

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA



DISSERTAÇÃO DE MESTRADO



Diversidade morfométrica de quatro espécies de marsupiais do Parque Estadual do Rio Doce e em seu entorno (Minas Gerais).



ORIENTADO: Juliano Leal de Paula
ORIENTADORA: Profa. Dra. Cleusa Graça da Fonseca
Local e data da defesa: Sala B2-162, 26-09-2008

BELO HORIZONTE - MG
Setembro – 2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA GERAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA

Diversidade morfométrica de quatro espécies de marsupiais do Parque Estadual do Rio Doce e seu entorno (Minas Gerais).

Juliano Leal de Paula

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Genética (Área de Concentração em Genética Evolutiva e de Populações) da Universidade Federal de Minas Gerais como requisito para a obtenção do grau de Mestre em genética.

POEMA

A poesia está guardada nas palavras – é tudo que eu sei.

Meu fado é o fado de não saber quase tudo.

Sobre o nada eu tenho profundidades.

Não tenho conexões com a realidade.

Poderoso para mim não é aquele que descobre ouro.

Para mim poderoso é aquele que descobre as
insignificâncias (do mundo e as nossas).

Por essa pequena sentença me elogiaram de imbecil.

Fiquei emocionado e chorei.

Sou fraco para elogios.

“Nada em Biologia faz *sentido*, exceto à *luz da evolução*”

(Theodosius Dobzhansky, 1973)

Dedico este trabalho a meu pai, que onde quer que esteja, sinto diariamente que olha e cuida de mim, e sei com muita convicção que está sentindo um orgulho muito grande desta minha conquista. Essa vitória é nossa! Saudades de você, meu Pai!

Agradecimentos

A Deus por cada dia vivido e cada oportunidade de crescimento e aprendizado, sempre com muita saúde pra ir em busca daquilo que acredito;

À minha orientadora, Prof^a Cleusa Graça da Fonseca, pela oportunidade, pela orientação, pela amizade e carinho constantes, por ter acreditado em mim sempre, pelos ensinamentos muito valiosos para a minha formação como pessoa e pesquisador e por me mostrar que a ciência e, principalmente o conhecimento, está muito além dos livros, está no dia-a-dia do laboratório, na conversa na hora do café, nas experiências vividas diariamente;

À Prof^a Maria Bernadete Lovato, por ter-me dado a oportunidade de iniciar minha vida como geneticista e que durante cinco anos de convívio não só me ensinou a beleza das Plantas como me fez apaixonar pela Genética da Conservação! Bê, jamais irei esquecer das nossas conversas e de seus valiosos conselhos;

À Prof^a Maria Dolores Acedo, pelo seu carinho e amizade, mostrando que a felicidade depende de nós e à Prof^a Mônica Bucciarelli que, mesmo sem saber, me incentivou na busca de meu objetivo, ensinando que adversidades são passageiras se temos certeza do que buscamos;

A todos os professores do Curso de Pós-Graduação em Genética da UFMG, pelos ensinamentos transmitidos;

À Marina, pela ajuda constante em tudo relacionado à Pós, pelas conversas apressadas e relaxantes e por ter se tornado uma grande e verdadeira amiga;

Ao Heitor e a todos da Mastozoologia, pela coleta dos dados que foram a base deste trabalho;

À Dra. Maria Gabriela Peixoto, Pesquisadora da Embrapa, pela ajuda nas análises dos dados;

Ao pessoal do trabalho no Departamento de Bioquímica, toda a galera do Lab 1 e Lab 2 e aos transeuntes sempre presentes no NAGE que mostraram a importância da concentração;

Aos amigos do curso de biologia, que estiveram comigo onde tudo começou, o início da nossa caminhada, em especial ao Teagá e a Grazie, que mesmo distantes, estão sempre presentes;

Aos amigos do mestrado, com quem compartilhei risadas, angústias e muito conhecimento;

A alguns amigos muito especiais que fiz no Departamento: Sarah, Ju Carneiro, Bruno, Débora, Gilka, Dani Lacerda, Latife, Claudia, Ju Cardinali, Michele, Higgor, Lu (NAGE), Dulce, Maria Clara, Ricardo e Ana Raquel, vocês ajudaram a tornar os frios corredores do ICB um local muito mais caloroso;

Aos colegas do antigo laboratório, Helena, Lu 2, Júnia, Renan haplóide e diplóide, pela amizade e à Maíra, Gabriel, Rosângela, Valéria e Carol que além de tudo, muito me ensinaram;

Aos amigos virtuais Igor, Wender, Kétsia, Josemar (Lú), Alê, Kakau, Rick, Ana, Érica, Edu, pelas horas de descontração, muitas vezes sendo mais reais que os amigos daqui. Igor, como sei que você “adora” escutar: amigo, eu te amo! Wender, seu coração vale mais que ouro – 8266 demais e pra sempre, hehehe. Lú, Sampa será pequena demais pro seu grande futuro, e Alê, poucos merecem mais a felicidade que você! Bão d+ ter vocês dois de volta na minha vida;

Ao grande amigo Xande Hissa, por me ensinar a jamais ter medo do novo, do desafio, e sempre querer ser alguém melhor hoje do que ontem, você é um exemplo pra mim! E Cris, por me mostrar que devemos ser nós mesmos, acima de tudo! Você conquistou minha amizade e admiração literalmente no primeiro segundo, e já se tornou muito especial pra mim, adoro você;

Aos colegas do Laboratório, Gustavo, Luciene (e o sempre presente Virgílio), Pilar, Daiane (e Igor), Isabela, Mariana (Mary lindaaaaaa! Te Adoro!!), Juan, Stella, Thomaz, Isis e Gabriel, pela ajuda nas horas de necessidade, pelo convívio maravilhoso e pelas risadas descontraídas que tornaram o trabalho muito mais prazeroso e agradável;

À Renata (Rê) pela ajuda, pelo ombro amigo, pelos conselhos e, que após esses 7 anos, se tornou uma grande amiga, com sua simplicidade que muito me ensinou e continua ensinando;

À Gabi, por ter me emprestado o pai dela várias vezes nessa etapa final, deixando de passar momentos valiosos ao lado dele, sempre disposto a ajudar, trazendo idéias, tirando dúvidas e ensinando a usar o SAS. Gabi, seu pai vale ouro! Léo Meneguini, parte desse trabalho é seu;

Aos doidos, Eduardo (quem? Ah, o Bacon!), Joarês, Carlos Gustavo “Rola um Jantarzinho Antes?” (Vulgo alemão), pelas tardes/noites de sábado e/ou domingo com muita diversão, amizade e comida!!! E Iderval, Diná e Tati, que mesmo longe, sempre serão da turma;

Ao Reinaldo (“Meu Rei”, “Meu Mestre”), que com sua amizade sincera e sua sinceridade amiga sempre busca me ajudar, com conselhos muito pessoais e loucos, mas que funcionam bem;

À Luuuuuuuuuuu e Carlos, que são inseparáveis pra mim na amizade, nas imensas qualidades e no carinho que sinto por vocês! Amo demais vocês dois;

Ao meu irmão de alma Mando, que sem perceber me deu e continua me dando lições pra vida inteira, se tornando indispensável na minha vida! Amigo, você está guardado pra sempre;

À pequenina graaaaande amiga Danny, há 10 anos do meu lado, me aturando, me apoiando, me enlouquecendo. Meus momentos de maior lucidez só tenho quando estou ao seu lado. Danny, acho que não preciso dizer o quanto você é valiosa pra mim (e um obrigado a você também, Tia Eliene);

Ao super amigo Xande Reis, um ser humano único, de valores e princípios verdadeiros, que nunca me deixou desistir, sempre tentando me ajudar, me levantando nas horas que me encontrava no chão e me fazendo seguir adiante. Não sei se estaria aqui hoje se não fossem seus incentivos! O mundo seria um lugar muito melhor se existissem mais pessoas como você;

À minha amada Tia Gracinha, que sempre dava aquele empurrãozinho a mais toda vez que me via, me mostrando como é bela a carreira que escolhi e a todos da minha família, tios e tias, primos e primas;

Aos meus irmãos Marcus e Frederico, um de longe e o outro de perto, mas os dois sempre ao meu lado nas horas em que mais precisava deles, me dando força e me apoiando, me fazendo persistir no caminho que tracei, pois sabem o quanto significa pra mim;

À minha maravilhosa mãe, que mesmo à distância na maior parte do tempo, me mandou energia suficiente com sua confiança na minha pessoa e no meu potencial, com seu amor e apoio incondicional, sofrendo e se alegrando, sempre ao meu lado. Você foi minha Capes e meu CNPq, sendo meu apoio financeiro durante todo esse tempo. Mama, EU TE AMO!

Sumário

AGRADECIMENTOS	VI
SUMÁRIO	VIII
LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE ABREVIATURAS	XI
RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1 – INTRODUÇÃO	3
1.1 – CONSERVAÇÃO E FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS	3
1.2 – A MATA ATLÂNTICA E O PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE.....	9
1.3 – AS ESPÉCIES ESTUDADAS.....	23
1.3.1 – Os Marsupiais e sua Evolução	23
1.3.2 – <i>Caluromys Philander</i>	25
1.3.3 – <i>Didelphis aurita</i>	26
1.3.4 – <i>Metachirus nudicaudatus</i>	28
1.3.5 – <i>Micoureus paraguayanus</i>	29
2 – OBJETIVOS	31
3 – MATERIAL E MÉTODOS.....	32
3.1 – ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM	32
3.2 – CONJUNTO DE DADOS	34
3.3 - ANÁLISES ESTATÍSTICAS	39
3.3.1 - Componentes de variância e estimativas de repetibilidade.....	39
3.3.2 - Análise canônica discriminante	39
3.3.3 - Distância de Mahalanobis	40
4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
4.1 - ANÁLISE DO MODELO MISTO E ESTIMATIVAS DE REPETIBILIDADE.....	41
4.2 - DIFERENCIAÇÃO ENTRE AS ESPÉCIES PELA DISTÂNCIA DE MAHALANOBIS	47
4.3 - DIFERENCIAÇÃO ENTRE AS ESPÉCIES PELA ANÁLISE DISCRIMINANTE CANÔNICA.....	47
5 – CONCLUSÕES	51
6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52

Lista de figuras

Figura 1 – Mata Atlântica original no Estado de Minas Gerais e seus remanescentes atuais.....	10
Figura 2 – Área do parque estadual do rio doce e sua zona de amortecimento	13
Figura 3 – Localização do Parque Estadual do Rio Doce dentro do Estado de Minas Gerais	14
Figura 4 – Zoneamento do Parque Estadual do Rio Doce	16
Figura 5 – Imagens ilustrativas da espécie <i>Caluromys philander</i>	25
Figura 6 – Imagens ilustrativas da espécie <i>Didelphis aurita</i>	27
Figura 7 – Imagens ilustrativas da espécie <i>Metachirus nudicaudatus</i>	28
Figura 8 – Imagens ilustrativas da espécie <i>Micoureus paraguayanus</i>	30
Figura 9 – Gráfico da variável canônica 1 versus variável canônica 2 para o sexo feminino e as quatro espécies estudadas	49
Figura 10 – Gráfico da variável canônica 1 versus variável canônica 2 para o sexo masculino e as quatro espécies estudadas.....	50

Lista de tabelas

- Tabela 1 – Número de capturas e recapturas de cada uma das espécies estudadas, com porcentagem de recapturas para cada uma delas35**
- Tabela 2 – Probabilidade de que os efeitos fixos de sexo e local sobre as diferentes medidas, por espécie, sejam significativamente diferentes de zero42**
- Tabela 3 – Médias e erros padrões das medidas de todos os indivíduos do sexo feminino com suas recapturas utilizadas no trabalho, separado por espécie.....43**
- Tabela 4 – Médias e erros padrões das medidas de todos os indivíduos do sexo masculino com suas recapturas utilizadas no trabalho, separado por espécie43**
- Tabela 5 – Valores do coeficiente de repetibilidade, estimados para as diferentes medidas, por espécie45**
- Tabela 6 – Distâncias de Mahalanobis entre as espécies estudadas (acima da diagonal) com os respectivos valores de F e suas probabilidades (abaixo da diagonal), relativas ao sexo feminino46**
- Tabela 7 – Distâncias de Mahalanobis entre as espécies estudadas (acima da diagonal) com os respectivos valores de F e suas probabilidades (abaixo da diagonal), relativas ao sexo masculino.....46**
- Tabela 8 – Número de indivíduos das quatro espécies utilizadas na análise multivariada, com suas freqüências (em porcentagem), separados por sexo47**
- Tabela 7 – Valores das três correlações canônicas com os respectivos erros padrões aproximados, por sexo48**
- Tabela 8 – Valores dos primeiros e segundos componentes canônicos , relativos às medidas analisadas, por sexo, com os respectivos “eigenvalues”48**

Lista de abreviaturas

% - Porcentagem

Art. – Artigo

AW – Tipo de classificação climática de Köppen-Geiger

°C – Grau Celsius

CEPF – Critical Ecosystem Partnership Fund

CI – Conservation International

COPAM - Conselho de Política Ambiental

EDTA - Ácido etilenodiaminotetracético

g – Grama

ha – Hectares

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEF – Instituto Estadual de Florestas

IUCN – *International Union for Conservation of Nature*

km – Quilômetro

km² – Quilômetro quadrado

m – Metro

M – Molar

ml – Mililitro

mm – Milímetro

mM – Milimolar

n° – Número

nM – Nanomolar

PELD – Pesquisas Ecológicas de Longa Duração

PERD – Parque Estadual do Rio Doce

S – South (Sul) – coordenada geográfica

SIF – Sociedade de Investigações Florestas

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

TE – Tris, EDTA

Tris – Tris-(hidroximetil)-aminometano

UC – Unidade de Conservação

W – West (Oeste) – coordenada geográfica

Resumo

A crescente destruição dos ecossistemas e a sua fragmentação tem levado a uma grande preocupação de toda a comunidade científica, fazendo com que a conservação da biodiversidade seja considerada uma prioridade em todo o planeta. A fragmentação dos habitats leva à diminuição populacional, o que traz conseqüências genéticas e não-genéticas para as populações. A preservação das espécies começa com a manutenção de sua diversidade genética, pois apenas possuindo uma variação genética, as espécies são capazes de responder a alterações impostas pelo ambiente e sobreviver a longo prazo. A Mata Atlântica é um bioma onde essa destruição e fragmentação vem ocorrendo há muitos anos, causando impactos, alguns irreversíveis, às espécies ali presentes, sendo considerado um dos *hotspots* de biodiversidade do planeta, uma área prioritária de conservação. Para uma melhor determinação de planos de manejo e conservação destes locais, estudos de Genética de Populações e Genética da Conservação são fundamentais, dentre eles trabalhos de Genética Quantitativa. Este trabalho visa então analisar a variação fenotípica de algumas medidas de tamanho corporal de quatro espécies de marsupiais (*Caluromys philander*, *Didelphis aurita*, *Metachirus nudicaudatus* e *Micoureus paraguayanus*) do Parque Estadual do Rio Doce, o maior remanescente de Mata Atlântica do estado de Minas Gerais, de modo a obter algumas informações sobre a diversidade genética das populações destes animais. Outro objetivo foi a avaliação da utilidade destas medidas como indicadores da perda de diversidade genética e da diferenciação morfométrica entre as espécies estudadas, visando futuros trabalhos evolutivos, propondo alterações nos procedimentos de coleta de dados. Para tanto, foram utilizadas algumas análises estatísticas, como componentes de variância e estimativas de repetibilidade, análise canônica discriminante, e distância de Mahalanobis. As análises indicam que a variabilidade genética destas medidas corporais é relativamente baixa nas quatro populações estudadas, levando em consideração de que as medidas de repetibilidade são considerados os limites superiores da herdabilidade. Sobre a diferenciação morfométrica das espécies, os resultados mostraram que existe uma diferenciação entre as espécies e, ainda, uma distinção entre o sexo feminino e masculino. Esse estudo propõe algumas alterações nos procedimentos de coleta de dados, dentre eles a medida de um maior número de características, e que a medida seja feita bilateralmente nos casos em que haja possibilidade, para utilização de novos modelos de estudos, como estudos de assimetria, por exemplo, muito importantes na avaliação das alterações de habitat sobre as espécies de vertebrados.

