala: ausente, – curto (1-50cm), – médio (51cm-1m), – alto (> 1m). A configuração do solo foi dividida em solo normal, solo rochoso e solo pedregoso. O solo normal referia-se ao solo que não se apresentava revestido de rochas nem de amontoados de fragmentos naturais de pedras que normalmente ocorrem na região de Cheringoma. O solo rochoso e pedregoso referiam-se a casos em que o solo se apresentava revestido.

4.2. Análise de Dados

Os dados obtidos em cada um dos locais de amostragem foram agrupados. A Floresta densa de Kondue (FDK), Floresta Densa de Mwerezi (FDMw), Floresta Densa de Mussambizi (FDMu) e Floresta arbórea de Chitengo (FAC) resultaram em habitats florestados; os habitats Floresta Densa do rio Nhagutua (FDRN), Floresta densa do rio Mwerezi (FARMw) e Floresta densa do Rio Mussambizi (FDRMu) resultaram em habitats ribeirinhos; os habitats Pântano (P-LA-I), Pântano (P-LA-II) e Pântano (P-LA-III) resultaram em habitats pantanosos e por fim, os habitats Lagoa (L-LA-I), Lagoa (L-LA-II), Lagoa (L-LA-III) e Lagoa (L-LA-IV) resultaram em habitats lacustres.

Foram introduzidos no software *Microsoft Excel*. A determinação da diversidade alfa (riqueza de família e de espécies por habitat e por LA foram feitas por meio de contagem (Magurran, 1988). O índice de diversidade de espécies e de família em cada habitat e LA foram determinados com aplicação do índice de diversidade de Shannon-Wiener (Krebs, 1999). As análises de correlação de Spearman e de distância de cluster foram realizados utilizando *SPSS 20.0* (Statistical Package for the Social Sciences) visando perceber a influência das variáveis estudadas para a ocorrência das espécies identificadas.

Para a determinação da diversidade beta, foi feita a ordenação hierárquica da similaridade seguindo Clarke e Warwick, (1994) citados por (Gardner *et al.*, 2007) por meio de dendrograma gerados em *MVSP 3.22* (Multivariate Statistical Package). Os índices de similaridade no intervalo de $0.5 < CCJ < 1$, foram considerados como sendo comunidades que se associam, ou seja, um elevado número de espécies é encontrado em ambas comunidades (Barbour *et al.*, 1987). Este coeficiente foi igualmente determinado por meio de cálculos com aplicação da (fórmula 2) acima (Magurran, 1988; Krebs, 1999). A análise de distância de cluster foi feita para verificar a proximidade das espécies em relação as variáveis ambientais (estrutura da vegetação, gradiente de humidade e perfil do solo) usando a categoria *espécies*, associado com seu número e sua abundância (número de indivíduos) (Sokal e Rohlf, 1995).

Para verificar a correlação existentes entre a riqueza de espécies e a abundância dos seus indivíduos com a percentagem de cobertura da copa; com a altura do graminal e; com a configuração do solo, foi usado o o coeficiente de correlação de Spearman (ρ) (que diferentemente do de Person que é apenas adequado as dados quantitativos ou numéricos, o de Spearman é o recomendado para dados qualitativos ou categóricos) (Moore, 2007). Sua interpretação foi baseada em Dancey e Reidy (2005): este coeficiente varia entre os valores -1 e 1. O valor 0 (zero) significa que não há relação linear, o valore 1 indica uma relação linear perfeita, e -1 indica uma relação linear perfeita mas inversa, ou seja quando uma das variáveis aumenta a outra diminui. Quanto mais próximo estiver de 1 ou -1, mais forte é a associação linear entre as duas variáveis com seguintes graus de liberdade (escala): $r = 0,10$ até $0,30$ (fraco); $r = 0,40$ até $0,6$ (moderado); $r = 0,70$ até 1 (forte).

4.3. Limitações do estudo

- ❖ No LA IV, o esforço de amostragem abrangeu apenas dois habitats e não 4 como nos restantes, facto que dificulta comparações em igualdade de esforço de amostragem;
- ❖ O solo rochoso predominante na área de estudo dificultou a colocação de armadilhas em todos os habitats e locais de amostragem;
- ❖ O tempo de recolha de dados por cada LA foi curto, “o número de espécies amostradas em uma comunidade depende do esforço amostral” (Gaston, 1996).

CAPÍTULO V

5.1. RESULTADOS

5.1.1. Determinação da diversidade alfa (α) de espécies de anfíbio e sua abundância nos locais de amostragem do Planalto de Cheringoma e Chitengo

Foram identificadas 31 espécies de anfíbios pertencentes a 11 famílias e 16 gêneros. Destaca-se a família Hyperolidae com 3 gêneros e 11 espécies (tabela 2). Em termos de abundância, os indivíduos desta família representa 35% dos anfíbios identificados. A *Arthroleptis stenodactylus* é a espécie com maior abundância representando 40% de anfíbios identificados. Nenhuma das espécies identificadas é ameaçada, 81% são de baixa preocupação de conservação segundo IUCN (2014), enquanto que os restantes 19% não constam da lista vermelha da UICN.

Tabela 2: *Diversidade alfa de espécies da Classe Anfíbia por local de amostragem*

Categorias Taxonómicas				LA-1	LA-2	LA-3	LA-4	Total	
Ordem	Família	Género	Espécies	Nome vulgar	Número de indivíduos				
				Sapo-das-folhas-					
			<i>delicatus</i>	delicado	7	11	11	0	29
				Sapo-das-folhas-					
		<i>Afrixalus</i>	<i>fornasini</i>	gigante	1	0	3	0	4
			<i>marmoratus</i>	Rela-sarapintada	9	9	14	6	38
			<i>pusillus</i>	Rela-dos-lírios	1	1	0	0	2
		<i>Hyperolius</i>	<i>swynnertoni</i>	Rela-sarapintada	1	0	1	0	2
	Hyperolidae		<i>tuberilinguis</i>	Rela-vermelha	0	0	1	0	1
			<i>Nasutus</i>	Rela-comprida	0	0	2	0	2
			Sp.	Espécie de rela	8	0	0	0	8
			<i>Argus</i>	Rela de Argus	0	16	28	0	44
				Sapo-de-patas-					
		<i>Kassina</i>	<i>maculate</i>	vermelhas	0	0	0	3	3
			<i>senegalensis</i>	Sapo de Senegal	2	1	3	0	5
		<i>Schismaderma</i>	<i>Carens</i>	Sapo-vermelho	6	5	5	5	21
		<i>Amietophrynus</i>	<i>garmani</i>	Sapo-azeitona	0	1	1	0	2
			<i>maculatus</i>	Sapo-de-dorso-chato	11	7	7	8	33
				Sapo-de-patas-de-pá					
			<i>stenodactylus</i>	do norte	42	481	48	19	157

	<i>Arthroleptis</i>	<i>xenodactyloides</i>	Sapo anão	8	0	0	0	8
Artrhroleptidae		Sp.	Espécie de sapo de árvore	0	0	0	0	0
	<i>Leptopelis</i>	<i>mossambicus</i>	Sapo-de-costas- castanhas	0	0	2	0	2
		<i>flavomaculatus</i>	Sapo-das-árvores- sarapintado amarelo	2	0	2	0	4
Ptycadenidae		<i>anchietae</i>	Sapo do graminal de planície	7	6	22	4	44
	<i>Ptychadena</i>	<i>oxyrhynchus</i>	Rã-de-focinho- estreito	0	0	2	0	2
		Sp.	Espécie de sapo do graminal	18	26	10	17	71
Pyxicephalidae	<i>Pyxicephalus</i>	<i>Edulis</i>	Rã-boi	0	0	0	1	1
Brevipectidae	<i>Breviceps</i>	<i>mossambicus</i>	Sapo de chuva de Moçambique	0	0	1	0	1
Rhacophoridae	<i>Chiromantis</i>	<i>xerampelina</i>	Sapo-de-ninho-de- espuma	2	0	2	2	7
Hemisotidae	<i>Hemisus</i>	<i>marmoratus</i>	Sapo-marmóreo	1	0	2	1	4
Microhylidae	<i>Phrynomantis</i>	<i>bifasciatus</i>	Sapo-de-duas-faixas	0	0	0	1	1
Phrinobatrachidae		<i>acridoides</i>	Rã-dos-charcos de África Oriental	20	12	18	0	59
	<i>Phrynobatrachus</i>	<i>mababiensis</i>	Rã-dos-charcos-anã	40	32	12	0	84

de Mababe

		<i>Leavis</i>	Platana-vulgar	47	0	0	0	47
Pipidae	<i>Xenopus</i>	<i>muelleri</i>	Platanna tropical	7	14	12	0	33
11 Famílias	16 Géneros	T. de indiv.		246	199	209	67	731
Total de	espécies por	LA		20	14	23	11	

5.1.2. Determinação da diversidade α de espécies de répteis e sua abundância nos locais de amostragem do Planalto de Cheringoma e Chitengo

Para a classe reptília, foram identificadas 42 espécies distribuídas em 3 ordens, nomeadamente: Squamata, Crocodylia e Testudines; 19 famílias e 32 géneros. A família com maior número de espécies foi a Colubridae com 9 géneros e 11 espécies (Tabela 3) e, no que concerne a abundância, sua população representa 25% de répteis identificados. A *Trachylepis varia* é a espécie com maior abundância representando 24.5% das espécies identificadas. Dois por cento das espécies são de baixa preocupação, 38% não se encontram avaliadas mas constam no catálogo de vida e 60 % não se encontram avaliadas nem catalogadas.

Tabela 3: *Diversidade α de espécies da Classe Reptília por local de amostragem*

Categoria		Taxonómica			Nome Vulgar	LA-1	LA-2	LA-3	LA-4	Total
Ordem	Subordem	Família	Género	Espécie	Número de indivíduos					
			<i>Aparallactus</i>	<i>capensis</i>	Cobra-comedora-de-centipedes	0	0	1	0	1
		Atractaspididae	<i>Atractaspis</i>	<i>bibronii</i>	Cobra-estílete	0	0	0	1	1
			<i>Bitis</i>	<i>arietans</i>	Víbora-asso-pradora, Víbora-comum	0	1	1	1	3
		Viperidae	<i>Causus</i>	<i>defilipii</i>	Víbora-de-focinho	0	1	1	0	2
			<i>Philothamnus</i>	<i>battersby</i>	Serpente verde da Battersby	1	2	0	0	3
			<i>Crotaphopeltis</i>	<i>hotamboeia</i>	Cobra-de-lábios-vermelhos	0	1	1	0	2
			<i>Philothamnus</i>	<i>semivariiegatus</i>	Cobra-do-mato-variegada	1	0	0	0	1
				<i>angolensis</i>	Cobra-anã-da-areia	0	0	0	1	1
		Colubridae	<i>Psammophis</i>	<i>mossambicus</i>	Cobra-da-erva-azeitona	0	0	1	0	1
				<i>orientalis</i>	Cobra-anã-da-areia	1	1	0	0	2
	Serpente		<i>Telescopus</i>	<i>semiannulatus</i>	Cobra-tigre	0	0	0	1	1
			<i>Thelotornis</i>	Sp.	Cobra-vinho	0	0	1	1	2
			<i>Hemirhagerrhis</i>	<i>nototaenia</i>	Cobra de Mopane	0	0	1	1	2
			<i>Lamprophis</i>	<i>capensis</i>	Cobra-das-casas castanha	0	1	0	0	1
			<i>Lycophidion</i>	<i>capense</i>	Cobra-lobo do Cabo	1	1	0	0	2
				<i>melanoleuca</i>	Cobra-da-floresta	0	0	0	1	1

Squamata	Elapidae	<i>Naja</i>	<i>mossambica</i>	Cobra-cuspideira	0	0	0	1	1
		<i>Dendroaspis</i>	<i>angusticeps</i>	Mamba verde	0	1	0	0	1
	Lacertidae	<i>Nucras</i>	<i>ornate</i>	Espécie de Lagarto	0	5	3	0	8
			<i>boulengeri</i>	Lagarto de Boulenger	1	0	0	1	2
	Boidea	<i>Python</i>	<i>natalensis</i>	Giboia, Pitão	0	1	0	0	1
	Leptotyphlopidae	<i>Leptotyphlops</i>	<i>rucifrons</i>	Espécie de cobra cega	1	1	1	0	3
	Thyphlopidae	<i>Megathyphlops</i>	<i>mucruso</i>	Cobra-cega gigante do Zambeze	0	0	1	0	1
			<i>sundevalli</i>	Lagartixa de Sundevall	0	0	0	1	1
			<i>margaritifera</i>	Lagartixa	0	1	3	0	4
	Scincidae	<i>Trachylepis</i>	<i>boulengeri</i>	Lagartixa de Boulenger	2	0	0	0	2
<i>striata</i>			Lagartixa-com-listas	9	5	12	6	31	
<i>varia</i>			Lagartixa-variada	12	8	14	8	42	
Agamidae	<i>Agama</i>	<i>mossambica</i>	Agama de mocambique	0	4	0	0	4	
Sauria	Chamaleonidae	<i>Chamaleo</i>	<i>dilepis</i>	Camaleao vulgar	0	1	1	0	2
			<i>flavigularis</i>	Lagarto-amarelo-com-placas	2	2	0	0	4
	Guerrhossauridae	<i>Gerrhosaurus</i>	<i>major</i>	Lagarto-mulato-com-placas	0	2	0	0	2
			<i>mabouia</i>	Osga-das-casas-tropical	2	4	7	2	16
	Gekkonidae	<i>Hemidactylus</i>	<i>platycephalus</i>	Osga-de-cabeça-chata	4	5	5	3	17
			<i>Lygodactylus</i>	<i>capensis</i>	Osga-anã-vulgar-comum	4	2	6	0