Palavras-chave: Fragmentação de habitats, Genética Quantitativa, Variabilidade genética, Medidas corporais, Didelfídeos, *Caluromys philander*, *Didelphis aurita*, *Metachirus nudicaudatus*, *Micoureus paraguayanus*

Abstract

The rising destruction of ecosystems and its fragmentation brings lots of concern in all scientific community, making biodiversity conservation a priority issue all around the world. Habitat fragmentation can make populations to decrease greatly in their size, leading to genetic and non-genetic consequences. The preservation of species start with the maintenance of its genetic diversity, because only with genetic variation, species are capable of responding to environmental changes and, doing so, surviving for a long period of time. The Atlantic forest is one of these biomes in which destruction and fragmentation is happening to a great extent for years, making permanent impacts on the species that are present there, being considered one of the hotspots of conservation of the world. To make better decisions about different management and conservation plans of these areas, Population Genetics and Conservation Genetics studies are essential, including studies of Quantitative Genetics. The objective of this study was to investigate the phenotypic variation of some body measurements of four opossum species (*Caluromys philander*, *Didelphis aurita*, *Metachirus nudicaudatus* and *Micoureus paraguayanus*) in Parque Estadual do Rio Doce, the largest remaining area of Atlantic Forest in Minas Gerais State, to collect information about the genetic diversity of these animals populations. We also evaluated the utility of these measurements as indicators of loss of the genetic diversity and morphometric differentiation between the species studied, aiming future evolution studies, recommending changes in data collection procedures. We used several statistics analysis, like variance components and repeatability estimation, canonical discriminant analysis and Mahalanobis distance. The results of these analyses showed that genetic variability of these body measurements is somewhat low in all species studied, taking into account that the repeatability measures are considered the upper limits of heritability. About morphometric differentiation of these species, the results showed that there is a differentiation between all species and a distinction can be made between the genders. Our study suggests that some modifications in the procedures of data collection should be made, like measurements of more corporal characteristics, and also that bilateral measures should be taken, when it is possible, so that the data collected could be used in new studies models, like Asymmetry studies, which are important types of studies that evaluate the impact of habitat changes in vertebrate species.

Key-words: Habitat fragmentation, Quantitative Genetics, Genetic variability, Corporal measures, Didelphids, *Caluromys philander*, *Didelphis aurita*, *Metachirus nudicaudatus*, *Micoureus paraguayanus*

1 – Introdução

1.1 – Conservação e Fragmentação de Habitats

Uma atenção cada vez maior tem sido dada à Biologia da Conservação, principalmente devido à crescente destruição de ecossistemas pela ação do homem visando, na maior parte das vezes, a ocupação urbana, a expansão das fronteiras agrícolas, a exploração de espécies de árvores nativas para a produção de madeira ou outros subprodutos, a obtenção de energia de diversas formas, inclusive, no caso brasileiro, pela construção de usinas hidrelétricas. Uma consequência da crescente destruição dos ecossistemas é a maior demanda por informações científicas sobre estes locais. As principais ferramentas utilizadas para a determinação de prioridades de conservação da biodiversidade de plantas e animais são exatamente os estudos ecológicos, demográficos e genéticos (Stuart e Heywood, 1992; Chatelain *et. al.*, 1996).

Dentre estes estudos, aqueles de genética de populações e genética da conservação têm recebido grande atenção por parte da comunidade científica, sendo cada vez mais difundido que a preservação de espécies começa com a preservação de sua diversidade genética, pois apenas possuindo variação genética é que uma espécie é capaz de responder a diferentes pressões que possam ser impostas pelo ambiente e sobreviver a longo prazo (Holsinger e Gottlieb, 1991; Frankham, 1996; Godt *et. al.*, 1996). Embora existam exemplos de espécies sobrevivendo há várias gerações com baixíssima variação genética, este fato não nega a maior vulnerabilidade destas espécies às mudanças ambientais, o que aumentaria as chances de sua extinção (Godt *et. al.*, 1997). A destruição dos ecossistemas e sua fragmentação podem ser consideradas as maiores causas de extinção de espécies (Pimm e Raven, 2000; Clarke e O'Dwer, 2000; Lawrence e Cochrane, 2001). Por tudo isso, é de suma importância que ocorra a determinação dos níveis de variação genética e de como esta variação está distribuída dentro e entre populações, para que ocorra o delineamento correto e mais apropriado de estratégias de conservação, principalmente para as espécies que apresentarem baixos níveis de variação genética (Holsinger e Gottlieb, 1991; Rossetto *et. al.*, 1995; Morden e Loeffler, 1999).

É de conhecimento de todos que quanto maior a Unidade de Conservação (UC), a área da reserva ecológica, melhores são os resultados para a perpetuação a médio e longo prazo das populações e de espécies individuais, para se manter a biodiversidade e para as funções ecológicas dessas reservas (IEF, 2002). Isso se dá, principalmente, devido a duas razões principais:

1 – Relação espécie-área - o número de espécies em uma localidade, de forma geral, está diretamente relacionado à sua área da seguinte forma:

$$S = c.Az$$

Onde S é o número de espécies; "A" é a área do fragmento em km²; "c" é uma constante; e "z" é a inclinação da relação linear entre "S" e "A".

Desta forma, grandes reservas possuem em seu interior maior número de espécies, se comparadas a unidades de menor porte;

2 – A sobrevivência de espécies individuais nas UCs, principalmente de grandes vertebrados, depende do tamanho da reserva na qual esta espécie está inserida. Uma relação negativa forte é encontrada entre o tamanho das unidades de conservação e o número de extinções naturais que ocorreram após a criação dessas reservas (Newmark, 1987).

Devido a tudo isso, entende-se que a fragmentação é uma das mais sérias ameaças para a biodiversidade, principalmente como consequência de atividades antrópicas que dividem a paisagem natural em pequenas parcelas de ecossistemas naturais, isolados um dos outros, circundados por uma matriz não-florestal. Essa matriz que isola espacialmente os fragmentos é constituída, principalmente, por áreas agrícolas, silviculturas, pastagens, mineração e centros urbanos. Não há um consenso sobre qual seria o tamanho de uma área para que esta seja considerada um fragmento, existindo trabalhos na literatura feitos em fragmentos que variam entre 1 e 50.000 ha (IEF – Encarte 2, 2002; Turner, 1996). O processo de fragmentação leva a modificações na forma, tamanho e distribuição espacial dos habitats originais de espécies silvestres, afetando todas as populações locais, mas especialmente as populações de distribuição contínua, que quando submetidas a estas fragmentações, mostram comprometidos importantes parâmetros demográfico-populacionais como, por exemplo, padrões e taxas de dispersão de indivíduos entre populações, tamanhos populacionais e até mesmo taxas de extinções locais (Gibbs, 2001). O comprometimento destes parâmetros se dá, basicamente, em função de alterações abióticas, e pelos impactos causados nas relações entre as espécies, como a dinâmica presa-predador (Schneider, 2001). Diversos fatores irão influenciar a nova composição genética e biológica das populações presentes nas áreas fragmentadas, sendo essa nova composição uma consequência das condições e da estrutura genética que já existia antes da fragmentação ocorrer, pois os fragmentos nada mais são do que amostras da população que antes era contínua. A dinâmica populacional que ocorrerá entre e dentro dos

fragmentos determinará quais espécies irão se sustentar neste fragmento (Nason *et. al.*, 1997).

As conseqüências da diminuição dos tamanhos populacionais diferem entre as espécies, dependendo especialmente de suas características, tais como: distribuição geográfica, tamanho do corpo, nível trófico, capacidade de dispersão e sistema de acasalamento (Schneider, 2001). Devido a essas características, espécies de grande porte são especialmente afetadas por esses efeitos na redução de seu habitat, pois seus requerimentos energéticos são maiores, havendo a necessidade de maior quantidade de recursos alimentares, lembrando, como explicitado acima, que o número de espécies está diretamente relacionado com o tamanho da área: menor área pode implicar numa diminuição do número de presas essenciais a sua sobrevivência (Schneider, 2001).

A diminuição populacional causa efeitos tanto genéticos quanto não genéticos, ou ecológicos, sendo ambos de suma importância para a sobrevivência das espécies e, conseqüentemente, a manutenção da biodiversidade. Das conseqüências ecológicas deve-se salientar a estocasticidade demográfica, o efeito Allee e o efeito de borda, sendo este último uma conseqüência da fragmentação do hábitat. A estocasticidade demográfica consiste na mudança aleatória nos tamanhos populacionais e nas taxas de nascimento e morte, que podem inviabilizar a persistência de uma população, principalmente se esta se encontra isolada, devido a flutuações ambientais como mudanças climáticas, conseqüência de queimadas, introdução de doenças, competidores ou predadores etc. (Simberloff, 1988; Figurny-Puchalska *et. al.*, 2000; Mack, 2000). O efeito Allee é a perda do valor adaptativo dos indivíduos de uma população reduzida devido à diminuição das interações sociais de seus componentes, afetando as espécies que apresentam a característica de forte organização social. Entretanto, espécies não-sociais também sofrem com a diminuição populacional, devido à maior dificuldade do encontro de potenciais parceiros reprodutivos (Lande, 1999; Grevstad, 1999). Já o efeito de borda é uma conseqüência da diminuição da área florestal, que altera as características físicas e biológicas das regiões das extremidades dos fragmentos, as bordas, que antes da fragmentação fazia parte de uma área mais central da floresta, fazendo com que estas áreas se tornem mais semelhantes a áreas de transição com outros habitats. O efeito de borda influencia várias espécies, mas em especial as de pequenos mamíferos, pois esses, por exemplo, são mais dependentes do ambiente em que se encontram, geralmente não apresentando grande dispersão (Stevens e Husband, 1995; Malcon, 1998; Lynam e Billick, 1999). Dentre as alterações que ocorrem nestes locais estão os níveis de insolação, a umidade do solo, variação da temperatura entre outros, e estas alterações ultrapassam os limites das bordas adentrando os fragmentos. Todas essas alterações, além de afetar as espécies naturais do local, ainda

facilitam a entrada de espécies exóticas no interior dos fragmentos, conseqüência bastante problemática para as espécies nativas (Lande, 1999; Pivello *et. al.*, 1999). Entretanto, algumas espécies suportam o efeito de borda devido às suas características biológicas, o que pode fazer com que essas espécies se tornem mais abundantes, modificando a estrutura local da comunidade (Elliot *et. al.*, 1999; Foggo *et. al.*, 2001).

A estocasticidade demográfica é considerada por alguns autores como a grande responsável pela extinção de populações extremamente reduzidas. Algumas vezes o tamanho populacional está diminuído, mas apresenta tamanho suficiente para amenizar esta estocasticidade, mas mesmo assim, estas populações não conseguiriam evitar os efeitos da deriva genética e da endogamia quando, em razão do aumento da homoziguidade, genes recessivos deletérios podem se manifestar (Lande, 1988; Frankham, 1996; Lande, 1999).

As conseqüências genéticas da fragmentação nas populações naturais são uma constante preocupação para biólogos da conservação, sendo que seus efeitos podem ser determinantes para se levar à extinção uma população reduzida (Mills e Smouse, 1994; Frankham, 1995; Tanaka, 1997; Saccheri *et. al.*, 1998). A primeira destas conseqüências da diminuição do tamanho populacional é a deriva genética, que pode ser explicada como a influência do acaso na determinação da variabilidade de uma população. A deriva pode levar à diminuição da variabilidade genética dentro de populações isoladas devido ao fato de ocorrer a fixação de alguns alelos pelo desvio aleatório das freqüências alélicas entre as gerações, ocorrendo a perda da diversidade total. Esta subdivisão de populações contínuas resulta no aumento da divergência genética entre as sub-populações que se isolaram umas das outras, ou seja, aumentam as diferenças entre sub-populações (Wright, 1943).

A endogamia é outra conseqüência genética da redução do tamanho populacional, pois faz com que aconteça um número maior do que o esperado de acasalamento entre indivíduos aparentados, levando a efeitos danosos aos indivíduos, fenômeno este chamado de depressão endogâmica (Hartl e Clark, 1997). A depressão endogâmica é o nome que se dá à redução da adaptabilidade média da população em decorrência do aumento da proporção de genótipos homozigotos de menor adaptabilidade (Futuyma, 1997). Acontecendo um grande número de cruzamentos endogâmicos, ocorre uma diminuição do sucesso reprodutivo médio da população e, conseqüentemente, um aumento nos riscos de extinção (Hedrick e Kalinowski, 2000; Amos e Balmford, 2001; Keller e Waller, 2002; Crnokrak e Roff, 1999; Finke e Jetschke, 1998). A depressão endogâmica leva à redução da fecundidade, da sobrevivência dos filhotes e do tempo de vida, e um aumento na susceptibilidade a patologias e parasitismo, sendo então considerada como principal

responsável pela extinção local de algumas populações, pois diminui o valor adaptativo das populações de espécies que são naturalmente não-endogâmicas (Frankham e Ralls, 1998; Saccheri *et. al.*, 1998; Nieminen *et. al.*, 2001; Meagher *et. al.*, 2000; Kalinowski *et. al.*, 1999; Keller e Waller, 2002). Os níveis de depressão endogâmica variam de espécie para espécie, mas mesmo quando estes parecem não demandar atenção especial, ainda devem ser monitorados em populações fragmentadas (Gron e Preuninger, 2000). Após a ocorrência de um forte *bottleneck* (gargalo populacional), é observado que em poucas gerações muitos indivíduos se tornam parentes próximos. Havendo a predominância de cruzamentos entre parentes, ocorrerá com o tempo um aumento da homozigotidade através da fixação de alelos nestas populações. Caso existam alelos letais nessa população, estes serão eliminados por seleção natural em poucas gerações, o que seria uma explicação para a manutenção de populações naturais endogâmicas (Reed e Bryant, 2001; Lande, 1999; Sari *et. al.*, 2001; Amos e Balmford, 2001).