				<i>albigularis</i>	Varano-das-rochas	1	0	1	0	2
		Varanidae	<i>Varanus</i>	<i>niloticus</i>	Varano do Nilo	0	1	1	1	3
	Amphisbaenia	Amphisbaenidae	<i>Chrindia</i>	<i>swynnertoni</i>	Anfisbenio-de-focinho-redondo de Swynnerton	0	0	0	1	1
		Testudinidae	<i>Kinixys</i>	<i>belliana</i>	Cágado-articulada	0	1	1	0	2
Testudines	Cryptodira	Trionichidae	<i>Cycloderma</i>	<i>frenatum</i>	Cágado-de-carapaça-mole de Zambeze	0	0	0	1	1
	Pleurodira	Pelomedusidae	<i>Pelusios</i>	<i>sinuatus</i>	Cágado-de-articulação-dentada	0	1	0	0	1
Crocodylia		Crocodylidae	<i>Crocodylus</i>	<i>niloticus</i>	Crocodilo do nilo	0	0	1	3	4
3 ordens	6 Sub ordens	19 famílias	Indivíduos	T. indivíduos		42	53	62	35	194
		Total de	espécies por	LA		14	24	21	18	

5.1.3. Variação da diversidade α da herpetofauna entre habitats

Na classe anfíbia, a riqueza de espécies é maior nos habitats pantanosos que nos habitats florestados, ribeirinhos e lacustres. Nos répteis, a riqueza é maior nos habitats florestados. O H' em anfíbios é maior em habitats pantanoso e lacustre se comparado com os ribeirinhos e florestados. Na classe reptília, o H' é maior em habitats florestados do que em todos outros habitats (Figura 3).

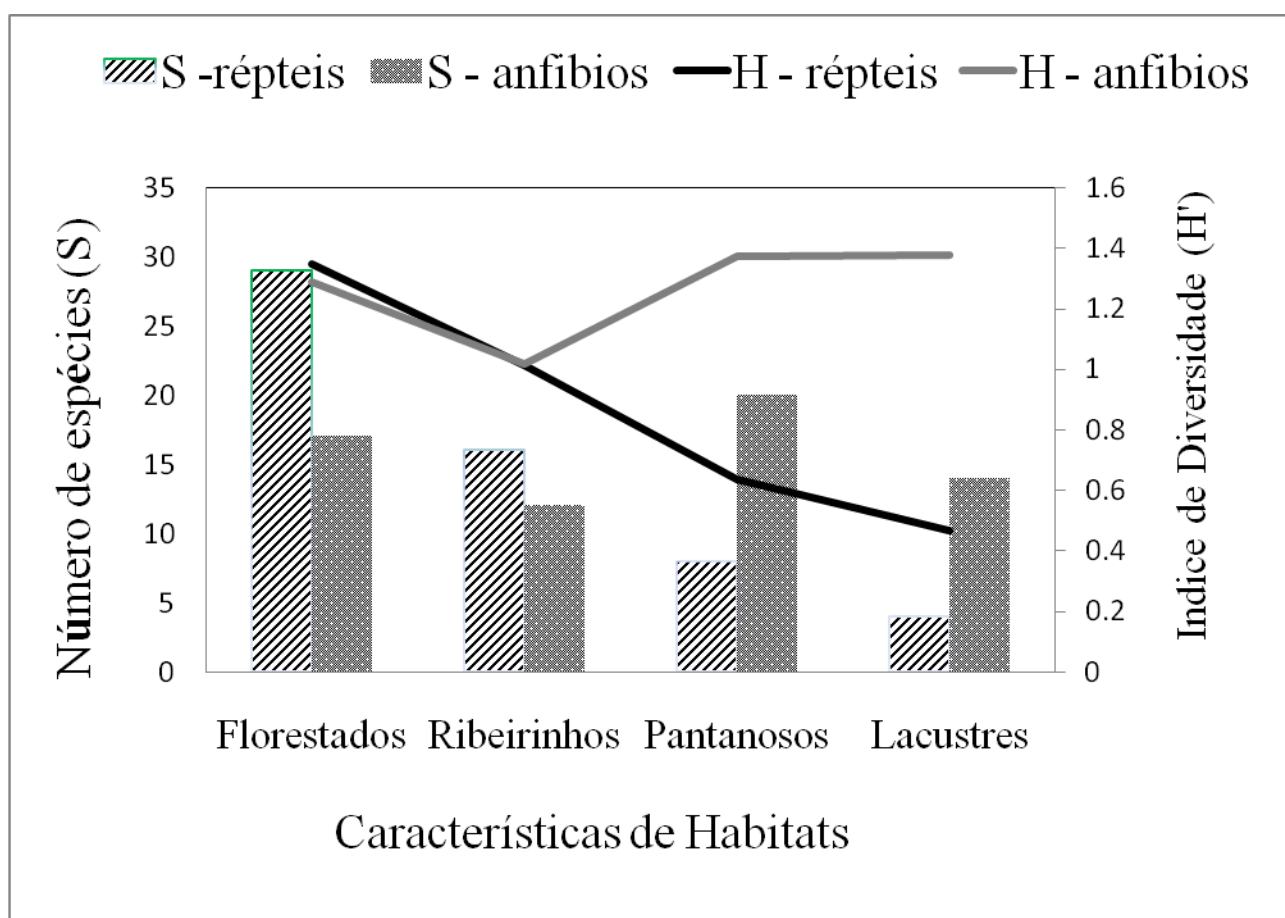


Figura 3: Comparação da diversidade α de espécies entre as categorias de habitat

5.1.4. Variação da diversidade α de espécies de herpetofauna entre locais de amostragem

O LA-3 (Mussambizi) é onde foi registado a maior riqueza de espécies de anfíbios. A maior em répteis foi observada no LA-2 (Mweredzi). Quer para a Classe Anfíbia assim como para a Reptília, o H' varia entre os LA mas, para as duas classes, os maiores índices verificam-se nos LA onde foi verificada a maior riqueza de espécies, isto é, LA-3 para anfíbios e, o LA-2 para répteis (Figura 4).

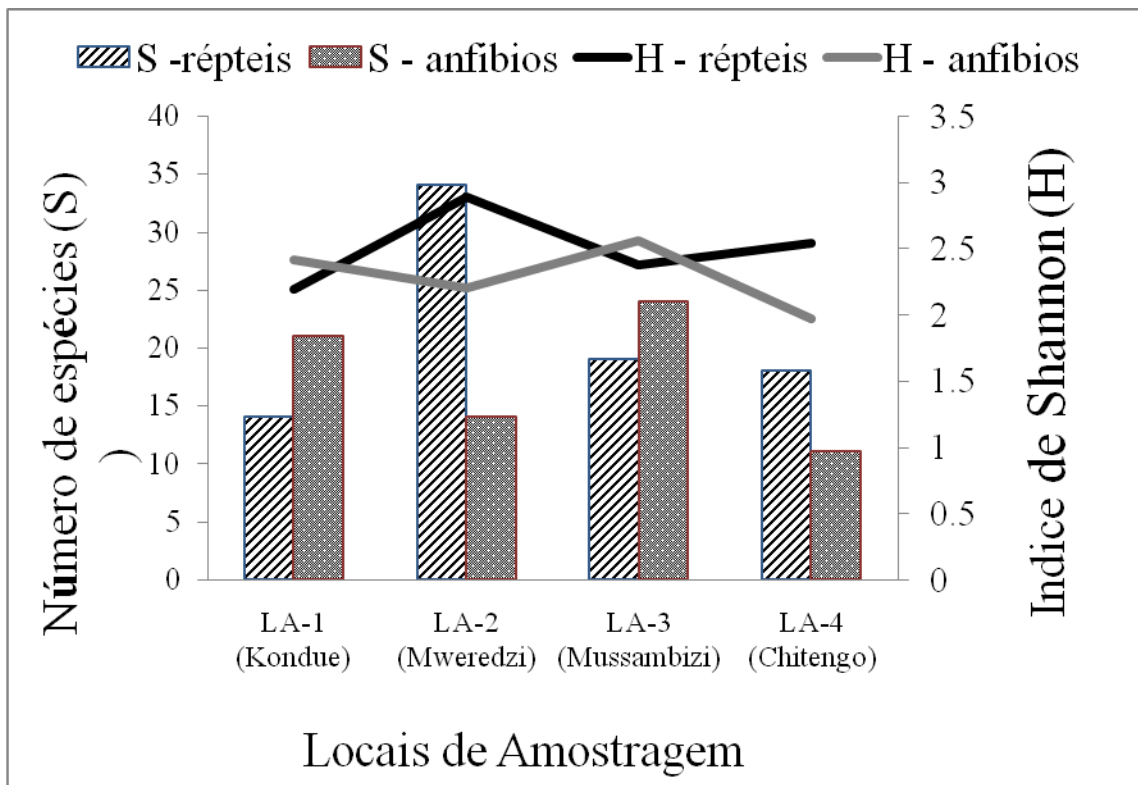


Figura 4: Comparação da diversidade α de espécies entre locais de amostragem

5.1.5. Variação da diversidade α de famílias a nível dos habitats

O maior número de famílias e, o maior H' neste taxon para ambas as classes foram observados nos habitats florestados (Figura 5).

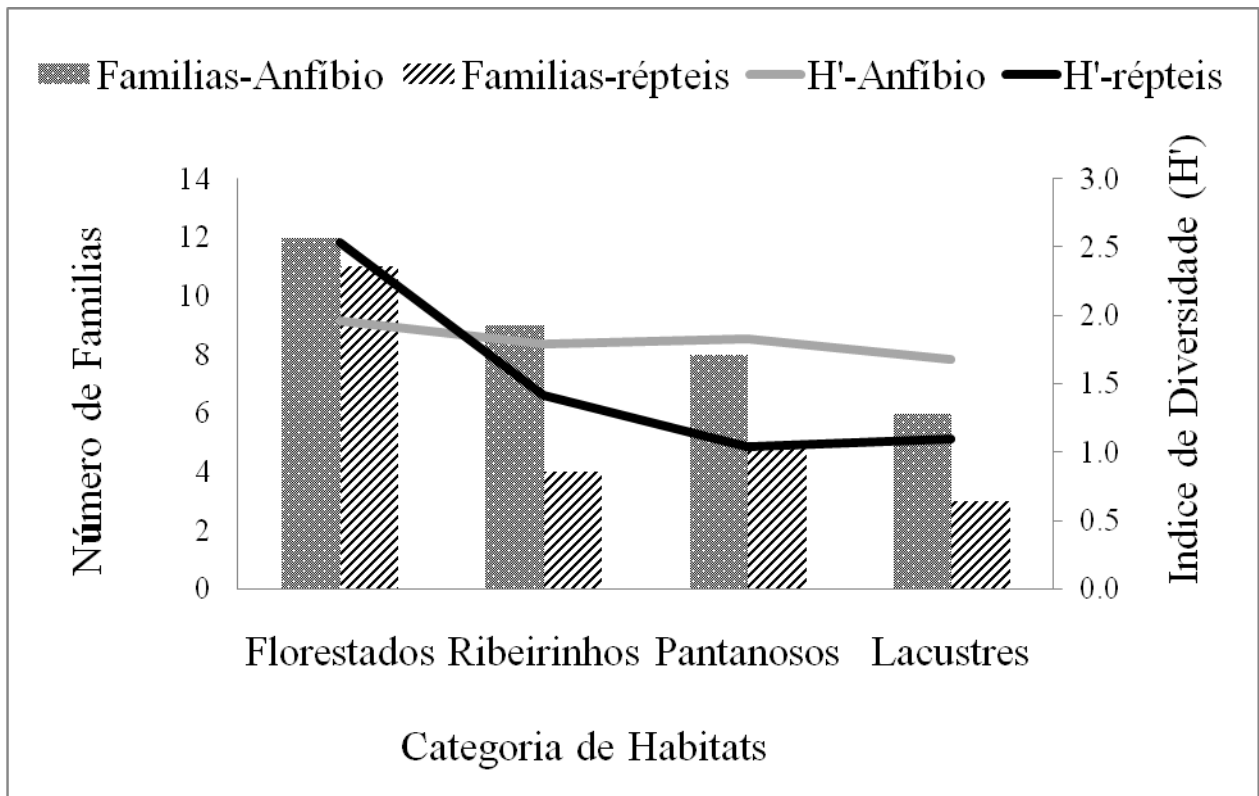


Figura 5. *Varição da diversidade α de famílias entre as categorias de habitats*

5.1.6. **Varição da diversidade α de famílias a nível dos Locais de Amostragem**

O LA-3 foi o que maior riqueza de famílias de anfíbios registou enquanto que, na Classe Reptília foi o LA-2. Nos anfíbios o índice de diversidade quase que não varia entre os LA-1, LA-2 e LA-3. Nos reptília verifica-se uma maior diversidade em LA-2 e LA-3 (Figura 6):