A diminuição do fluxo gênico é outra consequência genética da diminuição populacional, pois estando as populações distantes entre si, a ocorrência de troca de material genético entre elas é dificultada, contribuindo então para a diminuição da variação genética e o aumento da divergência genética entre as populações (Young *et. al.*, 1996).

Os efeitos dos níveis de variabilidade genética em características fenotípicas ecologicamente importantes (como a capacidade de disputar territórios, disputar parceiros sexuais, evitar a predação) devem ser levados em consideração, pois essas características atuam diretamente nas adaptações locais de uma determinada espécie. Essas características fenotípicas podem ser uma combinação de várias características morfológicas, que estariam interligadas (Sugg *et. al.*, 1997; Hartt e Haeffner, 1998, Hard *et. al.*, 1999). Estudos mostraram que a variação genética fenotípica de caracteres quantitativos é fracamente relacionada com a variação de marcadores moleculares, pois os estudos com marcadores moleculares são pontuais, enquanto aqueles com caracteres quantitativos abrangem um maior número de genes, devendo-se ter cuidado ao associar a influência da diversidade de marcadores moleculares nas características quantitativas, havendo a necessidade de se diferenciar a variação genética obtida através de marcadores moleculares e a variação genética em características quantitativas (Reed e Frankham, 2001; McKay e Latta, 2002).

Cada vez mais se reconhece a importância dos estudos de genética quantitativa para a conservação de espécies e populações. Entretanto, ainda hoje, as decisões para modelos de conservação dos recursos genéticos ainda não são fundamentadas na genética quantitativa evolutiva, que poderia permitir novas inferências importantes na compreensão

da dinâmica da conservação de *pools* gênicos (Hu e Li, 2002). Embora existam inúmeros estudos teóricos sobre a genética quantitativa, mais estudos sobre a manutenção da variação dos caracteres quantitativos em populações naturais são extremamente necessários. Resultados diferentes sobre a estrutura genética populacional são comumente encontrados quando se utilizam marcadores moleculares versus caracteres quantitativos (Merilä e Crnokrak, 2001). Devido a essa diferença de resultados, a integração das duas informações poderiam ser usadas para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes de conservação (Hu e Li, 2002).

A principal vantagem de estudar a variação de caracteres quantitativos é que tais variações podem estar mais diretamente relacionadas com o *fitness* (sucesso reprodutivo) da população, constituindo melhores indicadores do potencial evolutivo de populações. Além disso, a variação dos caracteres quantitativos é, em geral, poligênica, sendo mais provavelmente correlacionada com a variação genética total do que aquela encontrada em estudos com marcadores de um *locus* único (Moran, 2002). Assim, ao se estudar a variação de caracteres quantitativos, é possível chegar mais diretamente a informações sobre os impactos que as mudanças ambientais produzem na capacidade de adaptação de populações. Apesar do fato da seleção atuar nos caracteres quantitativos, a maioria das informações sobre populações naturais, e quase todas as informações de espécies ameaçadas de extinção, vêm de marcadores moleculares (Reed e Frankham, 2001). Deve-se notar que a relação entre a variabilidade molecular e as características morfológicas, comportamentais e de história de vida da espécie parece ser geralmente baixa, sugerindo que estas as informações baseadas nestes dois tipos de variação são, isoladamente, insuficientes e devem ser encaradas como complementares (Carvajal-Rodriguez *et. al.*, 2005).

Ainda são grandes as dificuldades para o estudo dos caracteres quantitativos em populações silvestres, pois as metodologias empregadas nas populações de laboratório e nas espécies domésticas se baseiam na análise de observações de indivíduos agrupados em famílias, com grau de parentesco conhecido. Entretanto, nas espécies silvestres, as dificuldades práticas de obtenção de tal tipo de informação são muito grandes. Recentemente, porém, o recurso dos marcadores moleculares permite a avaliação do parentesco entre animais cujas genealogias não são conhecidas, e é possível então estimar coeficientes de herdabilidade e correlações genéticas. Por outro lado, mesmo quando não é possível a estimação dos parâmetros genéticos mencionados, é possível ter-se uma aproximação de seus valores através do coeficiente de repetibilidade. Neste caso, a partir de uma medida da correlação entre medidas repetidas da variável de interesse nos mesmos indivíduos, obtêm-se um parâmetro que representa a razão entre a soma da variação

devida aos efeitos genéticos com a variação devida aos efeitos permanentes de meio e a variação fenotípica total. Este parâmetro é o coeficiente de repetibilidade, que pode ser considerado como o limite superior da herdabilidade (Falconer e Mackay, 1996).

1.2 – A Mata Atlântica e o Parque Estadual do Rio Doce

A Mata Atlântica estendia-se originalmente do Rio Grande do Norte até os limites do extremo sul do Brasil, distribuindo-se continuamente ao longo da costa brasileira. Apesar de ter sido uma faixa costeira, esse tipo de vegetação adentrou o interior do país em regiões onde o tipo de precipitação tornava viável a existência de florestas altas e estratificadas, como em Minas Geras e São Paulo (IEF – Encarte 2, 2002). A elevada biodiversidade deste bioma se dá em função do grande número de variações ambientais que nele ocorrem. Um dos fatores mais importantes que contribui para essa grande variação é a sua extensão em latitude, abrangendo 38°. As variações na altitude constituem outro importante fator na contribuição para a ocorrência da alta diversidade biológica, onde a vegetação se estende desde o nível do mar a até mais de 1.800 metros. Além destas duas características, outra importante é que as matas que se encontram no interior do continente diferem consideravelmente daquelas encontradas no litoral, o que proporciona uma maior variedade de habitats e nichos. Em conjunto, todos estes fatores resultam em uma diversidade única de paisagens, abrigando extraordinária biodiversidade (CEPF, 2001).

Atualmente restam apenas 7,3% dos 1,4 milhões de quilômetros quadrados da Mata Atlântica original, ocorrendo principalmente em remanescentes isolados e dispersos numa paisagem onde predomina a agricultura (Machado et. al., 1998). O bioma vem sofrendo fortes alterações nas últimas três décadas, incluindo a fragmentação dos habitats e, conseqüentemente, a perda da biodiversidade, com extinções locais de espécies. Na verdade, a grande maioria dos animais e plantas ameaçados de extinção no Brasil ocorre na Mata Atlântica, e as principais ameaças são: exploração de madeira, caça e comércio ilegal de animais, desenvolvimento urbano e industrial, expansão de áreas agrícolas e implantação de pastagens (CEPF, 2001). Deve-se destacar que os índices de desmatamento são muito mais graves no nordeste do Brasil, onde restam apenas de 1 a 2% da cobertura original, e mesmo assim, estando a sua maioria no sul do estado da Bahia. Nos demais locais, as proporções de matas remanescentes variam de 21,6% no Rio de Janeiro a 2,8% em Minas Gerais, onde se estima que, anteriormente à ocupação portuguesa, a Mata Atlântica cobria aproximadamente 38% do território mineiro (Machado et. al., 1998) (Figura 1).

Mesmo ocorrendo intenso desmatamento e fragmentação, a Mata Atlântica ainda é extremamente rica em biodiversidade, ocorrendo neste bioma uma proporção elevada das espécies brasileiras, com altos níveis de endemismo (CEPF, 2001). Por estimativas, a Mata Atlântica apresenta uma diversidade botânica mínima de vinte mil espécies, sendo que a metade destas são endêmicas desse bioma (Machado et. al., 1998). Não diferente da diversidade botânica, a diversidade da fauna também é grande, com mais de 1.023 espécies de aves (188 endêmicas) e 250 de mamíferos, sendo 55 endêmicas da Mata Atlântica. Os anfíbios apresentam cerca de 26% de endemismo para as 340 espécies conhecidas (90 espécies). Níveis de endemismo ainda maiores na fauna são encontrados para os primatas, onde mais de dois terços das espécies são endêmicas (Machado et. al., 1998).

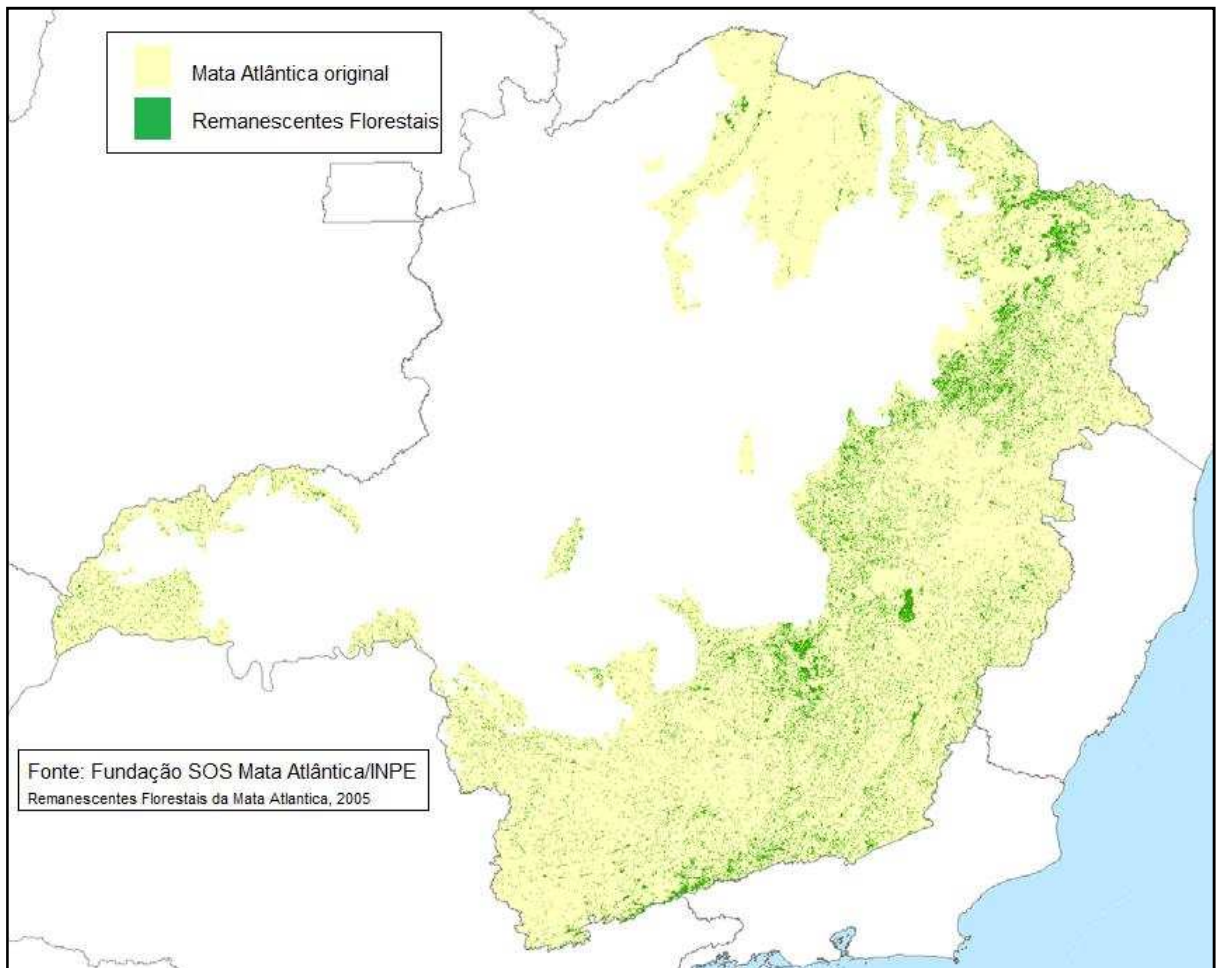


Figura 1 – Mata Atlântica original no Estado de Minas Gerais e seus remanescentes atuais.

Quando se atenta ao fato do alto número de espécies endêmicas e espécies raras, a destruição dos ambientes naturais e a caça vêm afetando intensamente as populações das

espécies de mamíferos, principalmente aqueles de maior porte e aqueles que possuem dependência estrita aos ambientes florestados (IEF – Encarte 4, 2002). Sobre este grande número de espécies endêmicas, deve-se atentar ao fato de que na Mata Atlântica se identificam alguns centros de endemismos. Acredita-se que no Pleistoceno, que apresentava condições muito mais secas, teria ocorrido uma drástica redução da área florestal, não só na Mata Atlântica, como também na Amazônia. Essa redução acarretaria em formações de “ilhas” que serviriam de refúgios, onde algumas espécies encontravam condições favoráveis de sobrevivência. O isolamento destas “ilhas” durou um longo período, o que teria levado à diferenciação das espécies (CEPF, 2001). Milhares ou milhões de anos depois, quando as condições climáticas voltaram a ser favoráveis, ocorreu a expansão das florestas com a ligação destes refúgios. A localização e extensão destes centros de endemismos é controverso, mas acredita-se que podem ser encontrados quatro centros na Mata Atlântica, um no nordeste do Brasil, nos estados de Sergipe, Alagoas e Pernambuco, um outro centro estaria localizado no sul da Bahia, um terceiro local seria o norte do Espírito Santo (centro do Rio Doce), e em São Paulo (centro Paulista) estaria localizado o quarto centro de endemismo (CEPF, 2001).

O Estado de Minas Gerais apresenta uma rica diversidade de formações vegetais, constituindo um mosaico de grande complexidade devido à grande variedade geomorfológica e climática de seu território. Segundo o IBGE (2003), as principais tipologias vegetais que ocorrem no Estado são: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Savana (Cerrado), Savana Estépica (Caatinga). O Decreto Federal nº 750/93, em seu Art. 3º, define como Mata Atlântica as formações florestais e ecossistemas associados inseridos no domínio Mata Atlântica, com as respectivas delimitações estabelecidas pelo Mapa de Vegetação do Brasil, (IBGE, 2003): Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Savana, Estepe, Savana Estépica, Formações Pioneiras representadas pelas restingas e mangues e Refúgio Vegetacional da Serra do Caparaó, além de algumas áreas de Tensão Ecológica. Desta forma, resulta a ocorrência, em Minas Gerais, de três principais biomas: a Mata Atlântica, o Cerrado e a Caatinga (IEF – Encarte 2, 2002).