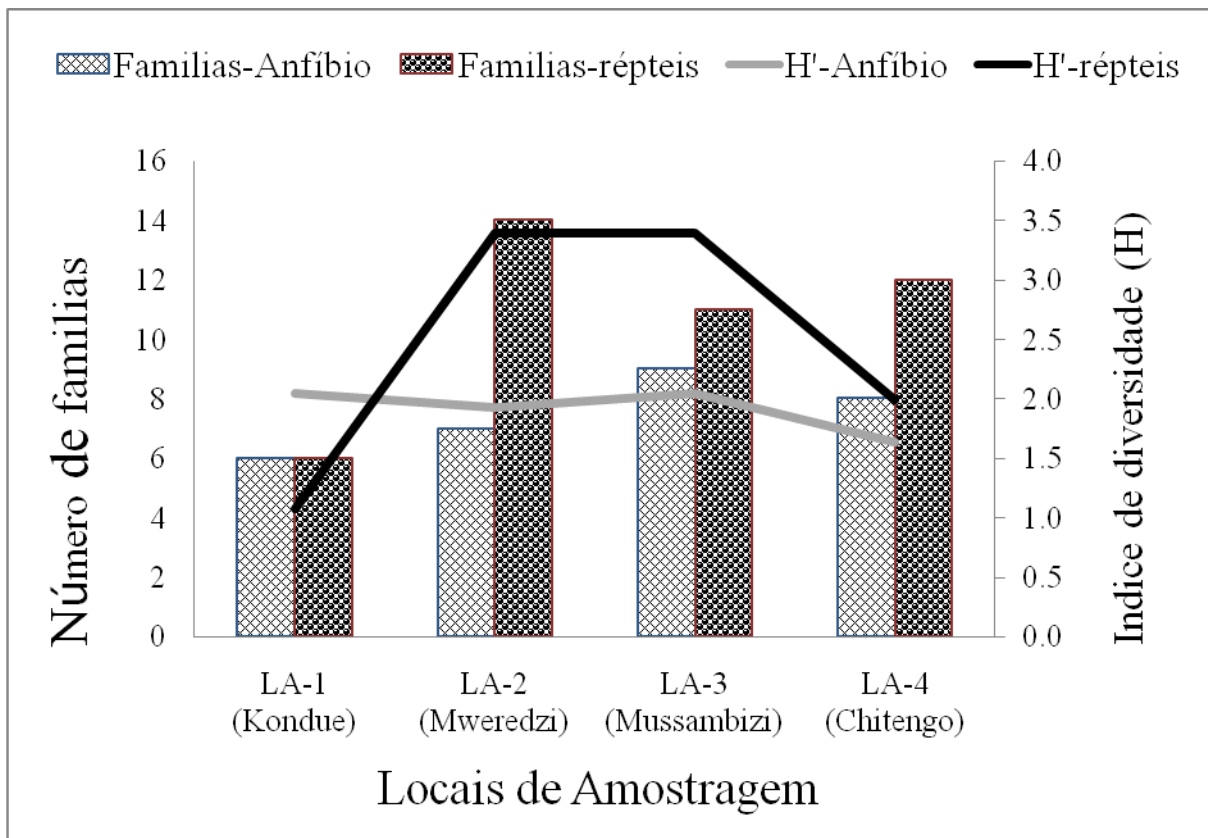


Figura 6: *Varição da diversidade α de famílias entre os locais de amostragem*

5.1.7. Variação na diversidade β de espécies da Classe Anfíbia entre os habitats

Em termos de similaridade entre os habitats, observou-se uma maior similaridade de espécies de anfíbios entre os habitats florestados e ribeirinhos se comparado com os restantes habitats (Figura 7).

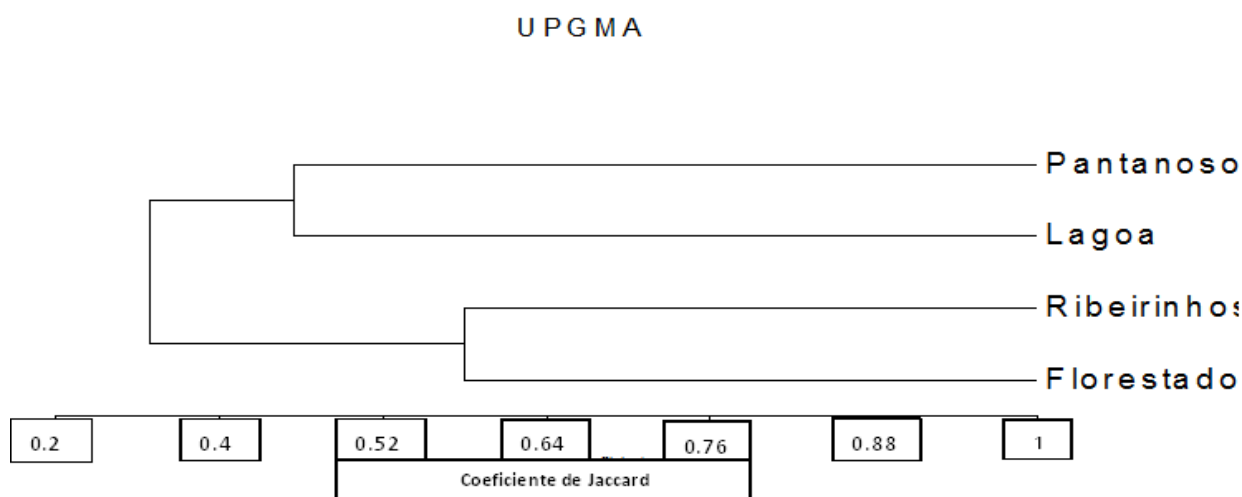


Figura 7. Dendrograma de similaridade de espécies de anfíbios entre categorias de habitats

No que concerne aos répteis, verificou-se uma maior similaridade de espécies entre os habitats florestados e ribeirinhos (Figura 8).

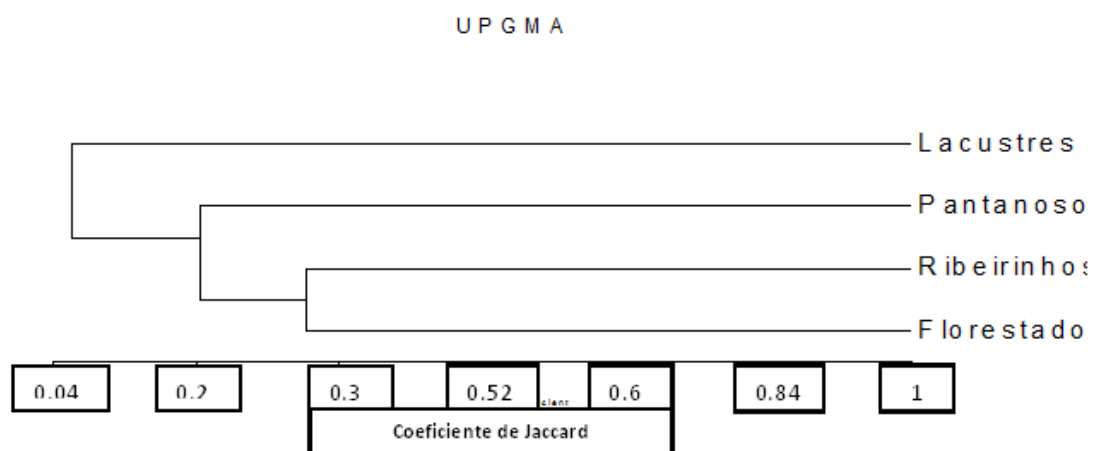


Figura 8. Dendrograma de similaridade de espécies de répteis entre categorias de habitats

A nível dos LA, observou-se uma maior similaridade dos locais de amostragem II e III em relação ao local de amostragem I, tendo sido o local de amostragem IV, o menos similar para a classe anfíbia (figura 9).

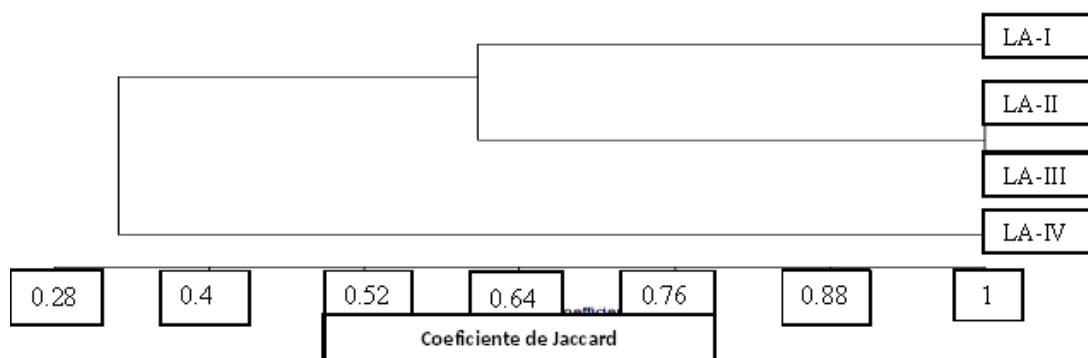


Figura 9. Dendrograma de similaridade de espécies de anfíbios entre os LA

Na classe reptília observou-se uma maior similaridade entre os locais de amostragem II e III. O local de amostragem IV é onde se verifica a menor similaridade com os demais (Figura 10).

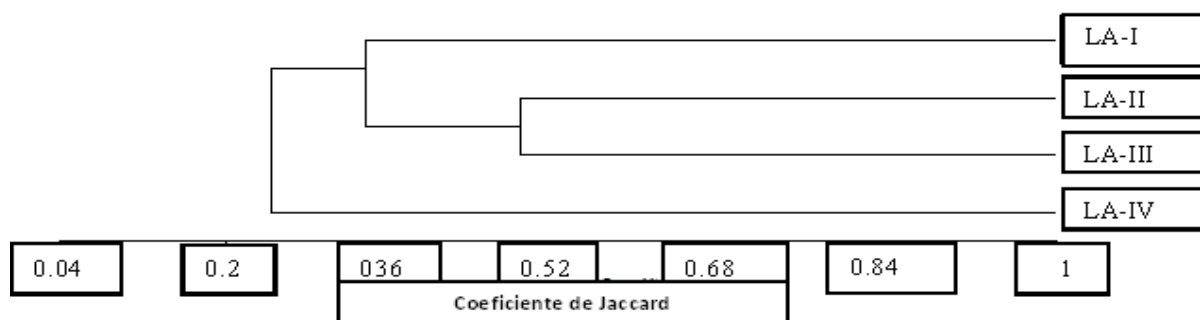


Figura 10: Dendrograma de similaridade de espécies de répteis entre os locais de amostragem

5.1.8. Variáveis ambientais associadas a ocorrência de espécies de anfíbios e de Répteis

A riqueza de espécies da Classe Anfíbia tem uma correlação positiva moderada com a percentagem de cobertura ($\rho=0.47$), positiva fraca com o gradiente de humidade ($\rho=0.19$) e com o perfil do solo ($\rho=0.65$) e, uma correlação positiva moderada com a altura do graminal ($\rho=0.47$) (tabelas 12-15 do apêndice). Na classe reptília, a riqueza de espécies verificou uma correlação negativa moderada com a altura do graminal ($\rho=-0.364$) e, fraca com todas as restantes variáveis anteriormente referidas (tabelas 16-19 do apêndice).

Relativamente ao grau de proximidade das espécies com a característica do habitat, verificou-se que, em anfíbios, as espécies encontram-se quase que uniformemente distribuídas entre os

habitats com graminal de altura curta, média e alta; a maioria predomina as imediações de habitats com percentagem de cobertura média e alta, predomina as proximidades de habitats húmidos e alagados mas também com uma presença considerável em ambientes secos e; predomina em habitats com solo normal (figura 11 abaixo).