A idéia de se criar o Parque Estadual do Rio Doce surgiu em 1931 quando Dom Helvécio Gomes de Oliveira, o Arcebispo de Mariana, realizou uma visita pastoral a Marliéria (Moreira, 1986). Durante um passeio na região, o bispo ficou maravilhado com as verdejantes florestas virgens, que atualmente pertencem ao parque. Durante esta visita, na Paróquia de Marliéria, no dia 04 de Agosto de 1931, Dom Helvécio deixou registrado no “Livro do Tombo”, a idéia de se criar um órgão público designado especialmente á proteção

e preservação das florestas que tanto o maravilharam. Em 1935, retornando á região, o Arcebispo realizou uma missa entre os dois braços da Lagoa Nova, hoje chamada de Lagoa Dom Helvécio, onde existia uma pequena Capela. Nesta ocasião, o bispo mais uma vez comentou sobre a idealização de se criar uma reserva florestal para proteção da flora e fauna em torno da capelinha (IEF – Encarte 1, 2002).

O então Governador do Estado de Minas Gerais Benedito Valadares e seu Secretário de Agricultura Israel Pinheiro apoiaram o projeto de D. Helvécio, demarcando uma área de 32.000 ha nos municípios de Timóteo e Marliéria que constituiria o parque Florestal, situado no divisor de águas do Rio Doce com o Rio Piracicaba. A demarcação da área foi iniciada em 1936, e após concluída, através do Decreto nº 1.119 de 14 de julho de 1944, foi oficialmente criado o Parque Florestal. Entretanto, a elaboração do Regulamento do parque, feito pela Secretaria da Agricultura, só ocorreu em 1960 (IEF – Encarte 1, 2002).

Os trabalhos de demarcação da referida área foram iniciados em março de 1936 e ficaram a cargo do Engenheiro Herculano Mourão. Tiveram como ponto de partida a confluência dos rios Doce e Piracicaba. Depois de concluída a medição da área, o parque Florestal foi oficialmente criado, oito anos depois. O Parque Florestal ficou vinculado à esta Secretaria de 1944 até 1962, quando o Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF) passou a administrá-lo (IEF – Encarte 1, 2002).

O parque foi aberto ao turismo entre os anos de 1967 e 1986, quando foi fechado para reforma, só sendo reaberto em 1993 para pesquisas, recreação e turismo. Atualmente, com recursos reduzidos, o IEF/PERD busca apoio nas prefeituras e nas empresas da região para desenvolver suas atividades de preservação, além de parcerias para aproximar as comunidades do entorno do parque para diálogo e conscientização ecológica sobre a importância da preservação do local (IEF – Encarte 1, 2002).

Esta Unidade de Conservação possui hoje o nome de Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e o IEF é a unidade gestora responsável. Possui aproximadamente 36.000 ha, com um perímetro de 120 km (Figura 2). Localiza-se na região do Vale do Aço, a 245 km de Belo horizonte (Figura 3), possuindo as seguintes coordenadas geográficas: entre os meridianos 42°38'W e 48°28'W e os paralelos 19°45'S e 19°30'S. Abrange os municípios de Timóteo com 14,1% da Unidade de Conservação, Dionísio com 2,6% e Marliéria com 83,3% da UC. O PERD possui como marcos importantes o Rio Doce e o rio Piracicaba, pertencendo ao Bioma Mata Atlântica. No parque são desenvolvidos vários tipos de atividades, como educação e interpretação ambiental, recreação, monitoramento e controle florestal, coleta de sementes e produção de mudas, fomento florestal e pesquisa (IEF – Encarte 1, 2002).

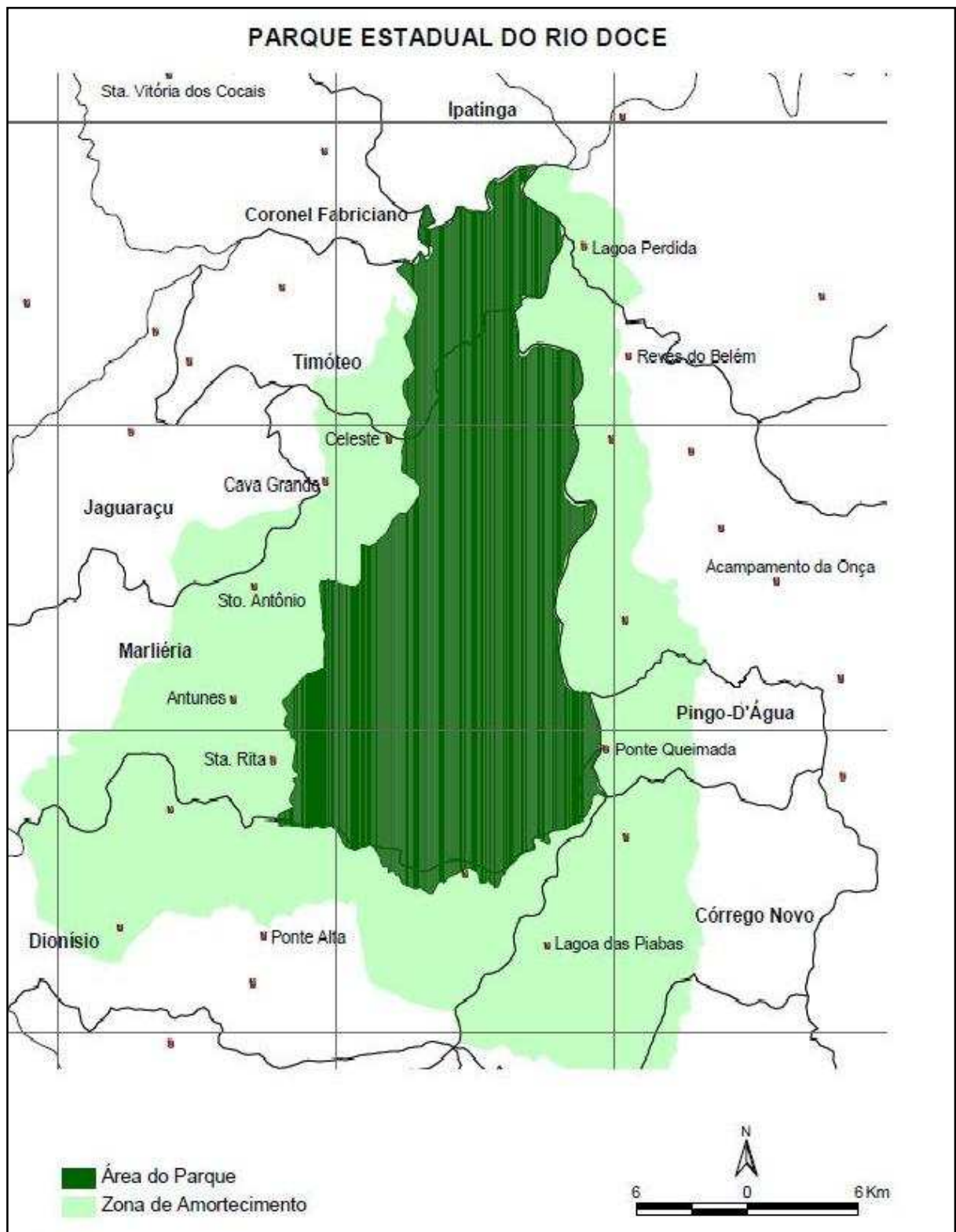


Figura 2 – Área do Parque Estadual do Rio Doce e sua Zona de Amortecimento.

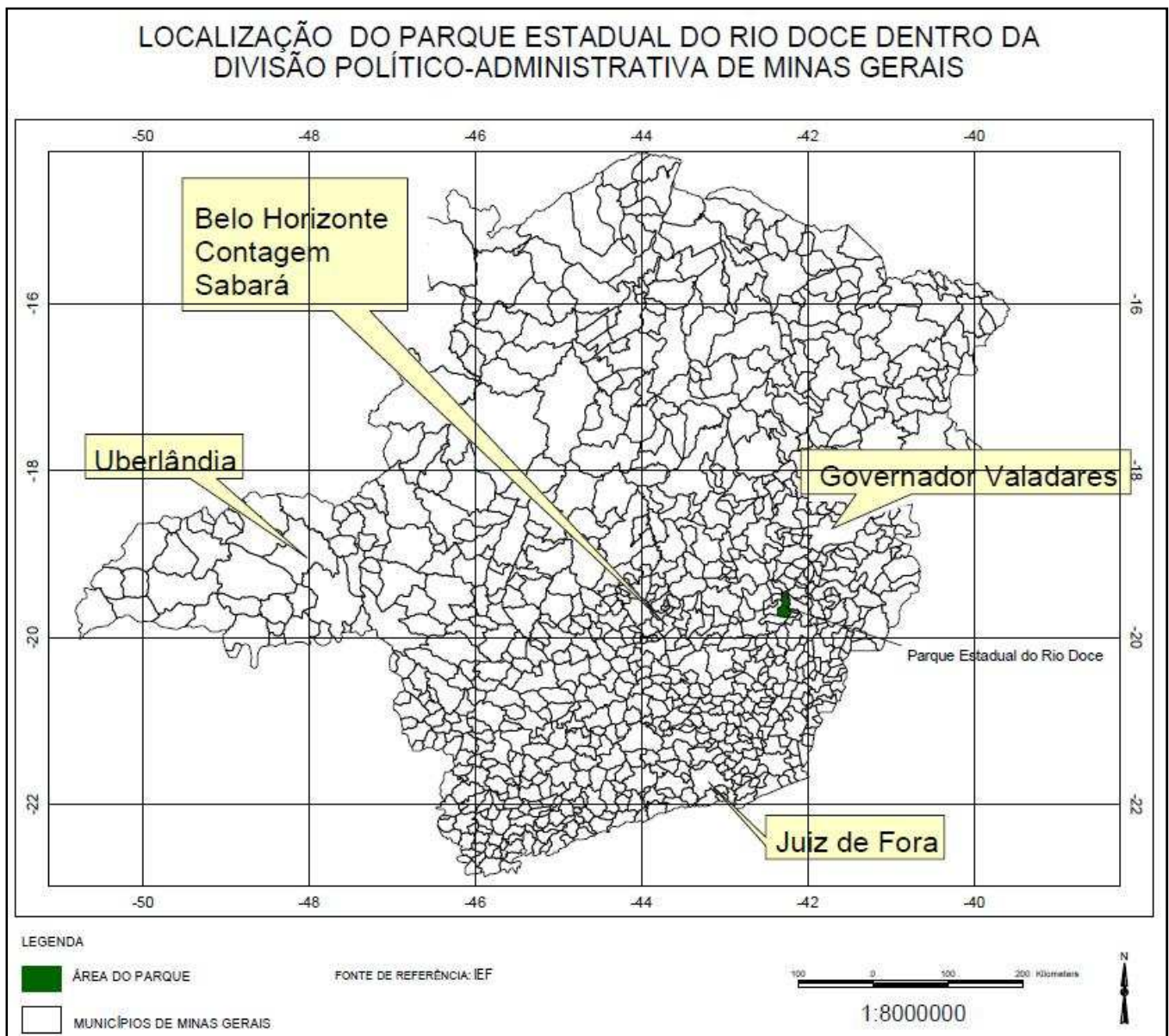


Figura 3 – Localização do Parque Estadual do Rio Doce dentro do Estado de Minas Gerais.

A partir de informações sobre os recursos naturais do parque e tomando como base parâmetros naturais como relevo, limnologia e hidrografia, foram definidas 5 zonas no interior da Unidade de Conservação, onde a demarcação dos limites de cada zona obedeceu aos critérios e conceitos descritos no Regulamento dos Parques Estaduais de Minas Gerais, no Decreto nº 21.724/81 e na Lei nº 9.985/2000, que define o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Zoneamento é a organização espacial de uma unidade de conservação em parcelas menores denominadas zonas, sendo que cada zona necessita de distintos graus de proteção e intervenção, auxiliando a unidade de

conservação em questão no cumprimento de seus objetivos de manejo específicos. As cinco zonas definidas dentro do parque são (IEF – Encarte 5, 2002) (Figura 4):

1 – Zona Intangível: local onde a natureza permanece intacta, não sendo tolerada qualquer alteração antrópica. Esta zona é destinada à proteção integral dos ecossistemas, dos recursos genéticos e ao monitoramento ambiental, abrangendo grande parte da reserva, chegando a 61% do total de sua área. O objetivo básico do manejo é a preservação, garantindo a evolução natural, sendo apenas permitidas atividades de fiscalização, pesquisa e monitoramento;

2 – Zona Primitiva: uma mínima intervenção humana ocorre neste local, que contém espécies da flora e fauna, ou fenômenos naturais, de grande valor científico. Situa-se entre a Zona Intangível e a Zona de Uso Extensivo e Intensivo, ocupando 36% do PERD. Quatro áreas distintas foram consideradas primitivas. Neste local, além de atividades de fiscalização, pesquisa e monitoramento, ocorrem projetos de educação ambiental com a presença de guias;

3 – Zona de Uso Extensivo e Intensivo: subdividida em duas áreas, que são constituídas de áreas naturais ou já alteradas pelo homem, mas cujo ambiente é mantido o mais próximo possível do natural. Ocupam uma área de 1100 ha, o que equivale a 3% da área da UC. O objetivo desta área é facilitar a recreação e a educação ambiental, em harmonia com o meio;

4 – Zona de Uso Especial: são as áreas necessárias à administração, manutenção e serviços do parque, sendo subdividida em nove zonas distintas, abrangendo 0,1% do PERD. O objetivo destas zonas é minimizar o impacto da implantação das estruturas físicas e os efeitos da realização de obras, tanto no ambiente natural ou cultural do parque; e

5 – Zona de Recuperação: contem áreas com alterações antrópicas e é considerada como zona provisória, visto que após restauração será incorporada a uma das demais zonas permanentes. Abrange 54 ha da reserva, na presença de três posseiros com atividades intensas no uso e ocupação do solo.

Além destas 5 zonas definidas, foram propostas três áreas de desenvolvimento no parque do Rio Doce, que poderão ser caracterizadas no futuro como Zona de Uso Extensivo e Intensivo (IEF – Encarte 5, 2002).