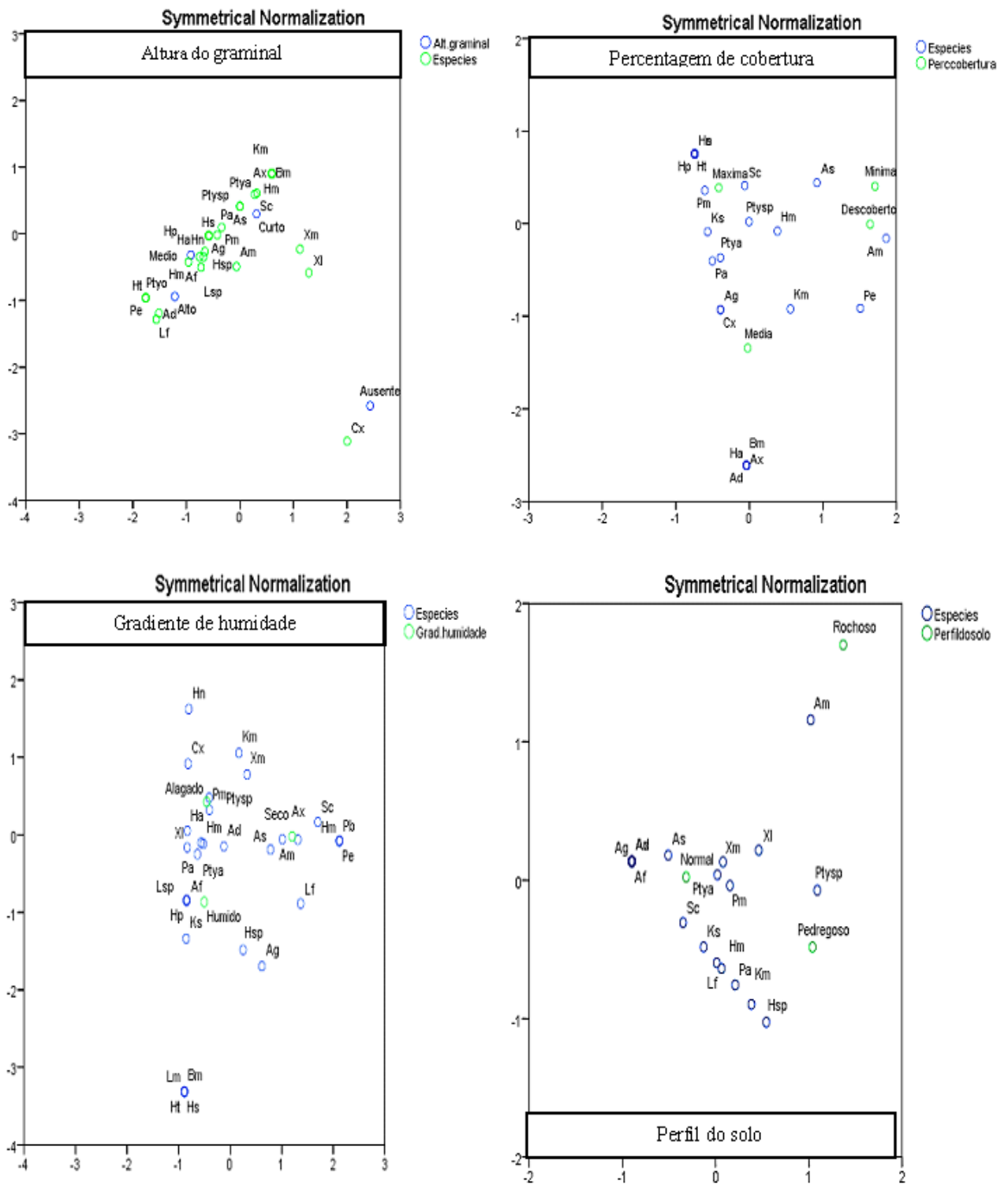


Figura 11. Grau de proximidade entre as espécies de anfíbios com as variáveis do habitat: altura do graminal; percentagem de cobertura; gradiente de humidade e perfil do solo.

Na Classe Reptília, não se verifica a evidência de alguma escala de altura nem percentagem de cobertura preferencial para a maioria das espécies visto que, as espécies encontram-se quase que regularmente distribuídas entre estes habitats. Em termos de gradientes de

humidade e perfil do solo, verificou-se que a maioria das espécies predomina os habitats secos e húmidos e; em habitats pedregosos (Figura 12).

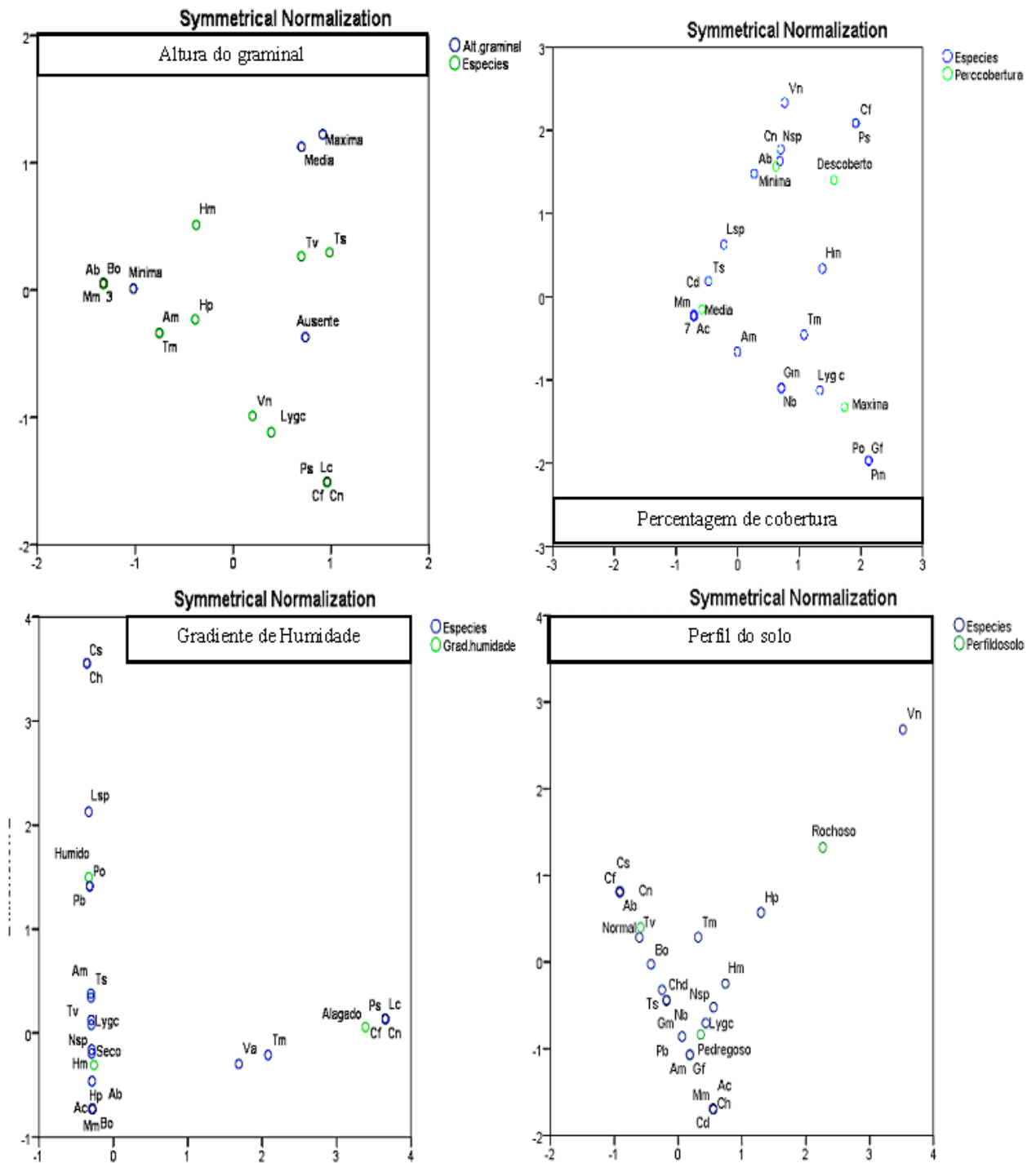


Figura 12. Grau de proximidade entre as espécies de répteis com as variáveis ambientais: altura do graminal; percentagem de cobertura; gradiente de humidade; perfil do solo.

5.2. Discussão

A diversidade da herpetofauna no Planalto de Cheringoma e Chitengo no PNG varia na sua composição, diversidade específica e entre os habitats e locais de amostragem. O total de 31 espécies de anfíbios e 42 de répteis registadas nesta área é até então, o maior do que outros estudos feitos em qualquer região do PNG (PNG 2013). O maior número de espécies registadas pode ter sido devido ao elevado esforço de amostragem empreendido e a combinação dos dois métodos, a busca activa e a armadilha de interceptação e queda. Segundo Melo *et al.*, (2003), a riqueza de espécies é fortemente correlacionada ao esforço de amostragem. O número de espécies de anfíbios representa 37% e, o de répteis, 15% das espécies identificadas a nível de Moçambique (Schneider *et al.*, 2005). A nível da região Austral de África e do mundo, as espécies de anfíbios identificadas representam perto de 16% (Channing, 2001) e, próximo de 6% do total de anfíbios que ocorrem no mundo (Frost, 2004). O número de répteis representa 9% do total de répteis conhecido na região austral de África e, corresponde a cerca de 5% de répteis que ocorrem no mundo (Uetz *et al.*, 1995). A área estudada corresponde a próximo de 30% da área total do parque.

A maior riqueza de espécies em habitats pantanosos e, maior diversidade de espécies nestes e em habitats lacustres é explicada pela preferência de anfíbios por estes locais. Segundo Feder e Burggren (1992), a água é o factor mais importante no habitat de anfíbios devido à sua pele, altamente permeável e, a necessidade de água para a reprodução para a maioria das espécies. Buckley e Jetz (2007) associam também ao factor temperatura e, de acordo com a IUCN (2006), podem ser encontrados em outros tipos de habitats, variando de espécie. Em pesquisa similar, Vasconcelos e Rossa-Feres (2005), verificou que alguns corpos de água com grande riqueza apresentaram menor diversidade se comparados com outros com menor riqueza em consequência da maior uniformidade na abundância dos indivíduos por espécies.

A maior riqueza e diversidade de famílias de anfíbios verificadas em habitats florestados podem ser explicados com base no período em que decorreu a pesquisa, isto é, o mês de Abril. Este período é muito favorável a espécies dependentes da água apenas para a reprodução. A variável humidade deve não ter exercido muita influência sobre a diversidade de famílias visto que, quase todas famílias aqui identificadas reproduzem-se no verão, excepto, a Arthroleptidae que se reproduz entre Março e Abril e que não depende da água (Channing, 2001).

A maior riqueza e diversidade de répteis, quer a nível de espécies bem como de famílias verificada nos habitats florestados pode estar associada ao estilo de vida desta classe visto que, fisiologicamente são ectotérmicos e por isso, dependem de fontes externas de calor, expondo-se ao sol em ambientes terrestres para regular a temperatura corporal (Pough *et al.*, 2001; Zug *et al.*, 2001). Para além deste factor, a maior parte dos habitats habituais são terrestres, não obstante ao facto de, algumas espécies puderem também ser encontradas em ambientes aquáticos (Jones *et al.*, 1981). Estes dados corroboram com estudos realizados por Macedo *et al.*, (2008) que registou 28 espécies em áreas de florestas e oito em áreas pantanosas.

A maior riqueza e maior índice de diversidade de anfíbios observados no local de amostragem-3, pode estar associado ao facto de, neste local ocorrer uma floresta fechada de miombo. Esta vegetação, proporciona uma maior percentagem de cobertura da copa que dá abrigo e torna a área, com muita disponibilidade de lítera e troncos caídos sobre o solo, que criam um microclima favorável a ocorrência de espécies com hábitos florestais e pouco dependentes da água (Inger e Colwell, 1977; Heinen, 1992; Tocher, 1998).

A maior ocorrência das rãs de bananeira e de caniço em habitats pantanosos e lacustres pode ter sido devido a uma maior disponibilidade de humidade e de vegetação aquática arredores e no interior dos corpos de água (Channing, 2001).

A maior riqueza e maior índice de diversidade de répteis no local de amostragem-2, pode ter sido devido ao solo pedregoso, em zona de floresta de miombo predominante na área, sem cobertura vegetal em alguns dos pontos ao longo das margens do rio Mweredzi que a atravessa. Foi por debaixo destes amontoados de pedras que, foram encontradas a maior parte das espécies de répteis. Esta configuração do solo, cria condições para esconderijo de espécies durante a caça das suas presas, refúgio contra predadores, abrigo térmico e exposição ao sol tal como descrito por Kirby (2001) os répteis exigem tantas áreas abertas para se exporem ao sol e obterem o calor, e também áreas mais vegetadas e solos de fácil escavação para abrigo.

Os habitats e LA são caracterizados pela troca de algumas espécies por outras (substituição ou *turnover*). Isto significa que, não se verifica nenhum local de amostragem ou de habitat com menor número de espécies onde estas constituam um subconjunto das espécies dos locais ou habitats mais ricos em espécies (Wright e Reeves, 1992; Ulrich e Gotelli, 2007). Quanto a diversidade beta, em cada local de amostragem e em cada habitat com menor número de espécies, verifica-se a presença de pelo menos uma espécie exclusiva, em relação

ao local de amostragem ou habitat mais rico. A ausência do *aninhamento* sugere que, há reflexos de um processo aleatório de perda de espécies como consequência de qualquer factor que promove a desagregação ordenada das assembléias da herpetofauna (Gaston e Blackburn, 2000). Deste modo, abre-se espaço para a necessidade de uma pesquisa específica por forma a identificar tal ou tais factores.