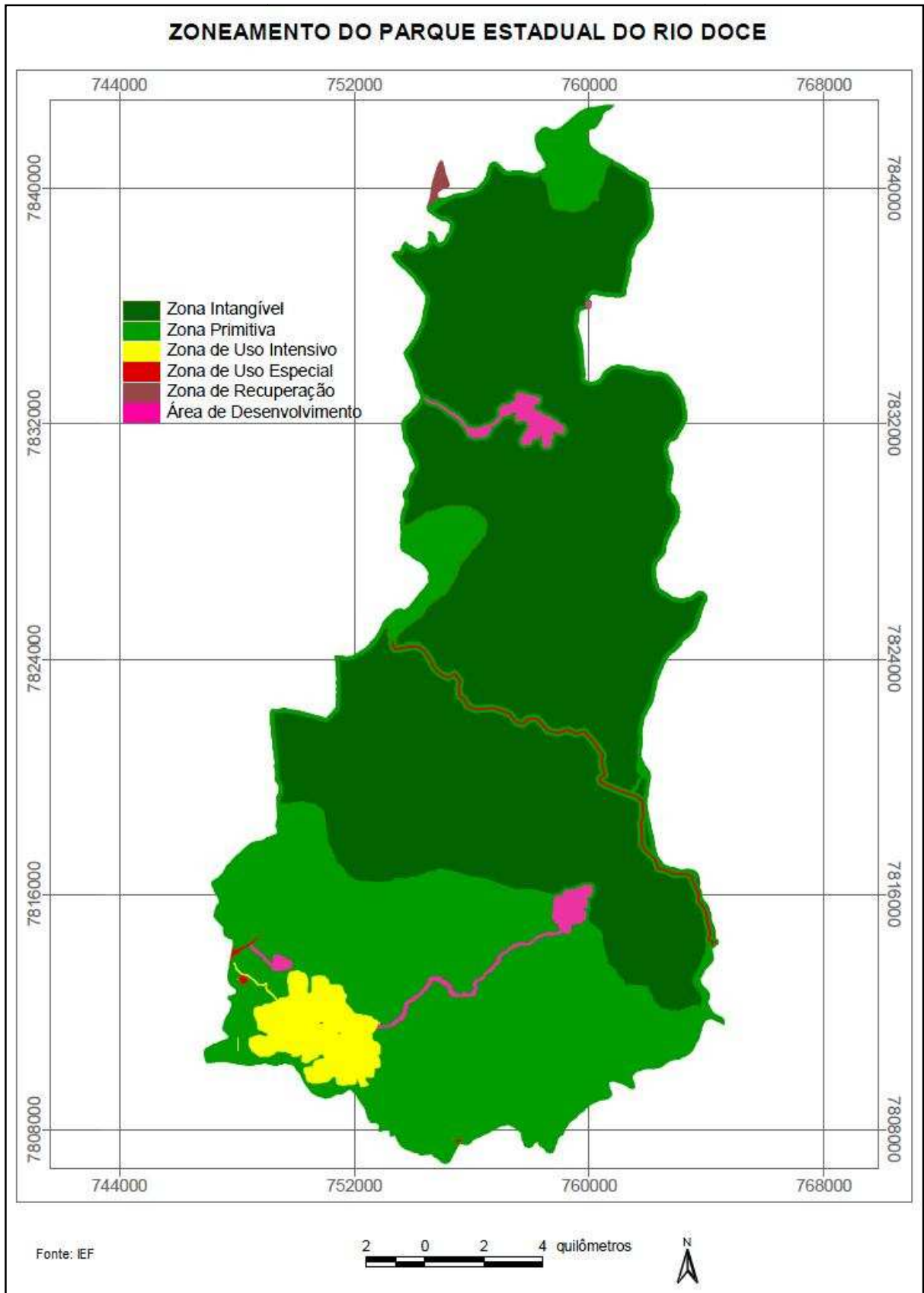


Figura 4 – Zoneamento do Parque Estadual do Rio Doce.

O PERD representa o maior fragmento contínuo de Mata Atlântica de vegetação nativa no Estado de Minas Gerais (Castellanos, 2001) e, devido sua rica diversidade de espécies da fauna e flora, é considerado um dos maiores reservatórios de recursos genéticos do país (Costa *et. al.*, 1998). Espécies ameaçadas de extinção tanto da fauna quanto da flora são encontradas no parque, que é constituído de florestas nativas em diferentes estágios de sucessão, desde ambientes de capoeirinha até florestas em estágio clímax, passando por partes com vegetação secundária (Silva, 2001). O entorno do PERD é caracterizado por grande destruição ambiental (Castellanos, 2001), devido principalmente às atividades econômicas ali exercidas, como a siderurgia, o reflorestamento, celulose, carvoejamento, habitação, pecuária e agricultura (IEF – Encarte 3, 2002). Na Zona de Amortecimento do parque (seu entorno, Figura 2) são encontrados mais de 100 fragmentos florestais, que totalizam, aproximadamente, 12.000 ha, com nenhuma ou pouca conectividade entre eles (Castellanos, 2001). Somando-se todas essas características do parque e seu entorno, este local se encontra entre as áreas prioritárias para a conservação e diversidade biológica do Estado de Minas Gerais (Drummond *et. al.*, 2005). Pode-se ainda dizer que o PERD, em função do conjunto de lagos e florestas, possui um ecossistema de ocorrência exclusiva no mundo (Gilhuis, 1986).

Sobre os fatores abióticos da região do Vale do Rio Doce e do PERD, o clima segundo Köpen, é o Aw, com um regime pluviométrico que consiste em uma estação chuvosa no verão, e uma bem definida estação seca no inverno com 4 a 5 meses de duração. A precipitação média anual é de 1.480 mm e a temperatura média anual fica em torno de 22 °C, chegando aos 40 °C no verão e a 3 °C no inverno (Gilhuis, 1986). A partir dessas características, Nimer (1989) classificou o clima como tropical, quente e semi-úmido (IEF – Encarte 4, 2002). O relevo da região é caracterizado pela presença de colinas, com topos nivelados, característica conhecida como “mar de morros”, e altitudes variando entre 200 e 500 metros, limitadas por conjuntos de serras que alcançam altitudes acima de 1.000 m (Mello, 1997). Sobre o relevo existente no interior do parque especificamente, são encontradas apenas duas formas: as colinas, que são normalmente convexas, originadas da dissecação fluvial de superfícies de aplainamento que aconteceram no Terciário Superior e Pleistoceno, e as planícies. A distribuição das classes de relevo se dão da seguinte forma: ondulado com 21,1% do local; forte-ondulado com 39,9% e forte-ondulado e montanhoso com 34,1% (SIF, 1990).

Ainda focando nos fatores abióticos do PERD, mais especificamente a geomorfologia, este está inserido na “Depressão Interplanáltica do Vale do Rio Doce”, considerada importante feição fisiográfica do Sudeste brasileiro, que é uma depressão alongada de cerca de 200 km de comprimento e 50 km de largura (Mello, 1997). É

importante salientar uma faixa de cerca de 80 km de comprimento e 20 km de largura dentro da “Depressão Interplanáltica do Vale do Rio Doce”. Esta faixa acompanha o curso do Rio Doce, e é caracterizada pela presença de vales entulhados de sedimentos, onde se encontram os corpos lacustres que compõem o sistema de lagos barrados do médio Vale do Rio Doce. Com dimensões variadas, estes lagos alcançam comprimentos máximos de 5 km e áreas de até 4 km² (Tundisi e De Meis, 1985). As formas predominantemente digitadas destes lagos comprovam que a sua origem está ligada a antigas drenagens afogadas. Segundo a Sociedade de Investigações Florestais (SIF), os tipos de solos encontrados no PERD em 1990 foram: Podzólico vermelho-amarelo (tipos 1 e 2); Podzólico vermelho-amarelo, fase muito erodida (tipo 2); Solos de Terraços Aluviais Antigos (Podzólicos/Latossolos); Solos Hidromórficos e Aluviais Recentes; e Solos Hidromórficos Glei Húmicos e Orgânicos (IEF – Encarte 4, 2002).

Os rios Doce e Piracicaba são os principais corpos d’água da região, sendo que o primeiro delimita toda a porção leste do parque enquanto o segundo a porção norte. Existem ainda outros corpos d’água existentes na reserva. O Ribeirão do Turvo possui vários afluentes no município de Marliéria, drenando áreas externas ao parque e podendo trazer poluentes para o interior da unidade. Outros ribeirões importantes são Mumbaça, Óculos, Sacramento e Belém. Esse último é um problema especial para o PERD, uma vez que conduz para o interior do parque esgoto “in natura” do bairro Macuco da cidade de Timóteo. A região do médio Rio Doce é considerada o 3º maior ecossistema lacustre do Brasil, contendo aproximadamente 150 lagos. O parque do Rio Doce abriga em seu interior por volta de 42 lagoas naturais, sendo que estas ocupam 6% de sua área total, aproximadamente 2.100 ha (IEF – Encarte 4, 2002). A maior lagoa presente no interior do parque é a Lagoa Dom Helvécio, conhecida também como Lagoa do Bispo, possuindo uma área de 7 km² e 12 metros de profundidade média.

A vegetação no interior do PERD foi delimitada em 10 categorias por Gilhuis em 1986, ocorrendo uma revisão destes estudos botânicos, com sugestões de readequação da nomenclatura utilizada em 2001 por Silva. As 10 categorias são as seguintes (IEF – Encarte 4, 2002):

1 – mata alta primária, com epífitas vasculares: constituída de mata primária bem desenvolvida e estratificada, cobrindo apenas 8,3% da área total da unidade de conservação;

2 – mata alta: mata bastante desenvolvida e bem estratificada, mas se vê a ausência de um número significativo de epífitas e apresenta uma altura em média

menor. Pode ser considerada como floresta semidecidual. Cobre cerca de 30% do parque;

3 – mata média alta, com bambuzóides e graminóides: grande presença de espécies pioneiras e secundárias, mas também são encontradas árvores em clímax. É o tipo mais abundante do parque, cobrindo 30,6% da área total;

4 – mata média secundária, com bambuzóides e graminóides: cobrindo cerca de 17,2% da área do PERD, este tipo representa uma vegetação tipicamente secundária, de regeneração das antigas matas devastadas pelos incêndios de 1964 e 1967;

5 – mata baixa, com solo exposto: mata de regeneração de altura inferior a 8 metros e com pouca variedade de espécies e clareiras com solo exposto. Cobre apenas 0,1% do PERD;

6 – arvoredo, com escrube e árvores baixas: vegetação de altura baixa irregular, com estrato arbóreo aberto e estrato arbustivo fechado ou aberto, cobrindo cerca de 1% da reserva;

7 – campo sujo (savana altigraminosa sazonal, com arbustos e árvores baixas): estrato herbáceo graminoso fechado e estrato arbóreo esparsos, se tratando de estágios iniciais de sucessão. Cobre 0,6% do parque;

8 – samambaial (campo de fetos altos): tipo de vegetação pioneira, puramente herbácea, dominada por uma espécie de samambaia (*Pteridium sp.*), sendo encontrada no sul do parque, a leste da Lagoa do bispo. Cobre 0,15% da área total do parque;

9 – tabual (campo altigraminosa sempre verde, com *Typha sp.*): estrato herbáceo homogêneo, composto de graminóides e ausência quase completa de estratos superiores arbóreos e arbustivos. Presença abundante da taboa (*Typha domiguensis*). Cerca de 3% do parque é coberto por este tipo de vegetação;

10 – campo curti-ervoso, parcialmente submerso (vegetação aquática): consiste em plantas estruturalmente suportadas pela água, enraizadas ou flutuantes, às margens das lagoas.

Foram listadas no PERD 1.129 espécies de plantas pertencentes a 134 famílias. Mesmo considerando-se alguns erros nesta listagem, como espécies tratadas apenas no nível de gênero podendo ser na verdade a mesma espécie e erros de identificação, tem-se

uma idéia da grandiosa diversidade florística existente no parque, sendo que este número deve ser bem maior, já que trabalhos com objetivo de levantamento florístico do PERD foram muito poucos (Costa e Silva, 2001). Sobre a fauna desta Unidade de Conservação, os grupos dos peixes, aves e mamíferos foram objeto de um estudo mais aprofundado. Para o grupo de anfíbios, apenas uma lista das espécies que ocorrem no parque foi realizada (Costa e Silva, 2001).

Um relatório técnico elaborado por Latini em 2001 sobre os peixes aponta a bacia do Rio Doce como a terceira maior em riqueza de espécies, apresentando 77 espécies, dentre as quais 37 são endêmicas da bacia, o que corresponde a 48,1%. Os lagos do PERD e de seu entorno representam cerca de 1/3 de toda ictiofauna do Estado, riqueza está ameaçada pelos impactos de origem antrópica como a destruição da mata ciliar e, principalmente, a introdução de espécies exóticas de peixes, considerado um sério problema para a manutenção da ictiofauna local. Trabalhos como o de Costa *et. al.* de 1998 e de Cl *et. al.* do ano 2000 concluem que o PERD e seu entorno deve ser incluído como área prioritária para conservação, considerando a região de importância biológica “especial”. Feio *et. al.*, em 1998, descreveram 38 espécies de anfíbios no PERD, número este que pode ser considerado bastante significativo quando comparado a outras áreas de Minas Gerais, abrangendo grande parte da diversidade de anfíbios do estado. A maioria destas espécies registradas no parque apresenta grande distribuição geográfica. Já o relatório sobre as aves da Unidade de Conservação elaborado por Lins em 2001 indica que a porção mineira da bacia do Rio Doce apresenta uma grande riqueza de aves, ocorrendo nessa região pelo menos 393 espécies (Machado, 1995). Esse número é extremamente significativo, pois representa cerca de um quarto da avifauna brasileira e 50% das espécies com distribuição em Minas Gerais (Sick, 1997; Mattos *et. al.*, 1993). Considerando-se a Mata Atlântica como um todo, o número de espécie de aves chega a 682, sendo que 199 destas (29%) são endêmicas deste bioma (Stotz *et. al.*, 1996). No PERD, os estudos de Carnevalli (Carnevalli *et. al.*, 1978; Carnevalli e Lanna, 1981) são usados como referência por se tratar de estudos de longa duração e abrangência dentro do parque, resultando na formação de uma coleção de 240 peles de 103 espécies de aves, que está depositada no Laboratório de Ornitologia do Departamento de Zoologia, da Universidade Federal de Minas Gerais. Estudos posteriores listam diversas espécies não registradas anteriormente (Machado, 1995; Willis e Oniki, 1991; Andrade, 1991; Melo Jr., 1996; Machado *et. al.*, 1998), apesar de escassos e de curtíssima duração, restritos às áreas próximas à sede da UC. Somando-se todos estes estudos, mais a listagem de observadores de aves que visitam o parque esporadicamente, a listagem total de aves do PERD chega a 325 espécies, número extremamente expressivo, correspondendo a 82% das aves registradas para o Vale do Rio Doce (Machado, 1995),

47% das aves registradas para a Mata Atlântica (Stotz *et. al.*, 1996), 41% da avifauna mineira (Mattos *et. al.*, 1993) e 19% da avifauna brasileira (Sick, 1997). Este número de espécies ameaçadas de extinção é bastante expressivo também, pois chega a 25% das aves brasileiras ameaçadas e 27% das aves do bioma (Bernardes *et. al.*, 1990). O PERD apresenta 5 espécies de aves globalmente ameaçadas de extinção segundo a IUCN (IUCN, 2007), colocando o parque como uma área importantíssima para a conservação e biodiversidade de aves (IEF – Encarte 4, 2002).