Em anfíbios, a maior similaridade apresentada pelos habitats florestados e ribeirinhos revela a influência mútua entre os rios e as florestas que eles atravessam na ecologia das espécies neles encontrados. A ausência de similaridade entre os habitats para os répteis pode ser devido ao facto dos ambientes ribeirinho não exercerem muita influência para as espécies com hábitos florestais tal como se sucede com os anfíbios, visto que, os répteis terrestres são caracterizados pela hibernação, escalagem e trepa (Baker *et al.*, 2010). A maior similaridade verificada entre os locais de amostragem-II e III com o I em anfíbios pode justificar a razão destas três áreas estarem inclusas na mesma eco-região, tal como descrito por Stalmans e Beilfuss (2008). Deve ter sido por isso que os locais de amostragem-II e III compartilham a maior diversidade a nível de famílias de répteis, visto que, a diferença entre estes dois últimos, consistiu principalmente na menor concentração de pedras sobre o solo no local-III. A disparidade do CCJ gerados por meio dos dendrogramas (CCJ=0.52) e CCJ calculado (CCJ=0.38) entre os habitats ribeirinhos e florestados, revela a tendência para a menor similaridade entre os locais de amostragem para os répteis. Esta tendência contrasta com o pressuposto de que, áreas com características próximas tendem a ser similares e, converge com a teoria de que, algumas das exigências da herpetofauna relacionam-se com factores que são intrínsecos a uma determinada área geográfica (Baker *et al.*, 2010).

As correlações positiva ou negativa fracas aqui verificadas, revelam que, a variação na estrutura da vegetação, do gradiente de humidade e do perfil do solo em comunidades de herpetofauna constituem factores importante para a ecologia dos mesmos mas, não devem ser consideradas de forma isolada, como sendo determinantes para a presença ou ausência das espécies. É provável que sejam determinados em conjugação com outros factores, dentre eles, o nível de produção da lítera, a topografia do terreno, o microclima gerado pelas formações vegetais presentes, o período, o tipo de vegetação e não necessariamente sua estrutura, entre outros (Duellman 1995 e Kirby, 2001). O outro factor pode ser o impacto da acção antrópica (Teixeira *et al.*, 2005; Marques *et al.*, 2001) entre outros, visto que níveis intermediário de perturbação constituem factores que promovem a manutenção de níveis elevados de diversidade biológica (Fonseca, 1989; Brown, 1991).

A maior concentração de espécies de Anfíbios em torno dos ambientes mais húmido, mais cobertos, menos rochoso e menos pedregoso e; maior concentração de espécies de répteis em torno de ambientes secos e pedregosos converge com Haddad e Prado (2005), as zonas húmidas, fornecem mais habitats e locais de reprodução para anfíbios devido a sua limitada mobilidade e vulnerabilidade face aos efeitos de uma rápida alteração da temperatura. A medida em que o solo se torna mais rochoso e ou mais pedregoso, torna-se desfavorável para a maioria das suas espécies dado que estes ambientes conservam o calor e, pelas propriedades fisiológicas dos anfíbios, podem causar sua dessecação e morte. Pelo contrário, os répteis terrestres habitam os ambientes mais secos, pedregosos por serem capazes de conservar o calor que os protege dos efeitos da pecilotermia (Carey e Alexander, 2003).

A menor riqueza e abundância de espécies de anfíbios bem como de répteis em alguns habitats e ou locais de amostragem, pode não significar ausência visto que, de acordo com (Donnelly *et al.*, 2002), os padrões espaciais e temporais da abundância da herpetofauna e da diversidade, sugerem que, o período em que é efectuada a amostragem tem influência sobre a riqueza da amostra e na abundância dos indivíduos em qualquer local de estudo em florestas tropicais. Em qualquer base de dados de distribuição, ocorre sempre um número variável de falsas ausências que depende de diversos factores tais como da conspicuidade da espécie e sua abundância (Raimundo, 2004). As presenças de espécies em um determinado espaço podem ser temporárias que por vezes não representam a real distribuição (Carrol *et al.*, 1999).

Assim sendo, se o esforço de amostragem tivesse sido igual e tivesse contemplado habitats ribeirinhos e pantanosos do local-IV, se houvesse possibilidade para o armadilhamento em todos os habitats, e, se tivesse sido acrescido o número de dias por local, certamente que o número de espécies teria sido muito maior do que o que foi observado. Com isso, pode-se dizer que o PNG é rico em espécies herpetofaunísticas e que boa parte dela continua desconhecida, o que leva a crer que a lista de espécies vai continuar a aumentar com pesquisas adicionais na região.

Estes resultados constituem um princípio para o conhecimento da diversidade da herpetofauna do PNG, seu padrão de distribuição e, servem de um ponto de referência para posteriores programas de monitoria e avaliação do estágio de conservação dos habitats ao longo do tempo. Para além disso, estes resultados promovem as potencialidades do PNG no

país e na região podendo atrair pesquisadores e turistas que ao mesmo tempo, impulsionarão a actividade turística promovendo cada vez mais a sua sustentabilidade.

6. CONCLUSÕES

Da avaliação da diversidade da herpetofauna do Parque Nacional da Gorongosa pode-se dizer que:

- ❖ Esta varia na composição específica, na sua diversidade e na distribuição dos seus indivíduos a nível dos habitats e locais de amostragem;
- ❖ A diversidade alfa de espécies da Classe Anfíbia e da Classe Reptília foram maiores nos habitats pantanosos e florestados respectivamente;
- ❖ Na diversidade beta, predomina o fenómeno de substituição entre os habitats e locais de amostragem, não tendo sido verificado o fenómeno de aninhamento;
- ❖ Os habitats pantanosos e lacustres e, todos os locais de amostragem situados na ecoregião do Planalto de Cheringoma observaram uma maior similaridade entre si quanto as espécies de anfíbios.
- ❖ Nos Reptília, foram verificadas dissimilaridade entre os habitats e, fraca similaridade entre os locais de amostragem-II e III;
- ❖ A estrutura da vegetação, o gradiente de humidade e o perfil do solo são factores associados a ocorrência das espécies de anfíbios bem como de répteis identificados mas, não foram determinantes para a riqueza das mesmas por não ter sido verificada nenhuma correlação forte.

7. RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados e limitações do presente estudo recomenda-se o seguinte:

Ao PNG:

- ❖ A predominância do fenómeno de substituição (*turnover*) submete a necessidade de maiores esforços de conservação a todos habitats e locais de amostragem, visto que, em cada uma delas ocorre pelo menos uma espécie exclusiva. Estes esforços passam por:
 - ❖ Proteger os habitats do PNG contra as queimadas descontroladas que ciclicamente atingem a maior parte das áreas eliminando a vegetação, a lítera, esconderijos resultantes de árvores velhas caídas em decomposição que constituem os potenciais habitats de espécies de herpetofauna terrestre;
 - ❖ Proteger o PNG das actividades agrícola, do seu uso como fonte de extracção da lenha e matéria prima para a produção do carvão por forma evitar a fragmentação do habitat, reduzir os efeitos de bordadura e garantir a variabilidade da paisagem a escala regional;
 - ❖ Proteger os principais cursos de água que drenam sobre as regiões baixas do PNG contra a poluição e ou deposição de substâncias tóxicas durante a lavagem de roupa e pesca pelas comunidades da zona tampão, visto que estas áreas são as detentoras de maior diversidade de espécies e locais obrigatórios de reprodução para a maioria das espécies de anuros e habitats de muitas espécies de répteis aquáticos;

- ❖ Os 23 dias de procura numa só estação podem não ter sido suficientes para identificar com pormenor, a diversidade de anfíbios e répteis em uma floresta tropical complexa, pelo que, se torna importante que estudos do género tenham lugar em muito mais tempo, em diferentes estações e em mais áreas.

Às comunidades da zona tampão do PNG:

- ❖ Que continue a crescer a consciência de que vivem em área protegida e que, é dever de todos o abandono de práticas que concorrem para a diminuição dos efectivos de espécies da herpetofauna.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ❖ Aichinger, M. 1987. Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Ecologia*. 71:583-592.
- ❖ Alexander, J.S.A, Scott, D.J, Loyn, R.H. 2002. Impacts of timber harvesting on mammals, reptiles and nocturnal birds in native hard-wood forests of East Gippsland, Victoria: a retrospective approach. *Aust For* 65:182–210.
- ❖ Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P.R., Loyola, R.D.e Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227–1239.
- ❖ Arnold, S.J. 2003. Anniversary essay: Too much natural history, or too little? *Animal Behavior* 65:1065-1068.
- ❖ Azevedo-Ramos, C. and Galatti, U. 2002. Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biological Conservation* 103:103-111.
- ❖ Balvanera, P., E. Lott, G. Segura, C. Siebe e A. Islas, 2002. Patterns of diversity in a Mexican tropical dry forest. *Journal of Vegetation Science* 13:145-158.
- ❖ Barbour, T., Loveridge, A. 1987. A comparative study of the herpetological fauna of the Uluguru and Usambara Mountains, Tanganyika Territory. *Mem. Museum Comp Zool* 50:87–265.
- ❖ Baselga, A. 2008. Determinants of species richness, endemism and turnover in European longhorn beetles. *Ecography* 31:263–271.
- ❖ Baselga, A. 2007. Disentangling distance decay of similarity from richness gradients: response to Soininen *et al.* 2007. *Ecography* 30:838–841.
- ❖ Becker, C.G., C.R. Fonseca, C.F.B. Haddad, R.F. Batista, and P.I. Prado. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318:1775–1777.
- ❖ Beilfuss, R. 2007. Adaptive Management of the Invasive Shrub *Mimosa pigra* at Gorongosa National Park. *Weed management case study*. Mozambique.
- ❖ Bellinghini, R.H. 2004. Brasil: Laboratórios redescobrem a pesquisa. O Estado de S. Paulo. São Paulo. 15 de fev. de 2004.
- ❖ Bencke, G. A. et al. 2009. Composição e padrões de distribuição da fauna de tetrápodes recentes do Rio Grande do Sul, Brasil. In: *Quaternário do Rio Grande do Sul: integrando conhecimentos* (Eds.: Ribeiro, A. M.; Bauermann, S. G.; Scherer, C. S.) 1ª ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Paleontologia. pp.123-142.

- ❖ Bernardes. S. 2012. *Anfíbios e Répteis - Introdução ao estudo da herpetofauna brasileira*. Anolis Books. pp. 320.
- ❖ Bérnils, R.S.; Costa, H.C. 2007. *Répteis brasileiros: Lista de espécies*. Versão 2012.2.
- ❖ Bertoluci, J. A. 1998. Annual patterns of breeding activity in Atlantic Rainforest anurans. *Journal of Herpetology*32:607-611.
- ❖ Blaustein, A.R. & Wake, D.B. 1995. The puzzle of declining amphibian populations. *Scientific American journal* 272:52-57.
- ❖ Blomberg, S. e R. Shine. 1996. Reptiles. In: *Ecological Census Techniques*.(Ed: W. J. Sutherland). pp. 218-226. Cambridge University Press. Cambridge.
- ❖ Bosch, J. 2003. Nuevas amenazas para los anfibios: enfermedades emergentes. *Munibe, Suplemento* (16):56-73.
- ❖ Branch, W. R. 1998. *Field guide to the snakes and other reptiles of southern Africa*. Struik Publishers. Cape Town. South Africa. pp. 399.
- ❖ Branch, William R., Rödel, Mark-Oliver e Marais, Johan. 2005. Herpetological survey of the Niassa Game Reserve, northern Mozambique – *Part I: Reptiles*. Rheinbach.
- ❖ BR, I série, 3o Suplemento, decreto n 78/10 de 31/12/10 pp. 336.
- ❖ Brown GW. 2001. The influence of habitat disturbance on reptiles in a box-ironbark eucalypt forest of south-eastern Australia. *Biodivers Conserv*10:161–176.
- ❖ Buckland, S.T.; Magurran, A.E.; Green, R.E. e Fewster, R.M. 2004. Monitoring change in biodiversity through composite indices.
- ❖ Buckley, L. e Jetz, B. W. 2008. *Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness*. *Proceedings of the Royal Society*. pp.1167-1173.
- ❖ Carroll, R. L. 2007. The Palaeozoic Ancestry of Salamanders, Frogs and Caecilians. *Zoological Journal of the Linnean Society*150:1-140.
- ❖ Carey, C., Heyer, W.R., Wilkinson, J., Alford, R.A.; Arntzen, J.W., Halliday, T., Hungerford, L., Lips, K.R., Middleton, E.M.; Orchard, S.A. and Rand, A.S. 2001. Amphibian declines an environmental change: use of remote-sensing data to identify environmental correlates. *Conservation Biology* 15:903-913.
- ❖ Carey, C. 2003. Infectious disease and worldwide declines of amphibian populations, with comments on emerging diseases in coral reef organisms and in humans. *Environmental Health Perspective* 108:1-8.
- ❖ Carnaval, A. O. Q. C., Toledo, L. F., Haddad, C. F. B. and Brito, F. B. 2005. Chytrid fungus infects high-altitude stream-dwelling *Hylodes magalhaesi* (Leptodactylidae) in the Brazilian Atlantic rainforest. *Frog Log* 70: 3-4.

- ❖ Cechin, S. Z. and M. Martins. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pit fall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 17(3):729-749.
- ❖ Channing, A., A. R. E. Sinclair, S. A. R. Mduma, D. Moyer, and Kreulen, D. A.. 2004. Serengeti amphibians: Distribution and monitoring baseline. *J. Afr. Herpetol.* 53:163–181.
- ❖ Channing, A. 2001. *Amphibians of central and southern Africa*. Cornell University Press.
- ❖ Chapin, F.S.I., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Mack, M.C. and Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- ❖ Colli, G.R., R.P. Bastos, and Araújo A.F.B. 2002. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. Pp. 223–241 in: *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. (Eds: P.S. Oliveira and R.J. Marquis). Columbia University Press, USA.
- ❖ Caldwell, R.K., A. Chao, N.J. Gotelli, S.Y. Lin, C.X. Mao, R.L. Chazdon, and Longino, J.T. 2001. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3–21.
- ❖ Corn, P.S. 1994. Straight-line drift fences and pitfall traps. Pp. 109–117 in: *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Amphibians*. (Eds: Heyer, W.R, Donnely, R.W., McDiarmid, Hayek, L.A and Foster, M.S). Smithsonian Institution Press. USA.
- ❖ Crump, M.L., Hensley, F. and Clark, K. 1992. Apparent declines of the Golden toad: underground or extinct? *Copeia* 1992:629-640.
- ❖ Cunha, O.R., and Nascimento, F.P. 1978. Ofídios da Amazônia vs as cobras da região leste do Pará. *Publicações do Museu Paraense Emílio Goeldi* 31:1–218.
- ❖ Dancy, Christine e Reidy, John. 2006. *Estatística Sem Matemática para Psicologia: Usando SPSS para Windows*. Porto Alegre, Artmed.
- ❖ Donnelly, M.A., Goyer, C. Juterbock, J.E. and Alford, R.A. (1994). *Techniques for marking amphibians*. pp. 277–284.
- ❖ Donnelly, M. A., M. H. Chen and G. G. Watkins. 2005. The Iwokrama herpetofauna: an exploration of diversity in a Guayanan rainforest. In: *Ecology and Evolution in the Tropics*. (eds: Donnelly, M. A., Crother, B. I, Guyer, C., Wake, M. H. and White, M. E. Chicago. Illinois. The University of Chicago Press. pp. 428–460.

- ❖ Duellman, E. E. 1988. Pattern of species diversity in anuran, amphibians in the American tropics. *Ann Missouri Bot. Gard.* 75:79-104.
- ❖ Duellman, W. E. 1997. Amphibians of La Escalera region, Southeastern Venezuela: taxonomy, ecology, and biogeography. *Scientific Papers Natural History Museum* 2:1–52. University of Kansas.
- ❖ Duellman, W.E. and Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. London.
- ❖ Duellman, W.E. 1999. Distribution Patterns of Amphibians in South America. In: *Patterns of Distribution of Amphibians*. (Ed: W.E. Duellman). The Johns Hopkins University Press, Baltimore and London. pp. 255-327.
- ❖ Dyson, M.L.; Passmore, N.I.; Bishop, P.J. and Henzi, S.P. 1992. Male behaviour and correlates of male mating success in a population of African Painted Reed Frogs (*Hyperolius marmoratus*). *Herpetologica*. 48: 236-246.
- ❖ Feder, M.E., Burggren, W.W. 1992. *Environmental Physiology of the Amphibians*. Chicago, University of Chicago Press.
- ❖ Felix, Z.I., Wang, Y. and Schweitzer, C.J. 2004. Relationships between herpetofaunal community structure and varying levels of overstory tree retention in northern Alabama: first-year results. In: *Proceedings of the 12th biennial southern silvicultural research conference* (Ed: Connor, K.F.). pp.7-10.
- ❖ Fernandes, E. M.. 1999. *Estatística Aplicada*. Braga. Portugal.
- ❖ Ferro, B. and Bouman, D. 1987. Explanatory Notes to the Hydrogeological Map of Mozambique: Scale 1:1,000,000. *Project of the Hydrogeological Map of Mozambique, sponsored by UNICEF*.
- ❖ Fonseca, G.A.B. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia* 6:381– 422.
- ❖ Franco, F. L. e Salomão, M. G. Répteis. In: *Técnicas de colecta e preparação de vertebrados para fins científicos e didáticos*. (Eds: Auricchio, P., Salomão, M. G.). São Paulo: Arujá: Instituto Pau Brasil de História Natural. 2002. pp. 77-123.
- ❖ Frost, D.R. 2004. *Amphibian Species of the World: an Online Reference*.
- ❖ Gardner, T.A.; Fitzherbert, E.B.; Drewes, R.C.; Howell, K.M and Caro, T.. 2007. Spatial and temporal patterns of abundance and diversity of an East African leaf litter amphibian fauna. *Biotropica* 39:105–113.
- ❖ Gascon, C. 1991. Population-and community-level analyses of species occurrences of Central Amazonian rainforest tadpoles. *Ecology* 72:1731-1746

- ❖ Gaston, K.J. and Blackburn, T.M. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell. Science. Oxford.
- ❖ Gibbons, J.W. and R.D. Semlitsch. 1981. Terrestrial drift fences with pitfall traps: an effective technique for quantitative sampling of animal populations. *Brimleyana* 7:1–16.
- ❖ Gotelli, N. J. and R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379–391.
- ❖ Gouveia, D. G. A; Marques, S. M. (1973). *Carta dos solos de Moçambique Escala 1 :4 000 00.*, Publicação Trimestral do Instituto de Investigação Agronômica de Moçambique, Vol. 7, N.º 1. Lourenço Marques. pp. 68.
- ❖ Green, H.W. 1997. Snakes: the Evolution of Mystery in: *Nature*. University of California Press, Berkeley.
- ❖ Guerra, A. T; Guerra, A. J. T. 2005. *Novo Dicionário Geológico Geomorfológico*. 4ª Edição, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. pp. 652.
- ❖ Haddad, C. F. B. 1991. Ecologia reprodutiva de uma comunidade de anfíbios anuros na Serra do Japi, sudeste do Brasil. *Tese de Doutorado*. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. São Paulo.
- ❖ Haddad, C.F.B., and C.P.A. Prado. 2005. Reproductive modes and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Bioscience* 55:207–217.
- ❖ Haddad, C.F.B., L.F. Toledo, e C.P.A. Prado. 2008. Anfíbios da Mata Atlântica: *Guia de Anfíbios Anuros da Mata Atlântica*. Editora Neotropica, Brazil.
- ❖ Harrison, S., Ross, S.J. e Lawton, J.H. 1992 Beta-diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61:151–158.
- ❖ Heinen, J.T. 1992. Comparisons of the leaf litter herpetofauna in abandoned cacao plantations and primary rain forest in Costa Rica: some implications for faunal restoration. *Biotropica* 24(3):431-439.
- ❖ Hawkins, B.A, Porter, E.E. and Diniz-Filho, J.A.F. 2003. Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient of terrestrial birds. *Ecology* 84(6):1608-1623.
- ❖ Heyer, W.R., Donnelly, M.A., Macdiarmid, R.W., Heyek, L.C. e Foster, M.S. 1994. *Measuring and Monitoring Biological Diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press. Washington e London. pp. 364.
- ❖ Hickman , Stephen, Zoback , Mark, and Ellsworth William. 2004. Introduction to special section: Preparing for the San Andreas Fault Observatory at Depth.

- ❖ Inger, R.F. e Colwel, R.K. 1977. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecol. Monogr.* 47:229-253.
- ❖ IUCN. 2006. *IUCN Red list of threatened species*. Version 2011.2. disponível em www.iucnredlist.org.
- ❖ Jacobsen, N. H.G.; Errol, W. P. e Darren, W. P. 2010. A preliminary herpetological survey of the Vilanculos Coastal Wildlife Sanctuary on the San Sebastian Peninsula, Vilankulo, Mozambique.
- ❖ Juen, L. e De Marco. 2011. Ordenate Biodiversity in terra-firme forest stream in central Amazonia: On the relative effects of neutral and niche drivers at small geographical extents. *Insect Conservation and diversity*. *Doi*. 10:175-459.
- ❖ Júnior, P. R. B., De Grandi, A. M. s/d. Levantamento da herpetofauna de serrapilheira em remanescente florestal. Tese de Mestrado. Brasil.
- ❖ Jurasinski, G., V. Retzer and C. Beierkuhnlein. 2009. Inventory, differentiation, and proportional diversity: A consistent terminology for quantifying species diversity. *Ecologia* 159:15-26.
- ❖ Keynes, M. 1996. The conservation Status of United States Species. In: *Amphibians declines* (Ed: Michael Lannod,). University of California Press.
- ❖ Keyser, A.J., Hill, G.E. and Soehren, E.C. 1998. Effects of Forest Fragment Size, Nest Density, and Proximity to Edge on the Risk of Predation to Ground-Nesting Passerine Birds. *Conservation Biology*. 12(5): pp.986-994.
- ❖ Kirby, P. 2001. *Habitat Management for Invertebrates: A Practical Handbook*. RSPB, Sandy.
- ❖ Knutson, M.G., Sauer, J.R.; Oldesn, D.A.; Mossman, M.J., Hemesath, L.M. and Lannoo, M.J. 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13:1437-1446.
- ❖ Krebs, C.J. 1999. *Ecological Methodology*, 2nd Ed. Benjamin Cummings, USA.
- ❖ Koleff, P., Gaston, K.J. e Lennon, J.K. 2003. Measuring betadiversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology* 367–382.
- ❖ Leonard, H. J. 1992. *Meio ambiente e pobreza: estratégias de desenvolvimento para uma agenda*. São Paulo. pp. 256.
- ❖ Liddle, M.J. and Scorgie, A.R.A. 1980. The effects of recreation on freshwater plants and animals: a review. *Biol. Conserv* 17:183- 206.

- ❖ Lieberman, S.S. 1986. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a Neotropical Rain Forest: La Selva, Costa Rica. *Acta. Zool* 15:1-71. Mexico.
- ❖ Loveridge, A. 1948. New Guinea Reptiles and Amphibians in the Museum of Comparative Zoology and United States Museum. *Bull. Mus. Comp.Zool.* 101(2):305–430.
- ❖ Loyola, R. D. and Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* .117 (8):1227-1239.
- ❖ Macedo, F. W. 1999. *Medidas de diversidade biológica. Brasil.*
- ❖ Machado, M, Cadermartoni, V., Barros, C. 2006. *Extinções em massa e a crise actual da biodiversidade: Lições do tempo profundo.*
- ❖ Machado, R.A. 2008. Biodiversidade e métodos de amostragem e marcação de anfíbios anuros. In: *Conservation status of Brazilian Lanceheads Bothrops spp* (Eds: Silva, F.P.C.,Gomes-Silva, D.A.P., Melo, J.S. e Martins, V.M.L. 2005.Brasília. XIX Annual Meeting of the Society of Conservation Biology. Universidade de Brasília. pp.128.
- ❖ Machado, R.A., Bernarde, P.S.; Morato, S.A.A. e Anjos, L.. 1999. Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). *Rev. Bras. Zool.* 16(4):997-1004.
- ❖ Mafalacusser, J.M., Marques, M.R. 2000. *PRODER, Programa de Desenvolvimento Rural.* Sofala.
- ❖ Magalhães Luís Mauro e De Freitas, Sampaio. 2012. *Métodos e parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo.* RJ. Brasil.
- ❖ Magnusson, W. E. The peculiarities of crocodilian population's dynamics and their possible importance for management strategies. In: *Crocodiles: Proceedings 7th working meeting Crocodile Specialist Group.* Venezuela: FUDENA/IUCN. 1986. pp. 434-442.
- ❖ Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton University Press, Princeton.
- ❖ Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity.* Blackwell Science Ltd, Oxford.
- ❖ Marco, A. 2003. Impacto de radiación ultravioleta y contaminación em anfíbios. *Munibe. Suplemento.* 16:44-55.

- ❖ Marques, O.A.V.; Eterovic, A. and Sazima, I. 2004. *Snakes of the Brazilian Atlantic Forest: an illustrated field guide for the Serra do Mar range*. Editora Holos, Ribeirão Preto.
- ❖ Martins, M. 2005. Répteis. In: *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção, incluindo as listas das espécies quase ameaçadas e deficientes de dados*. (Eds: Machado, A.B., Martins, C.S., Drummond, G.M.) *Fundação Biodiversitas*. Belo Horizonte. pp. 55-58.
- ❖ Martins, F.R. e Santos, F.A.M. 2004. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Rev. Holos* 1 (edição especial) pp. 36-26.
- ❖ Melo, A.S; Pereira, R.A.S, Santos, A.J., Shepherd, G.J; Machado, G., Medeiros, H.F., Sawaya, R.J. 2003. *Comparing species richness among assemblages using sample units: Why not use extrapolation methods to standardize different sample sizes?* v 101. n 2. pp. 398-410.
- ❖ Mesquita, D.O., Colli, G.R.; França, F.G.R and Vitt, L. 2006b. Ecology of a Cerrado Lizard Assemblage in the Jalapão Region of Brasil. *Copeia* 2006:460-471.
- ❖ Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental. 2007. *Plano de acção para prevenção e controle às queimadas descontroladas, 2008-2018*. Maputo, Moçambique.
- ❖ Minter, L.R. Burger, M.; Harrisson, J.A.; Braack, H.H. Bishop, P.J. and Kloepfer. 2004. *Atlas and Red Data Book of the Frogs of South Africa, Lesotho and Swaziland*. Volume 9 Smithsonian. Washington D.C.
- ❖ Moore, David S. 2007. *The Basic Practice of Statistics*. New York. Freeman.
- ❖ Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 10:58-62.
- ❖ Moreno, C. E. e G. Halffter. 2001. Spatial and temporal analysis of alfa, beta and gama diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*. 10: 367–382.
- ❖ Muchangos, A. 1999. *Moçambique, Paisagens e Regiões Naturais*. Maputo: Tipografia Globo Lda.
- ❖ Mueller-Dombois, D., and Ellemberg, H. 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*.
- ❖ Neckel-Oliveira, S., Magnusson, W.E. e Lima, A.P. 2000. Diversity and distribution of frogs in an Amazonian savanna in Brazil. *Amphibia-Reptilia*. 21(3):317-326.
- ❖ Neto, J. M. M. e Moita, G. C. 1997. *Uma introdução á análise exploratória de dados multivariada*.