Segundo o relatório técnico elaborado por Fonseca em 2001, existe uma alta diversidade biológica na região, com a presença de inúmeras formas raras e endêmicas à mata Atlântica. Essa tendência geral de riqueza de diversidade e endemismo que é observada no bioma é também encontrada na bacia do Rio Doce para grupos bem estudados, como aves e mamíferos. A região abriga, no mínimo, 148 espécies de mamíferos, número esse que corresponde a mais de 50% da riqueza mastozoológica da Mata Atlântica. Por exemplo, no caso dos primatas, no PERD são encontradas sete espécies, o que corresponde a mais de 40% de todas as espécies do bioma (17 espécies). Observa-se no parque a presença também de carnívoros de grande porte, com o registro de populações dos maiores felinos com ocorrência no Brasil, pois no parque subsistem populações de *Panthera onca* e *Puma concolor* (IEF – Encarte 4, 2002).

Sobre a mastofauna do PERD, estudos permitiram o registro de, aproximadamente, 77 espécies de mamíferos, distribuídas em nove ordens. Isso quer dizer que apenas nesta Unidade de Conservação se encontram 30% de todas as espécies de mamíferos da Mata Atlântica. Dos mamíferos encontrados no parque, 16% são endêmicos ao bioma. Vários são os fatores que contribuem para que a sobrevivência das espécies em extinção fique ameaçada, como a destruição do habitat onde estas se encontram, o que resulta em um isolamento de suas populações, além da dependência que elas apresentam a ambientes bem estruturados e à caça. Deve-se chamar a atenção para a presença no PERD do maior mamífero terrestre do Brasil, a anta (*Tapirus terrestris*), que parece ocorrer em densidades elevadas, principalmente devido à disponibilidade de habitats adequados, que são ambientes úmidos e sujeitos a inundações sazonais (IEF – Encarte 4, 2002).

Ainda sobre a mastofauna, o grupo mais intensamente estudado no PERD é o grupo dos pequenos mamíferos não voadores, formados por roedores e marsupiais, sendo este último o foco deste trabalho. Dentro dos limites do parque são conhecidas 20 espécies de pequenos mamíferos não voadores, sendo sete marsupiais, dos quais três espécies são endêmicas à Mata Atlântica (*Didelphis aurita*, *Gracilinanus microtarsus* e *Marmosops incanus*) e 13 espécies de roedores, sendo apenas uma delas, *Abrawayomys ruschii*,

endêmica ao bioma. As espécies deste grupo são normalmente caracterizadas por uma abundância intermediária, e com poucas espécies sendo raras ou muito abundantes. Uma característica observada nos estudos no PERD é a predominância de marsupiais sobre os roedores (Fonseca, 2001). Uma das hipóteses para o fato é a existência de um número maior de ambientes secundários, que favoreceriam os marsupiais com suas estratégias reprodutivas geralmente voltadas à produção de proles mais numerosas. Em áreas de grande extensão, como o parque do Rio Doce, a predação é um dos fatores mais importantes na estruturação das comunidades, evitando que algumas espécies se tornem dominantes e eliminem outras (Fonseca e Robinson, 1990). Segundo estes autores, um exemplo disso é exatamente a espécie *Didelphis aurita*, que poderia alterar a composição da comunidade através da exclusão competitiva, devido a suas características biológicas, tornando-se extremamente abundante. Como, porém, esta espécie é um componente comum na dieta de carnívoros de médio porte que são comuns no parque, sua densidade é mantida em níveis reduzidos. Fonseca e Robinson (1990) discutem, então, que a progressiva eliminação das populações destes predadores em fragmentos isolados de Mata Atlântica, especialmente no Vale do Rio Doce, poderia ser um fator responsável por uma variação na composição dos pequenos mamíferos não voadores, através de alterações na relação de dominância das espécies (IEF – Encarte 4, 2002).

É sabido que o grande número de atividades econômicas que são desenvolvidas em toda a região na qual o PERD está inserido podem representar uma forte pressão sobre seus recursos naturais. Entretanto, dentre todas essas atividades, a silvicultura possui um papel distinto e bastante peculiar. Estudos realizados no entorno do parque em monoculturas de eucalipto em que, como prática de manejo, permite-se o desenvolvimento de um sub-bosque de espécies nativas, mostraram que estas áreas podem abrigar uma parcela significativa da diversidade de mamíferos e aves. Este fato também foi visto em plantações abandonadas de eucalipto (Stallings, 1990; Fonseca, 1997). Milhares de hectares de monocultura de eucalipto são encontrados no entorno imediato do PERD, que devidamente manejados, podem permitir o desenvolvimento deste sub-bosque, podendo funcionar como uma zona tampão, podendo minimizar os impactos do meio externo, da fragmentação do entorno do parque. Alguns exemplos da diminuição destes impactos estariam na diminuição do efeito de borda, um provável aumento dos tamanhos populacionais de algumas espécies que utilizam desta formação e esses locais podem ainda servir como corredores de dispersão de espécies entre fragmentos de mata. Atualmente, esses sub-bosques são encontrados em alguns locais desse entorno. Estes estudos realizados nos sub-bosques de espécies nativas encontrados nas monoculturas do entorno do parque mostram que várias espécies utilizam esses locais. Com exceção de

primatas, inúmeras espécies foram observadas utilizando dessas áreas, sendo estas espécies de pequeno, médio e até mesmo grande porte, mostrando a capacidade destas áreas de desempenhar um papel importante no aumento do tamanho efetivo desta Unidade de Conservação. Fonseca (1997) conclui então que, considerando-se os impactos de origem antrópica, as monoculturas de eucalipto tem se mostrado menos danosas que outros tipos de uso do entorno do PERD, em especial em relação à agricultura em larga escala e à pecuária, sendo esta última a atividade com maiores conseqüências negativas para a biodiversidade da região (IEF – Encarte 4, 2002).

Apesar de todos os problemas enfrentados, o PERD tem garantido seus objetivos de preservação dos recursos genéticos da sub-região biogeográfica no qual ele está inserido. Com aproximadamente 7% de sua área original, a Mata Atlântica tem apenas 1,1% de sua área total protegida, expondo a importância das áreas de conservação que existem atualmente. Tratando-se da representatividade em relação às unidades biogeográficas, esta Unidade de Conservação possui uma importância ainda maior devido ao fato de ser o único remanescente de porte significativo do bioma Mata Atlântica no estado de Minas Gerais (IEF – Encarte 4, 2002).

1.3 – As Espécies Estudadas

1.3.1 – Os Marsupiais e sua Evolução

Há cerca de 110 milhões de anos atrás, os mamíferos divergiram em dois grupos distintos, os mamíferos placentários que incluem os humanos e a maior parte dos mamíferos modernos, e os mamíferos marsupiais que incluem os coalas, cangurus, gambás e outros. Estes dois grupos evoluíram por milhões de anos em direções cada vez mais distantes, sendo que a divergência mais marcante é a sua forma de reprodução (Burnie e Wilson, 2001).

Os mamíferos placentários produzem prole de filhotes bastante desenvolvidos já na hora do nascimento, já que estes se desenvolvem dentro do útero de sua progenitora durante um longo período. Além de bem desenvolvidos, os filhotes nascem alertas e, na maioria dos casos, capazes de se mover com poucas horas após seu nascimento. Os marsupiais, por outro lado, produzem prole pouco desenvolvida na hora do nascimento, tendo que se arrastar até o marsúpio de sua progenitora, onde permanecerá em segurança até completar o seu desenvolvimento e poder se locomover por conta própria (Burnie e Wilson, 2001).

A história dos marsupiais foi moldada, de certa forma, pela deriva continental. As grandes massas de terra que formavam a Laurasia e Gondwana se separaram para a formação dos continentes, dividindo em dois o grupo dos marsupiais, isolando-os. Um grupo de marsupiais ficou separado na ilha continental da Austrália, enquanto o outro grupo ficou isolado nas Américas. As populações de marsupiais evoluíram paralelamente a partir de então, num processo chamado de evolução divergente.

Análises comparativas mostram que, embora os mamíferos placentários e marsupiais formem linhagens separadas, eles ainda assim desenvolveram adaptações similares, ocorrendo, algumas vezes, evolução paralela destes mamíferos. Em alguns casos, mamíferos placentários e marsupiais se assemelham fisicamente uns aos outros, como por exemplo o lobo e o lobo da tasmânia.

Segundo Retief (1995), os marsupiais apareceram primeiro na América do Norte e depois se dispersaram para a América do Sul, com a diversificação inicial dos marsupiais australianos ocorrendo antes da separação da Austrália, Antártica e América do Sul no começo do período Terciário, segundo dados da análise de seqüências do gene protamina. Segundo esses pesquisadores, os marsupiais da América do Sul da família Microbiotheria constituem os ancestrais dos marsupiais australianos juntamente com a família Dasyuridae. Ao chegar à América do Sul, devido principalmente à grande diversidade de habitats, os marsupiais rapidamente se diversificaram fortemente neste continente.

Atualmente, existem por volta de 270 espécies de marsupiais, sendo que 200 dessas ocorrem na Austrália e Nova Guiné e as demais 70 espécies são encontradas nos continentes americanos. Os marsupiais da Austrália são classificados em quatro ordens, apenas três destas são também encontradas na América do Sul: ordem Paucituberculata, contém uma família e seis espécies; ordem Microbiotheria com apenas uma espécie; e ordem Didelphimorphia, com apenas uma família, a família Didelphidae, com a existência de 15 gêneros, 14 deles encontrados no Brasil (Carvalho *et. al.*, 2002).

Os marsupiais formam um rico grupo de mamíferos neotropicais com cerca de 70 espécies. Dentro deste grupo, os didelfídeos possuem a distribuição mais ampla, indo do México à Argentina, ocupando uma variedade enorme de habitats, como as florestas tropicais, submontanhosas e montanhosas, habitando ambientes arbóreos, terrestres e aquático e apresentando uma variedade significativa de hábitos alimentares, bem como espécies totalmente onívoras, além de algumas mais frugívoras, insetívoras e até mesmo carnívoras (Cáceres, 2005).

1.3.2 – *Caluromys Philander*

Atualmente, o gênero *Caluromys* é constituído de três espécies: *C. derbianus*, ocorrendo do México ao leste da Colômbia e Equador; *C. lanatus*, com distribuição variando da Colômbia e Venezuela, até o sul do Brasil e norte da Argentina ao leste dos Andes; e *C. philander* (Figura 5), abrangendo a Venezuela e a região da Guiana, até o leste da Bolívia, incluindo o leste da Amazônia, florestas de galeria no Brasil central, e Floresta Atlântica no leste do Brasil (Astúa e Leiner, 2008). Assim como as demais espécies do gênero, *Caluromys philander* apresenta um cariótipo de $2n = 14$ (Carvalho *et. al.*, 2002).



Figura 5 – Imagens ilustrativas da espécie *Caluromys philander*.

As espécies de *Caluromys* são estritamente arbóreas, e assim como os outros didelfídeos, se alimentam de pequenos vertebrados, invertebrados e frutas. Entretanto, baseado em estudos na natureza e em laboratórios, *C. philander* é o mais frugívoro deles, variando de 50 a 75% a quantidade de frutas em sua dieta (Astúa e Leiner, 2008).

Caluromys, juntamente com *Caluromysiops* e *Glironia*, é um dos grupos mais basais dentro de Didelphidae, uma posição consenso em todos estudos filogenéticos realizados

até hoje, sejam eles baseados em dados morfológicos ou moleculares, ou em trabalhos em que ocorreu uma combinação de ambos. Todas as hipóteses levantadas concordam com o fato da alta divergência entre *Caluromys* e os demais didelfídeos, sendo que estudos sobre as características de seu desenvolvimento seriam de grande importância para o entendimento e evolução da família como um todo (Astúa e Leiner, 2008).

Adaptações locomotoras para um habitat arbóreo foi sugerido em estudos recentes para o *C. philander*. Modos de locomoção previamente considerados exclusivos de primatas foram descritos para *Caluromys*, sugerindo uma convergência adaptativa com primatas e uma especialização ao uso da extremidade de galhos por este marsupial. Além disso, as patas traseiras deste marsupial se assemelham mais àsquelas de pros símios do que às de *Monodelfos*, um didelfídeo terrestre (Delciellos e Vieira, 2006).

Caluromys philander é o mais arbóreo de todos os didelfídeos. O comprimento do corpo varia entre 180 a 290 mm, e a cauda preênsil varia de 270 a 490 mm de comprimento e possui em média um peso de 300 g (quando adulto). *C. philander* explora quase exclusivamente o extrato superior das florestas tropicais, entretanto pode ser visto nos extratos médio e inferior durante períodos de escassez de comida. Este marsupial noturno se locomove devagar nos troncos das árvores, explorando folhas e galhos, utilizando a audição e o olfato à procura de frutas e pequenas presas. Não é muito comum o *Caluromys* saltar de um galho para outro, podendo acontecer ocasionalmente, sempre utilizando a cauda para se pendurar em galhos durante seus movimentos (Argot, 2001).

1.3.3 – *Didelphis aurita*

Os marsupiais do gênero *Didelphis* estão distribuídos pelas Américas, abrangendo desde o Canadá até a Argentina. Este gênero possui seis espécies conhecidas: *D. aurita*, *D. albiventris*, *D. marsupialis*, *D. imperfecta*, *D. virginiana* e *D. pernigra*, sendo que estas duas últimas não são encontradas no Brasil. O número de cromossomos da espécie *D. aurita*, assim como o cariótipo de outras espécies desse gênero, é $2n = 22$ (Carvalho *et. al.*, 2002).

Os animais do gênero *Didelphis* são onívoros e muito pouco seletivos em relação à sua dieta, composta preferencialmente de insetos, ovos, aves, pequenos mamíferos, frutas, sementes, folhas e ocasionalmente pequenos répteis, anfíbios e moluscos, dependendo da época do ano e a disponibilidade de alimentos (Cordero e Nicolas, 1987; Santori *et. al.*, 1995).



Figura 6 – Imagens ilustrativas da espécie *Didelphis aurita*.

Didelphis aurita era, antigamente, considerada uma população disjunta de *D. marsupialis* e possui um sinônimo antigo de *D. azarae* (Wilson e Reeder, 2005). Cerqueira em 1985 separou as espécies *D. marsupialis* e *D. aurita*, antes consideradas uma única espécie. Entretanto, Corbet e Hill (1991) recusaram esta separação. Estudos posteriores ao de Corbet e Hill mantêm a separação proposta por Cerqueira (Nowak, 1999; Wilson e Reeder, 2005).

A espécie *Didelphis aurita*, popularmente conhecida como gambá, é encontrada na Mata Atlântica e apresenta peso corporal médio de 950 g, tem locomoção escansorial e apresentam hábito alimentar frugívoro/onívoro (Fonseca *et. al.*, 1997). As espécies desse gênero possuem tamanho corporal variando entre 325 a 550 mm, e comprimento da cauda variando de 255 a 535 mm (Nowak, 1999).

1.3.4 – *Metachirus nudicaudatus*

O gênero *Metachirus* é composto por apenas uma espécie, o *Metachirus nudicaudatus*. Este marsupial possui uma distribuição geográfica que vai desde a Nicarágua até o norte da Argentina, passando pela Amazônia, Brasil central, e chegando ao leste do Brasil (Redford e Eisenberg, 1992). O cariótipo desta espécie, assim como o de *C. philander*, é $2n = 14$ (Carvalho *et. al.*, 2002).



Figura 7 – Imagens ilustrativas da espécie *Metachirus nudicaudatus*.

M. nudicaudatus pode ser considerada uma espécie quase estritamente terrestre, pois dificilmente são encontradas fora do chão, entretanto; ocasionalmente, pode utilizar as partes baixas dos troncos das árvores (Delciellos e Vieira, 2006). Morfologicamente, esta

espécie é a mais cursorial dentre todos os didelfídeos, possuindo ainda um maior atividade exploratória do ambiente, sendo mais territorial que os demais (Loretto *et. al.*, 2005).

Esta espécie possui um hábito alimentar onívoro, assim como os demais marsupiais, sendo altamente insetívora quando comparado a outros didelfídeos, mas ainda sim consumindo muitas frutas e pequenos vertebrados e invertebrados. Devido a se alimentar principalmente de insetos (formigas, cupins, baratas, besouros etc.), chega a ser considerado importante na ajuda do controle do número de insetos do habitat (Cáceres, 2004; Loretto *et. al.*, 2005; Freitas *et. al.*, 1997).

Uma interessante observação sobre este animal é que existia uma pequena confusão sobre a presença ou não de uma “bolsa” no *Metachirus*. Embora este gênero tenha sido descrito e ilustrado como possuindo uma bolsa bem desenvolvida por Enders em 1937, todos os autores posteriormente o classificaram como “desprovido de bolsa”, não havendo a existência de um marsúpio. O próprio Enders, através de uma comunicação pessoal citado por Pine em 1973, disse poder ter cometido um engano durante a sua identificação taxonômica do *Metachirus*, sendo então classificado como não havendo bolsa marsupial (Voss e Jansa, 2003).

Metachirus nudicaudatus é conhecido popularmente como cuíca-de-quatro-olhos, devido a uma distinta marca esbranquiçada acima de cada olho (Voss e Jansa, 2003). Possui um comprimento variando entre 190 e 310 mm, com média de 265 mm, e a cauda é normalmente mais longa que o corpo, variando entre 195 e 390 mm, com média de 330 mm. Possui peso, quando adulto, de 360 g, sendo os machos normalmente mais pesados que as fêmeas (Redford e Eisenburg, 1992; Hansen *et. al.*, 1999; Argot, 2001).

1.3.5 – *Micoureus paraguayanus*

Existe uma controvérsia em relação ao número de espécies pertencentes ao gênero, mas seguindo a classificação de Wilson e Reeder (2005), existem seis espécies de *Micoureus*, sendo elas: *M. alstoni*, *M. constantiae*, *M. demerarae*, *M. paraguayanus*, *M. phaeus* e *M. regina*. A distribuição deste gênero abrange toda a América do Sul, sendo que o *M. paraguayanus* é encontrado do leste do Brasil até o Paraguai. Este marsupial também apresenta cariótipo de $2n = 14$ (Carvalho *et. al.*, 2002). Ainda não se chegou a um consenso sobre a nomenclatura para as espécies deste gênero.



Figura 8 – Imagens ilustrativas da espécie *Micoureus paraguayanus*.

A espécie *M. paraguayanus* é arbórea, embora seja mais frequentemente encontrada no chão do que a outra espécie arbórea (*Caluromys philander*) analisada neste estudo. Assim como os outros representantes desta família, este marsupial também é onívoro, alimentando-se de pequenos vertebrados, invertebrados e frutas, mas se observa uma preferência por pequenos artrópodes (Dias, 2007).

Este marsupial possui um comprimento do corpo variando entre 130 a 200 mm, e sua cauda varia entre 170 a 270 mm de comprimento, sendo esta bastante preênsil, o que o ajuda na locomoção nas árvores. O peso do *M. paraguayanus* varia entre 80 a 200 g, quando adulto (Dias, 2007).

2 – Objetivos

O presente trabalho tem dois objetivos: o primeiro é analisar a variação fenotípica de algumas medidas de tamanho corporal de quatro espécies de marsupiais, pertencentes à família Didelphidae, de modo a obter informação sobre a diversidade genética presente nas populações destas espécies que habitam o Parque Estadual do Rio Doce. O segundo objetivo é avaliar a utilidade destas medidas não apenas como indicadores da perda de diversidade genética, mas também para diferenciação morfométrica entre as espécies mencionadas, visando futuros trabalhos de análise evolutiva e visando propor mudanças nos procedimentos de coleta de dados.

3 – Material e Métodos

3.1 – Área de Estudo e Amostragem

O presente trabalho faz parte de um projeto mais amplo desenvolvido pelo Laboratório de Genética Quantitativa e Conservação Animal, do Departamento de Biologia Geral. O título do referido projeto é “Análise genética de características quantitativas associadas à adaptação em populações de mamíferos da região do Rio Doce”, que se vincula ao programa PELD (Pesquisa Ecológica de Longa Duração). O trabalho foi feito no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), leste do estado de Minas Gerais, localizado entre os meridianos 42°38'W e 48°28'W e os paralelos 19°45'S e 19°30'S. a vegetação do parque é caracterizada como Floresta Atlântica Semi-Decidual, sendo o maior fragmento de mata Atlântica do Estado. Ao norte do PERD encontra-se o rio Piracicaba, a leste do parque está o rio Doce, e ao sul está localizado o rio Mumbaça (IEF, 2007), fazendo as fronteiras com o parque nestes três locais. Na borda oeste está localizada a estrada MG-320, que não é pavimentada, com 20 metros de largura. Ainda se encontram a oeste do parque grandes fazendas de eucalipto e de gado. A estrada MG-122, com dez metros de largura também não é pavimentada e começa no distrito de Cava Grande a partir da própria MG-320, atravessando totalmente o parque no sentido Leste-Oeste, dividindo o parque em dois fragmentos, Norte e Sul. Essas duas estradas possuem um intenso fluxo de veículos, principalmente caminhões (Scoss, 2002).

As temperaturas médias mensais variaram de 19,2 °C em Julho de 2007 a 28,1 °C em Janeiro de 2001, sendo as menores temperaturas médias mensais verificadas nos meses de Junho e Julho e as maiores temperaturas nos meses de Janeiro e fevereiro. Segundo os dados do Simge (Sistema de meteorologia e recursos hídricos de Minas Gerais), verificam-se realmente dois períodos distintos, um quente e um frio, sendo os meses de Maio a Setembro, os meses mais amenos do ano. Os dados sobre a pluviosidade do local mostram que o período de chuvas acontece de Novembro a Março, sendo que os meses de Junho a Agosto aqueles de maior seca. O período de maior seca no parque durante o período de estudo durou do dia 23 de Julho a 03 de Outubro de 2004. A precipitação de chuvas mensais variou entre 0,00 mm (nos meses de Agosto e Setembro de 2004) e 521,25 mm em Dezembro de 2004 (Simge, 2008).

As coletas, conduzidas pelo Laboratório de Mastozoologia da Universidade Federal de Minas Gerais, foram realizadas em três locais distintos, dois deles dentro da área da UC (Campolina e Vinhático) e um local do entorno do parque (Morro do Gavião). As duas áreas localizadas dentro do PERD se distanciam em aproximadamente 14 quilômetros, sendo o

Vinhático localizado na parte sul do parque e Campolina na parte norte. O Morro do Gavião se encontra a aproximadamente 60km do PERD, em uma propriedade privada pertencente a empresa CAF-Arcelor. A área Campolina possui 130 hectares e é considerada uma reserva de floresta primária (Ribeiro *et. al.*, 2005), enquanto a área Vinhático é considerada floresta secundária, pois neste local ocorreu um incêndio no ano de 1967 (Bovini *et. al.*, 2001). Assim como o Vinhático, a vegetação do Morro do Gavião se constitui de floresta secundária preservada. Não existe a possibilidade de que animais de uma área se encontrem com outros de outra área, pois a capacidade de dispersão destas espécies é restrita.

As coletas dos marsupiais ocorreram, em média, a cada dois meses, entre Novembro do ano 2000 e Maio de 2007, resultando em 36 campanhas no período estudado, nas localidades Vinhático e Campolina. O Morro do Gavião começou a ser amostrado a partir de Setembro de 2005, o que resultou um total de dez campanhas nesta localidade. Em cada uma das campanhas, as coletas foram feitas durante cinco dias, sendo as armadilhas preparadas durante o dia e os animais capturados avaliados na manhã seguinte.

Em cada uma das três localidades de coleta, uma área de aproximadamente 113 metros quadrados foi determinada, sendo que esta foi dividida em três transectos paralelos contendo 15 postos de armadilhas, separados em intervalos de 20 metros um do outro, resultando em 45 postos de armadilhas em cada local, em cada coleta. Em cada posto de coleta existia uma armadilha Tomahawk (dimensões de 41 x 13 x 13 cm; Tomahawk Live Trap Company, Tomahawk, Wisconsin) e uma armadilha Sherman (dimensões de 16 x 05 x 05 cm; H. B. Sherman Traps, Inc., Tallahassee, Florida). Estas duas armadilhas eram colocadas alternadamente em posições diferentes, uma no chão, outra em locais elevados amarrados nas árvores (variando de 1,5 a 2 metros de altura), em cada um dos postos de armadilhas, totalizando 90 armadilhas por local, por coleta. Em cada armadilha foram colocadas iscas para atrair os animais, sendo estas iscas compostas de uma mistura de bananas com “canjiquinha” (canjica de milho) e um algodão embebido de óleo de fígado de bacalhau.

Os animais capturados foram libertados após a coleta dos dados, mas antes disso, cada espécime recebeu uma marcação feita através de uma pequena anilha colocada na orelha esquerda (Ear-tag da National Band and Tag Co., Newport, Kentucky). Cada indivíduo recebeu uma ficha, mesmo se tratando de indivíduos recapturados, que continha o nome da espécie, o sexo, a localização da coleta (local, transecto, posto, e posição da armadilha). Ainda eram anotadas nas fichas as medidas corporais e as condições

reprodutivas (número de filhotes na bolsa, número de mamas desenvolvidas e, nos machos, condição dos testículos). Quando o mesmo indivíduo era recapturado na mesma campanha (mas em dias diferentes), apenas as primeiras informações sobre nome da espécie, sexo e localização da coleta eram anotadas. A título de curiosidade, existem casos em que os mesmos animais caíram nas armadilhas em todos os cinco dias da campanha.

As medidas corporais coletadas, que formam a base para esse trabalho, foram: comprimento do corpo (ccorpo), que vai da ponta do nariz ao ponto de inclinação da cauda; comprimento da cauda (ccauda), medida do ponto de inclinação da cauda até a ponta da mesma; comprimento do tarso esquerdo (ctarso), do calcanhar até a ponta da unha; comprimento da orelha esquerda (corelha); e peso corporal. As medidas de comprimento foram anotadas em milímetros e o peso corporal em gramas. Essas medidas corporais tornaram-se a base para o presente trabalho, sendo submetidas à análise genética quantitativa.

Para estudos de genética de populações com utilização de marcadores moleculares, foram coletados desde Julho do ano de 2003, amostras sanguíneas a partir da veia da base da cauda utilizando-se seringas de 1ml, e/ou swab bucal com a utilização de uma pequena escova. O sangue foi preservado em EDTA 5M e as células bucais foram preservadas em solução de TE (Tris 10mM-EDTA 1nM). Quando da utilização destas amostras, verificou-se que um número significativo de amostras apresentou uma grande degradação do DNA após a extração do mesmo, impossibilitando que trabalhos moleculares de genética de população fossem realizados para estas espécies. Essa degradação pode ter ocorrido devido à qualidade da amostra coletada ou mesmo método de armazenamento da mesma.

3.2 – Conjunto de Dados

O total de fichas gerados nestas 36 campanhas no PERD para as quatro espécies de marsupiais foi de 1140, sendo que destas, 63 eram da espécie *Caluromys philander*, 230 de *Didelphis aurita*, 197 de *Metachirus nudicaudatus* e 650 fichas da espécie *Micoureus paraguayanus*, que aparentemente é o pequeno mamífero não roedor mais abundante no PERD. Além destas quatro espécies de marsupiais, outras espécies foram coletadas, como *Gracilinanus microtarsus* (três fichas), *Marmosops incanus* (13 fichas) e *Monodelphis americana* (quatro fichas). Ainda foram coletadas durante as campanhas 494 fichas de outros 14 gêneros de pequenos mamíferos não voadores, que não eram marsupiais. Esses dados corroboram com a afirmação de Fonseca & Robinson (1990) sobre a predominância

de marsupiais sobre roedores, provavelmente devido à existência de um maior número de ambientes secundários que favoreceriam os marsupiais.

Deste número inicial de 1140 anotações de marsupiais, algumas fichas tiveram que ser desconsideradas para a utilização nas análises quantitativas. As recapturas na mesma campanha somaram 333 fichas, todas elas retiradas propositalmente das análises por não apresentarem qualquer medida corporal anotada. Além destas, em 30 fichas de marsupiais ou apresentaram problemas na identificação da anilha ou os animais fugiram antes que a coleta dos dados pudessem ter sido feitas, sendo também retirados do número inicial de dados.

Trabalhamos, então, com dados de 777 fichas coletados no PERD no período entre novembro de 2000 e maio de 2007, resultado de 36 campanhas no período. Dentre as 777 fichas trabalhadas, 53 correspondem ao gênero *Caluromys*, 164 ao gênero *Didelphis*, 162 ao gênero *Metachirus* e 398 são do gênero *Micoureus* (Tabela 1). As 777 fichas representam um número de 484 indivíduos, resultando em 293 fichas de recapturas feitas ao longo das campanhas. Nota-se, entretanto, que o número de espécimes recapturados foi de 176, esse dado nos informa que 117 fichas são de indivíduos recapturados mais de uma vez em campanhas diferentes.

Tabela 1 – Número de capturas e recapturas de cada uma das espécies estudadas, com porcentagem de recapturas para cada uma delas.