- ❖ Novotny, V., Miller S.E., Hulcr, J., Drew, R.A.I., Basset, Y., Janda, M., Setliff, G.P., Darrow, K., Stewart, A.J.A., Auga, J., Isua, B., Molem, K., Manumbor, M.; Tamtai, E., Mogia, M. e Weiblen, G.D. 2007. Low beta diversity of herbivorous insects in tropical forests. *Nature*448:692–695.
- ❖ Orr, Robert. 1996. *Biologia dos vertebrados*. São Paulo. pp 508.
- ❖ Pacheco, J. A. A.; Rabelo, F., Da Silva, E. 2012. *Capacidade de suporte como instrument para a sustentabilidade ambiental: caso da região central de Muanza, província de sofala – Moçambique/África*.Edição especial. v.3. n.4. pp. 679-691.
- ❖ Parque Nacional de Gorongosa. 2011. Plano de Maneio. Primeira versão.117.
- ❖ Parque Nacional de Gorongosa. 2013. *Começou o Levantamento da Biodiversidade da Gorongosa – 2013*.
- ❖ Parsons, P. A. 1987. Features of colonizing animals: phenotypes and genotypes. In: *Colonization, succession and stability*. (Eds: Gray, M. J., Crawley, M.J., Edwards, P. J.). Oxford. Blackwell Scientific Publication. pp. 133-154.
- ❖ Passmore, N. e Carruthers, V. 1995. *South African Frogs, a Complete Guide*. Witwatersrand University Press. Johannesburg. South Africa.
- ❖ Peet, R.K. 2000. The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 5:285-307.
- ❖ Pough, F.H., Andrews, R.M., Cadle, J.E., Crump, M.L., Savitzky, A.H. e Wells, K.D. 1998. *Herpetology*. Prentice Hall, Upper Saddle River. New Jersey.
- ❖ Pritchard, P.C.H. and P. Trebbau. 1984. *The Turtles of Venezuela*. Oxford: Society for the Study of Amphibians and Reptiles. pp. 403.
- ❖ Qian, H., Ricklefs, R.E. and White, P.S. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*8:15–22.
- ❖ Raimundo, Rui Jorge Cegonha. 2004. Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal continental. *Tese de Mestrado. Universidade de Evora*.
- ❖ Rodrigues, RR. 1989. Análise estrutural das formações ripárias. In: *Anais do I Simpósio Sobre Mata Ciliar*. São Paulo. Campinas: *Fundação Cargil*. pp. 99-119.
- ❖ Rossa-Feres, Denise de C.; Vasconcelos, Tiago da Silveira. 2005. *Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do estado de São Paulo*. Brasil.
- ❖ Rudran, R.: Kunz, T. H., Southwell, C. Jarman, T. e Smith, A. P. 1996. Observational techniques for nonvolant mammals. pp. 81-104 in: *Measuring and Monitoring Biological Biodiversity: Standard Methods for Mammals*(Eds: Wilson, D. E.,

- F. R., Nichols, J. D., Rudran, R e Forster, S.). Smithsonian Institution Press. Washington.
- ❖ Sartorius, S.S., Vitt, L.J., Colli, G.R. 1999. Use of natural and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation*, v. 90, pp. 91-101.
 - ❖ Schneider, Michael F. R, Buramuge Victorino A., Alisse Luís, Serfontein, Filipa. 2005. *Checklist' e Centros de Diversidade de Vertebrados em Moçambique*.
 - ❖ Schiötz, A. (1999). *Tree frogs of Africa*. Edition Chimaira, Frankfurt am Main.
 - ❖ Silva, J. B. 2004. Comportamento reprodutivo, vocalizações e dieta de *Bufo Schneideri* Wernwr, 1894 (*Anura, Bufonidae*). *Tese de mestrado*. UFG. Goiânia.
 - ❖ Shine, R. 2006. Life-history evolution in reptiles. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 36:23–46.
 - ❖ Sokal, Robert R., Rohlf, F.James. 1995. *Biometry*. Freeman.
 - ❖ Silva, F.R. e Rossa-Feres, D. 2007. Uso de fragmentos florestais por anuros (Amphibia) de área aberta na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*. 7(2):109-115.
 - ❖ Snodgrass, J. W., M. J. Komoroski, A. L. Bryan Jr., and J. Burger. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology* 14:414–419.
 - ❖ Souza, F.L. e Abe, A.S. 1997. Population structure, activity, and conservation of the neotropical freshwater turtle, *Hydromedusa maximiliani*, in Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 2:521-525.
 - ❖ Stalmans M. e Beilfuss R. 2008. *Landscapes of the Gorongosa National Park*. Mozambique.
 - ❖ Stebbin, R. C., Cohen, N. W. 1995. *A Natural History of Amphibians*. New Jersey: University Press.
 - ❖ Stewart, M.M. 1967. *The Amphibians of Malawi*. State University of New York Press, New York.
 - ❖ Sutherland, W. J. 2006. *Ecological Sensus Techniques*. 2nd Edition. Cambridge. UK.
 - ❖ Taylor, L. R., Kempton, R.A. e Woiwod, I.P. 1976. Diversity statistics and the Log-Series model. *J. Anim. Ecol.* 45(1):255-272.
 - ❖ Teixeira, J.; Sequeira, F.; Alexandrino, J. e Ferrando, N. 1999. *Bases para a Conservação da Salamandra-lusitânica *Chioglossa lusitanica**. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*. pp. 22.

- ❖ Tocher, M. 1998. Diferenças na composição de espécies de sapos entre três tipos de floresta e campo de pastagem na Amazônia Central. In: *Floresta Amazônica: Dinâmica, regeneração e manejo* (Eds.: Gascon e P. Moutinho). *Ministério da Tecnologia e Ciência*, Manaus. pp.219-232.
- ❖ Toledo, L.F., J. Zina, and C.F.B. Haddad. 2003. Distribuição espacial e temporal de uma comunidade de anfíbios anuros do município de Rio Claro,. *Holos Environment* 3:136–149. São Paulo. Basil.
- ❖ Uetz, P.; Etzold, T.e Chenna, Rr. 1995. The EMBL *reptile Database*<reptile database. org>.
- ❖ Ulrich, W. and Gotelli, N.J. .2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*88:1824–1831.
- ❖ Ulrich,W., Almeida-Neto, M. and Gotelli, N.J. 2009. A consumer’s guide to nestedness analysis. *Oikos*.118:3–17.
- ❖ Van Dam, H. and Buskens, R. F. M. 1993. Ecology and management of moorland pools: balancing acidification and eutrofication. *Hydrobiologia*. 265:225-263.
- ❖ Van Rooy, P.T.J.C. e Stumpel, A.H.P. 1995. Ecological impact of economic development on sardinian herpetofauna. *Conserv. Biol.* 9:263-269.
- ❖ Vasconcelos, T. DA S. e Rossa-Feres, D. de C. 2005. Diversidade, distribuição espacial e temporal de anfíbios anuros (Amphibia, Anura) na região noroeste do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica* 5(2):132-156.
- ❖ Vonesh, J. R. 2001. Patterns of richness and abundance in a tropical African leaf-litter herpetofauna. *Biotropica* 33:502–510.
- ❖ Villaça, André Martins. 2004. Uso de Habitats por *Caiman crocodilus* e *Paleosuchus palpebrosus*. *Tese de mestrado*. Brasil.
- ❖ Vitt, L. J.; Caldwell J. P.; Wilbur, H. M e Smith, D. C. 1990. Amphibians as harbingers of decay. *BioScience* 40:418.
- ❖ Vos, C. C. e Chardon, J. P. 1998. Effects of Habitat Fragmentation and Road Density on the Distribution Pattern of the Moor Frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 35, No. 1 pp. 44-56.
- ❖ Wake, D.B. and V.T. Vredenburg. 2008. Are we in themidst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105:11466–11473.
- ❖ Wake, D.B. 1991. Declining amphibian populations. *Science*. 250:860-869.

- ❖ Whittaker, R. J.; Willis, K. J. and Field, R. 2001. Scale and species diversity richness: towards a general hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*. 28:453-470.
- ❖ Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21:213-251.
- ❖ Wright, D.H. and Reeves, J.H. 1992. On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. *Oecologia*. 92: 416–428.
- ❖ Zug, George. R.; Vitt, L.J. and Caldwell, J.P. 2001. *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic Press, San Diego.

APÊNDICE

Tabela 9. Estatuto de conservação e tendência das espécies da IUCN red list – Versão 2013

Nr.	Espécie	Estatuto de conservação	Tendência da população
1	<i>Afrixalus delicatus</i> (Pickersgill's Banana Frog)	Baixa preocupação	Em declínio
2	<i>Afrixalus fornasini</i>	Baixa preocupação	Estável
3	<i>Amietophrynus garmani</i>	Baixa preocupação	Estável
4	<i>Amietophrynus maculatus</i>	Baixa preocupação	Estável
5	<i>Arthroleptis stenodactylus</i> (Shovel-footed Squeaker)	Baixa preocupação	Estável
6	<i>Arthroleptis xenodactyloides</i> (Dwarf Squeaker)	Baixa preocupação	Em declínio
7	<i>Breviceps mossambicus</i> (Mozambique Rain Frog)	Baixa preocupação	Estável
8	<i>Chiromantis xerampelina</i> (Grey Foam-nest Treefrog)	Baixa preocupação	Desconhecida
9	<i>Hemisus marmoratus</i> (Marbled Snout-burrower)	Baixa preocupação	Desconhecida
10	<i>Hyperolius argus</i>	Baixa preocupação	Em declínio
11	<i>Hyperolius marmoratus</i> (Painted Reed Frog)	Baixa preocupação	Em crescimento
12	<i>Hyperolius pusillus</i>	Baixa preocupação	Desconhecida
13	<i>Hyperolius swynnertoni</i>	Baixa preocupação	Estável
14	<i>Hyperolius tuberilinguis</i>	Baixa preocupação	Estável
15	<i>Hyperolius nasutus</i> :	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
16	<i>Hyperolius sp.</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
17	<i>Kassina maculate</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
18	<i>Kassina senegalensis</i> (Senegal Land	Baixa preocupação	Estável

Frog)			
19	<i>Leptopelis sp.</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
20	<i>Leptopelis mossambicus</i>	Baixa preocupação	Em declínio
21	<i>Leptopelis flavomaculatus</i>	Baixa preocupação	Em declínio
22	<i>Phrynomantis bifasciatus</i> (Banded Rubber Frog)	Baixa preocupação	Estável
23	<i>Phrynobatrachus acridoides</i>	Baixa preocupação	Estável
24	<i>Phrynobatrachus mababiensis</i>	Baixa preocupação	Estável
25	<i>Ptychadena anchietae</i> (Anchieta's Ridged Frog)	Baixa preocupação	Estável
26	<i>Ptychadena oxyrhynchus</i>	Baixa preocupação	Estável
27	<i>Ptychadena sp.</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
28	<i>Pyxicephalus edulis</i> (Edible Bullfrog)	Baixa preocupação	Estável
29	<i>Schismaderma carens</i> (African Split-skin Toad)	Baixa preocupação	Desconhecida
30	<i>Xenopus laevis</i> (African Clawed Frog)	Baixa preocupação	Em crescimento
31	<i>Xenopus muelleri</i> (Muller's Platanna)	Baixa preocupação	Estável

Fonte: www.iucnredlist.org

Tabela 10. *Estatuto de conservação e tendência da população de répteis*

Nr.	Espécie	Estatuto de conservação	Tendência da população
1	<i>Megatyphlops mucruso</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
2	<i>Agama mossambica</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
3	<i>Aparallactus capensis</i> (Cape Centipede Eater)	Baixa preocupação	Estável
4	<i>Atractaspis bibronii</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
5	<i>Bitis arietans</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
6	<i>Causus defilipii</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida.	
7	<i>Chamaleo dilepis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
8	<i>Chrindia swynnertoni</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
9	<i>Crocodylus niloticus</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
10	<i>Crotaphopeltis hotamboia</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida.	
11	<i>Cycloderma frenatum</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
12	<i>Dendroaspis angusticeps</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida	
13	<i>Gherrosaurus flavigularis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
14	<i>Gherrosaurus major</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida	
15	<i>Hemidactylus mabouia</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e	

		também ainda não consta no catálogo de vida
16	<i>Hemidactylus platycephalus</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
17	<i>Hemirhagerrhis nototaenia</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
18	<i>Kinixys belliana</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
19	<i>Lamprophis capensis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
20	<i>Leptotyphlops sp</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
21	<i>Lygodactylus capensis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
22	<i>Lycophidion capense;</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
23	<i>Lygosoma sundevalli;</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
24	<i>Naja melanoleuca</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
25	<i>Naja mossambica</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
26	<i>Nucras sp</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida.
27	<i>Nucras boulengeri</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
28	<i>Pelusios sinuatus:</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
29	<i>Philothamnus battersby</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
30	<i>Philothamnus semivariatus:</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
31	<i>Psammophis angolensis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
32	<i>Psammophis mossambica</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida

33	<i>Psammophis orientalis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
34	<i>Telescopus semiannulatus</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
35	<i>Thelotornis sp</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN e também ainda não consta no catálogo de vida
36	<i>Trachylepis margaritifera</i> ;	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
37	<i>Trachylepis boulengeri</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
38	<i>Trachylepis striata</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
39	<i>Trachylepis varia</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
40	<i>Python natalensis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
41	<i>Varanus albigularis</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida
42	<i>Varanus niloticus</i>	Este taxon ainda não foi avaliado pela lista vermelha do IUCN mas consta no catálogo de vida

Fonte: www.iucnredlist.org

Tabela 11. *Diversidade gama de Anfíbios e Répteis*

A	Classe Anfíbia				B	Classe Reptilia				C	Classe Anfíbia				Classe reptilia				D
	LA-I	LA-II	LA-III	LA-IV		LA-I	LA-II	LA-III	LA-IV		F	R	P	L	F	R	P	L	
<i>Ad</i>	X	X	X		<i>Mm</i>			x		<i>Ad</i>	x	x	x	x	<i>Mm</i>	X			
<i>Af</i>	X		X		<i>Am</i>		x	x		<i>Af</i>			x	x	<i>Am</i>				x
<i>Ag</i>			X		<i>Ac</i>			x		<i>Ag</i>	x		x		<i>Ac</i>	X			
<i>Am</i>	x	X	X	x	<i>Ab</i>				X	<i>Am</i>	x	x	x		<i>Ab</i>	X			
<i>As</i>	x	X	X	x	<i>Bo</i>		x	x	X	<i>As</i>	x	x	x	x	<i>Bo</i>	x			
<i>Ax</i>	x				<i>Cd</i>		x	x		<i>Ax</i>	x	x			<i>Cd</i>				
<i>Bm</i>			X		<i>Chd</i>		x	x		<i>Bm</i>			x		<i>Chd</i>	x			
<i>Cx</i>	x	X	X	x	<i>Cs</i>				X	<i>Cx</i>				x	<i>Cs</i>				x
<i>Hem</i>	x		X	x	<i>Cn</i>			x	X	<i>Hem</i>	x				<i>Cn</i>		X		x
<i>Há</i>		X	X		<i>Ch</i>		x	x		<i>Ha</i>			x	x	<i>Ch</i>		X		
<i>Hm</i>	x	X	X	x	<i>Cf</i>				X	<i>Hm</i>	x	x	x	x	<i>Cf</i>				x
<i>Hp</i>	x	X			<i>Da</i>		x			<i>Hp</i>			x		<i>Da</i>				
<i>Hs</i>	x		X		<i>Gf</i>	x	x			<i>Hs</i>			x		<i>Gf</i>	x			
<i>Ht</i>			X		<i>Gm</i>		x			<i>Ht</i>			x		<i>Gm</i>				
<i>Hn</i>			X		<i>Hm</i>	x	x	x	X	<i>Hn</i>				x	<i>Hm</i>	x		x	x
<i>Hsp</i>	x				<i>Hp</i>	x	x	x	X	<i>Hsp</i>	x				<i>Hp</i>	x	X	x	
<i>Km</i>				x	<i>Hn</i>			x	X	<i>Km</i>	x			x	<i>Hn</i>	x			
<i>Ks</i>	x	X	X		<i>Kb</i>		x	x		<i>Ks</i>			x	x	<i>Kb</i>	x			
<i>Lsp</i>	x				<i>Lc</i>		x			<i>Lsp</i>					<i>Lc</i>				
<i>Lm</i>			X		<i>Lsp</i>	x	x	x		<i>Lm</i>			x		<i>Lsp</i>	x	X		
<i>Lf</i>	x		X		<i>Lygc</i>	x	x	x		<i>Lf</i>	x				<i>Lygc</i>	x			x
<i>Pb</i>				x	<i>Lycc</i>	x	x			<i>Pb</i>	x				<i>Lycc</i>	x	X		
<i>Pa</i>	x	X	X		<i>Ls</i>				X	<i>Pa</i>	x	x	x	x	<i>Ls</i>	x			
<i>Pm</i>	x	X	X		<i>Nmel.</i>				X	<i>Pm</i>	x	x	x	x	<i>Nmel.</i>	x			
<i>Ptya</i>	x	X	X	x	<i>Nm</i>				X	<i>Ptya</i>	x	x	x	x	<i>Nm</i>	x			
<i>Ptyo</i>			X		<i>Nsp</i>		x	x		<i>Ptyo</i>			x	x	<i>Nsp</i>	x			x
<i>Ptysp</i>	x	X	X	x	<i>Nb</i>	x			X	<i>Ptysp</i>	x	x	x	x	<i>Nb</i>	x			
<i>Pe</i>				x	<i>Ps</i>		x			<i>Pe</i>	x				<i>Ps</i>	x	X		
<i>Sc</i>	x	X	X	x	<i>Pb</i>	x	x			<i>Sc</i>	x	x			<i>Pb</i>	x	X	x	

<i>Xl</i>	x				<i>Phs</i>	x				<i>Xl</i>		X			<i>Phs</i>	x			
<i>Xm</i>	x	X	X		<i>Pa</i>				X	<i>Xm</i>	x	x	x		<i>Pa</i>	x			
					<i>Pm</i>			x							<i>Pm</i>			X	
					<i>Po</i>	x	x								<i>Po</i>	x		X	
					<i>Pn</i>		x								<i>Pn</i>				
					<i>Tsem.</i>				X						<i>Tsem.</i>				
					<i>Tsp</i>			x	X						<i>Tsp</i>	x			
					<i>Tm</i>		x	x							<i>Tm</i>			X	
					<i>Tb</i>	x									<i>Tb</i>	x		X	
					<i>Ts</i>	x	x	x	X						<i>Ts</i>	x	X	x	
					<i>Tv</i>	x	x	x	x						<i>Tv</i>	x	x	x	
					<i>Va</i>	x		x							<i>Va</i>	x	x		
					<i>Vn</i>		x	x	x						<i>Vn</i>	x	x		

Classe Anfibia

Tabela 12. *Coeficientes de correlação entre as espécies e a altura do graminal*

		Correlations	
		Especies	Alt.graminal
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000
			.393**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.
			.000
		N	544
Spearman's rho		Correlation Coefficient	.393**
			1.000
	Alt.graminal	Sig. (2-tailed)	.000
			.
		N	544
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000
			.469**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.
			.000
		N	544
Spearman's rho		Correlation Coefficient	.469**
			1.000
	Alt.graminal	Sig. (2-tailed)	.000
			.
		N	544

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Tabela 13. *Coeficientes de correlação entre as espécies e a percentagem de cobertura*

Correlations			
		Especies	Perccobertura
		Correlation Coefficient	1.000
		.393**	.393**
Kendall's tau_b	Especies	Sig. (2-tailed)	.000
	N		544
	Correlation Coefficient		.393**
	Perccobertura	Sig. (2-tailed)	.000
		.000	.000
		N	544
		Correlation Coefficient	1.000
		.469**	.469**
Spearman's rho	Especies	Sig. (2-tailed)	.000
	N		544
	Correlation Coefficient		.469**
	Perccobertura	Sig. (2-tailed)	.000
		.000	.000
		N	544

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Tabela 14. *Coeficientes de correlação entre as espécies e o gradiente de humidade*

Correlations				
		Especies	Grad.humidade	
Kendall's tau_b	Especies	Correlation Coefficient	1.000	.161**
		Sig. (2-tailed)	.	.000
		N	533	533
	Grad.humidade	Correlation Coefficient	.161**	1.000
	Sig. (2-tailed)	.000	.	
	N	533	533	
Spearman's rho	Especies	Correlation Coefficient	1.000	.198**
		Sig. (2-tailed)	.	.000
		N	533	533
	Grad.humidade	Correlation Coefficient	.198**	1.000
	Sig. (2-tailed)	.000	.	
	N	533	533	

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Tabela 15. *Coeficientes de correlação entre as espécies e a configuração/perfil do solo*

			Correlations	
			Especies	Conf.solo
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000	.141**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.	.000
		N	720	720
	Conf.solo	Correlation Coefficient	.141**	1.000
Spearman's rho		Sig. (2-tailed)	.000	.
		N	720	720
		Correlation Coefficient	1.000	.165**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.	.000
Spearman's rho		N	720	720
	Conf.solo	Correlation Coefficient	.165**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.000	.
		N	720	720

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Classe Reptília

Tabela 16. Coeficientes de correlação entre as espécies de répteis com a altura do graminal

		Correlations	Especies	Alt.graminal
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000	-.293**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.	.000
		N	186	186
	Alt.graminal	Correlation Coefficient	-.293**	1.000
		Sig. (2-tailed)	.000	.
Spearman's rho		N	186	186
		Correlation Coefficient	1.000	-.364**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.	.000
		N	186	186
	Alt.graminal	Correlation Coefficient	-.364**	1.000
	Sig. (2-tailed)	.000	.	
	N	186	186	

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Tabela 17. *Coeficientes de correlação entre as espécies de répteis e a percentagem de cobertura*

Correlations			
		Especies	Perccobertura
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000
	Especies	Sig. (2-tailed)	.064
		N	180
		Correlation Coefficient	-.108
	Perccobertura	Sig. (2-tailed)	.064
		N	180
Spearman's rho		Correlation Coefficient	1.000
	Especies	Sig. (2-tailed)	.170
		N	180
		Correlation Coefficient	-.103
	Perccobertura	Sig. (2-tailed)	.170
		N	180

Tabela 18. *Coefficientes de correlação entre as espécies de répteis com o gradiente de humidade*

		Correlations	
		Especies	Grad.humidade
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000
	Especies	Sig. (2-tailed)	.
		N	56
		Correlation Coefficient	-.014
	Grad.humidade	Sig. (2-tailed)	.899
		N	56
Spearman's rho		Correlation Coefficient	1.000
	Especies	Sig. (2-tailed)	.
		N	56
		Correlation Coefficient	-.026
	Grad.humidade	Sig. (2-tailed)	.847
		N	56

Tabela 19. Coeficientes de correlação entre as espécies de répteis a configuração/perfil do solo

Correlations			
		Especies	Conf.solo
Kendall's tau_b		Correlation Coefficient	1.000
		Sig. (2-tailed)	-.199**
	Especies	Sig. (2-tailed)	.
		N	.001
		N	188
Spearman's rho		Correlation Coefficient	1.000
		Sig. (2-tailed)	-.199**
	Conf.solo	Sig. (2-tailed)	.
		N	.001
		N	188

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

Apêndice 5: Figuras de parte das espécies identificadas na área de estudo

A. Classe Anfíbia



Figura A1: *Afrixalus delicatus*



Figura A2: *Afrixalus delicatus*



Figura A3: *Afrixalus fornasini*



Figura A4: *Hyperolius pusillus*



Figura A7: *Xenopus leavis*



Figura A8: *Arthrolepis stenodactylus*



Figura A17: *Schismaderma carens*

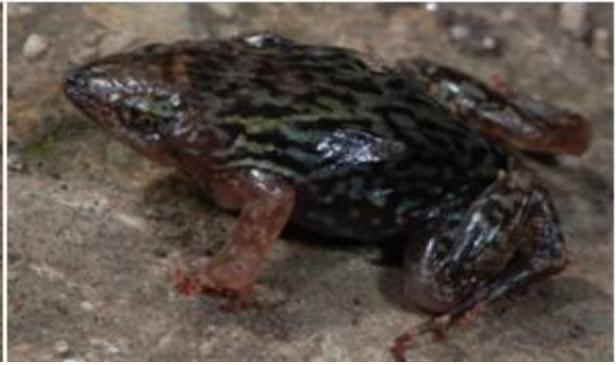


Figura A18: *Hemisis marmoratus*



Figura A19: *Ptycadena mossambicus*



Figura A20: *Ptycadena anchietae*



Figura A20: *Ptycadena mossambicus*



Figura A21: *Chiromantis xerampelina*



Figura A22: *Phrinobatrachus acridoides*



Figura A23: *Phrinobatrachus acridoides*

B. Classe reptília



Figura B1: *Atractaspis bibronii*



Figura B2: *Bitis arietans*



Figura B3: *Chamaleo dilepis*



Figura B4: *Chrindia swynnertoni*



Figura B5: *Crotaphopeltis holomboeia*



Figura B6: *Dendroaspis angusticeps*



Figura B7: *Gherrosaurus major juvenil*



Figura B8: *Hemidactylus mabouia*



Figura B9: *Hemidactylus mabouia*



Figura B10: *Leptotyphlops rucifrons*



Figura B11: *Lycophidion capense*



Figura B12: *Lygodactylus capensis*



Figura B13: *Mochlus sundevalli*



Figura B14: *Nucras ornate*



Figura B15: *Psammophis angolensis*



Figura B16: *Megathyphops mucroso*

Figura B17: *Trachylepis striata*



Figura B18: *Hemidactylus platycephalus*