Espécie	Capturas	Recapturas	% Recapturas
<i>Caluromys philander</i>	53	14	26,4%
<i>Didelphis aurita</i>	164	49	29,9%
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	162	39	24,1%
<i>Micoureus paraguayanus</i>	398	191	48,0%
Total	777	293	37,7%

Deste número total de fichas analisadas, 407 representam animais fêmeas e 365 animais machos, não havendo informações sobre o sexo de cinco indivíduos nas fichas originais. Dentre os dados coletados, 365 deles foram capturados ou recapturados na Localidade Campolina, 49 no Morro do gavião e 373 no Vinhático. Deve-se atentar ao fato, mais uma vez, de que as campanhas realizadas no Morro do Gavião somente tiveram início

em Setembro de 2005, e que a partir desta data, a diferença no número de dados coletados não é muito contrastante: 74 fichas coletadas em Campolina, 49 no Morro do Gavião e 46 no Vinhático.

O conjunto de dados sobre os quais se tem o menor número de informações é o parâmetro Idade (os indivíduos foram divididos em duas classes, jovens e adultos), onde se tem dados de 630 fichas das 777 analisadas. Deve-se atentar ao fato do baixo número de dados de indivíduos jovens coletados, especialmente em recapturas. Deste total de 630 dados sobre a idade, apenas 149 são dados de indivíduos jovens, sendo que destes, apenas 27 são recapturas. Este parâmetro não foi utilizado nas análises estatísticas devido ao grande número de dados faltantes. Por outro lado, o Peso é o conjunto de dados com o maior número de informações com 735 fichas, provavelmente pelo fato deste valor ser o primeiro a ser coletado, acontecendo algumas vezes a fuga do animal antes que as demais medidas fossem realizadas. As demais medidas apresentaram números similares de informações, variando entre 680 e 684 dados.

Ao se focar nos dados trabalhados apenas da espécie *Caluromys philander*, o total de fichas foi de 53 fichas, sendo que destas, 39 representam indivíduos e 14 recapturas. Importante frisar que este número de 39 indivíduos selvagens coletados foi muito maior que todos os outros trabalhos encontrados na literatura, onde o maior número foi publicado no trabalho de Argot (2001), em que foram coletados sete indivíduos. A maior parte das recapturas, assim como aconteceu para as demais espécies, aconteceram apenas uma única vez (12 indivíduos), sendo que dois animais foram recapturados duas vezes em campanhas diferentes. O número de informações sobre fêmeas deste gênero coletadas foi de 34, resultando em 19 machos já que todas as fichas continham informações sobre o sexo do animal. Esta espécie foi a que apresentou maior equilíbrio no número de dados coletados dentro das três localidades, sendo 20 coletados em campolina, 16 no Morro do Gavião e 17 fichas no Vinhático, salientando que os gêneros *Didelphis* e *Micoureus* não foram encontrados no Morro do Gavião. Das 44 fichas com informações sobre idade desta espécie, apenas três eram de indivíduos jovens. Sobre as medidas, *Caluromys philander* foi uma das espécies com o menor número de informações faltantes, não havendo muito contraste entre o número de informações sobre cada uma das medidas coletadas, apenas uma ficha de uma recaptura não apresentava nenhuma informação sobre os comprimentos e peso. Dentre as 34 fêmeas (sendo essas recapturas ou não), 20 apresentaram informações ou sobre a presença de filhotes, ou sobre o número de mamas desenvolvidas. O número de filhotes variou de dois a cinco filhotes por fêmea.

A espécie *Didelphis aurita* estava representada no conjunto de dados por 115 indivíduos, ocorrendo a recaptura destes animais 49 vezes, o que resultou em 164 fichas. Dentre as recapturas em campanhas diferentes, 17 animais foram recapturados uma única vez, seis recapturados duas vezes, dois deles foram anotados em três campanhas e três indivíduos foram recapturados quatro vezes. Indivíduos fêmeas desta espécie foram anotados 97 vezes, enquanto que os machos foram 64 do total de dados, ocorrendo três fichas sem especificação do sexo do animal. *Didelphis* não caiu uma única vez sequer em armadilhas no fragmento Morro do Gavião, ocorrendo 65 vezes no Campolina e 99 vezes no Vinhático. Nos dados existiam 31 indivíduos jovens e 108 adultos, resultando num total de 139 informações sobre classificação etária dentre as 164 fichas existentes. O número total de informações existentes sobre as medidas não apresentou grandes variações, apesar de um maior número de dados faltantes, numa média de 25 dados por medida, 11 fichas não apresentavam informações de nenhuma das medidas analisadas. As fêmeas que apresentaram filhotes ou mamas desenvolvidas foram 33 dentre as 97 verificadas, com grande variação no número de filhotes por animal (de 1 a 11 filhotes).

Metachirus nudicaudatus apresentou 162 fichas, compreendidas de 123 indivíduos e 39 recapturas. Estas se dividiram da seguinte forma: 24 animais recapturados uma vez, seis recapturados duas vezes e um indivíduo recapturado em três campanhas. Para este gênero, não existiam informações sobre o sexo de dois animais, o que resultou em 66 fêmeas e 94 machos. Embora esta espécie tenha sido observada em todas as três localidades, o número de dados coletados no Morro do Gavião (34 fichas) foi inferior aos dois outros locais analisados, onde foram coletados 61 dados em Campolina e 68 no Vinhático. Dentre as 162 fichas deste gênero, apenas 119 apresentavam informações sobre a faixa etária dos indivíduos, 102 foram considerados adultos e apenas 17 eram jovens. Nota-se que não houve ocorrência de fichas sem nenhuma informação sobre as medidas analisadas, existindo um pequeno número de dados faltantes e, conseqüentemente, uma paridade no número de dados para todas as medidas anotadas. Observou-se a presença de 33 fêmeas com filhotes ou mamas desenvolvidas, dentre as 66 fêmeas, com o número da prole por fêmea variando entre seis e nove filhotes.

Analisando-se os dados de *Micoureus paraguayanus* separadamente das demais espécies, observaram-se 398 fichas, sendo estas divididas em 207 indivíduos e 191 recapturas. Vale a pena ressaltar que o número de dados coletados desta espécie é mais do que o dobro das demais espécies e é, também, maior que a soma das outras três espécies. Este fato torna *Micoureus paraguayanus* a espécie de marsupial mais abundante no PERD segundo os dados coletados. As 191 recapturas são provenientes de 105 indivíduos, sendo que 53 deles foram recapturados uma única vez, 28 foram recapturados

duas vezes, 18 animais recapturados três vezes, cinco foram recapturados quatro vezes e um animal foi recapturado em sete campanhas diferentes. Apesar do grande número de fichas, não ocorreu a presença de fichas sem dados sobre o sexo do indivíduo; os dados nos mostram 210 fêmeas e 188 machos. Os dados não mostram diferenças marcantes entre as duas localidades onde esta espécie foi observada, 209 fichas foram anotadas em Campolina e 189 no Vinhático. Entre as 398 anotações deste marsupial, em apenas 327 continham dados sobre a idade do animal, sendo 230 indivíduos adultos e 98 jovens. Nas medidas realizadas neste gênero, um grande número de fichas apresentava apenas informações sobre o peso do animal, o que resultou numa variação no número de dados para cada medida. Existem 735 fichas com informações sobre o peso e, para as demais medidas, o número de fichas variou pouco, entre 680 e 684 fichas. Devido ao grande número de dados deste gênero, este foi o que apresentou o maior número de fichas sem uma informação sequer das medidas estudadas neste trabalho, totalizando 23 fichas nesta situação. Dentre as 210 fêmeas anotadas durante o período deste estudo, em 46 delas foi verificada a presença de filhotes ou de mamas desenvolvidas, sendo que ocorreu uma variação de 9 a 11 filhotes por animal.

O conjunto de dados utilizados para as análises de repetibilidade foi obtido a partir do conjunto total das 777 fichas, já selecionadas anteriormente. Primeiramente foram separados todos os dados referentes a recapturas de indivíduos, chegando-se a um número de 476 fichas. Destas foram excluídas aquelas onde as fichas não apresentavam dados de medidas, sendo mantidas somente aquelas fichas que apresentavam os dados de medidas analisados. Vale lembrar que das cinco medidas avaliadas nesta análise (comprimentos em milímetros do corpo, cauda, tarso e orelha e o peso em gramas), foram mantidas as fichas em que ao menos quatro delas estavam presentes. Assim sendo, o total de fichas utilizadas nas análises de repetibilidade foi de 358 fichas, representando um total de 148 indivíduos.

Para as análises multivariadas, as 777 fichas trabalhadas foram divididas em dois subconjuntos de dados, o primeiro composto pelos indivíduos do sexo feminino e o segundo do sexo masculino, devido à provável existência de dimorfismo sexual nas espécies. Para estas análises, todos os dados de captura das quatro espécies foram utilizadas, desde que estas apresentassem os dados de medidas. Os dados de recapturas foram excluídos da análise, por constituírem repetições de dados de um mesmo animal. Desta forma, somando-se os dois conjuntos de dados, trabalhou-se com um total de 439 fichas, cada uma delas representando um único indivíduo. Ao se separar os dados dentre os dois sexos, os indivíduos trabalhados do sexo feminino foram 217, enquanto 222 indivíduos do sexo masculino foram analisados.

3.3 - Análises estatísticas

3.3.1 - Componentes de variância e estimativas de repetibilidade

A análise das medidas lineares visando a decomposição da (co)variância em suas porções relacionadas com os efeitos genéticos e permanentes do ambiente foi feita com a utilização do método da Máxima Verossimilhança (Saxton, 2004), e de acordo com o modelo misto:

$$y_{ijklm} = \mu + F_i + R_j + e_{ijklm}$$

Aonde:

Y_{ijklm} = Variável dependente (uma das medidas lineares);

μ = Média geral associada à variável dependente;

F_i = Conjunto de efeitos fixos (sexo, local de captura, interação sexo x local);

R_j = Efeito aleatório do animal;

e_{ijklm} = erro aleatório associado às observações.

Para a solução das equações, obtenção das estimativas dos efeitos fixos, bem como para o teste das hipótese nulas relacionadas e estimativa dos componentes de variância e covariância foi utilizada a metodologia de máxima verossimilhança (Saxton, 2004).

3.3.2 - Análise canônica discriminante

A análise canônica discriminante é uma técnica de redução de dimensões relacionada com as análises de componentes principais e de correlação canônica. Numa análise canônica discriminante encontramos combinações lineares de variáveis quantitativas que proporcionam separação máxima entre as classes e os grupos. A análise discriminante canônica tem sido proposta como metodologia adequada para resolver

problemas de discriminação entre espécies de plantas e de animais, com base em medidas de diferentes estruturas corporais. Também tem sido usada na análise de dimorfismo sexual, de problemas taxonômicos (Darroch e Mosimann, 1985; Rosário *et. al.*, 2008) e ecológicos, particularmente aqueles relacionados com a composição de comunidades (Anderson e Willis, 2003).

Como o interesse básico da análise canônica, no caso presente, é a análise da forma, foi feita uma transformação dos dados, que foram tratados da seguinte maneira: as medidas de comprimento da cauda, comprimento do tarso e comprimento da orelha foram divididas pelo comprimento do corpo, que pode ser considerada como a medida mais representativa do tamanho corporal. Estas razões foram, então, transformadas em logaritmo neperiano. A seguir, os dados foram submetidos à análise pelo pacote estatístico “SAS Stat”, que faz parte do SAS System for Windows V8. Os principais procedimentos usados, neste caso, foram o “Proc Candisc” e o SAS Graph.

3.3.3 - Distância de Mahalanobis

A Distância de Mahalanobis testa distâncias multivariadas de duas ou mais populações, levando em consideração para a realização do cálculo os dados sobre médias, variâncias e covariâncias. Além disso, esse teste, diferentemente de outros disponíveis na literatura, considera ainda as correlações entre as variáveis durante o cálculo. Os tamanhos das amostras para a Distância de Mahalanobis podem ser iguais ou desiguais (Ayres *et. al.*, 2003).

Este método tem sido empregado para resolver uma diversidade de problemas, desde quando foi proposto em 1936 até os dias de hoje, inclusive resolvendo problemas relacionados com morfometria e com variação associada com crescimento, como no trabalho de Rosário *et. al.* (2008), que analisou a variação em diferentes linhagens de aves de corte.

4 – Resultados e Discussão

4.1 - Análise do modelo misto e estimativas de repetibilidade

A significância dos efeitos fixos, testada através do modelo misto, pode ser vista na Tabela 2. As diferenças entre os sexos são significativas em metade dos casos. Embora o dimorfismo sexual seja freqüente entre os mamíferos, nem todas as medidas analisadas mostram diferenças significativas. O peso é a medida que mostra diferenças entre machos e fêmeas em todas as espécies. O efeito de local é significativo em apenas cinco casos, e não há uma explicação evidente para estas diferenças.

O peso é a medida que sofre muitas alterações no ambiente, sejam elas devido à disponibilidade de comida, seja devido a alterações ambientais como período de chuvas e seca, sendo então não recomendado como indicador único de dimorfismo sexual de uma espécie. Entretanto, concomitante com valores de outras medidas, os valores do peso não podem ser desconsiderados.

Sobre o efeito do local ser significativo em apenas cinco ocasiões, esse fato pode sugerir uma pequena adaptação ao meio destes animais, ou mesmo um resultado de um efeito fundador ocorrendo neste local. Entretanto, um estudo com mais espécies e com maior número de capturas pode ajudar na solução desta hipótese.

A espécie *Caluromys philander* apresentou três resultados significativos dentre as cinco medidas estudadas. Isso pode ser pelo fato de o número de animais coletados em cada uma das três localidades ter sido bastante próximo, sendo 20 animais observados em Campolina, 16 no Morro do gavião e 17 no Vinhático. Essa proximidade de números observados não ocorreu em nenhuma outra espécie.

Levando-se em conta apenas esta análise, as espécies *Metachirus nudicaudatus* e *Micoureus paraguayanus* apresentam mais claramente um dimorfismo sexual do que as outras duas espécies, sendo que a primeira apresenta valores significativos em quatro das cinco medidas, e a segunda em três.

Tabela 2 - Probabilidades de que os efeitos fixos de sexo e local sobre as diferentes medidas, por espécie, sejam significativamente diferentes de zero.

Espécie	Efeito fixo	Medidas					
		ccorpo	ccauda	ctarso	corelha	Peso	
<i>Caluromys philander</i>	Sexo	0,1309	0,0323*	0,0686	0,5332	0,0077**	
	Local	0,4157	0,0120*	0,0414*	0,0314*	0,1388	
	Sexo	0,3374	0,6545	0,3271	0,0478*	0,0450*	
<i>Didelphis aurita</i>	Local	0,5625	0,9745	0,5770	0,6533	0,9892	
	Sexo	0,0639	0,0002**	< 0,0001**	0,7959	< 0,0001**	
	Local	0,6525	0,9691	0,3513	0,8537	0,0209*	
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	Sexo	0,0517*	0,0034**	0,0020**	0,3095	< 0,0001**	
	Local	0,7401	0,1154	0,3014	0,0279*	0,9684	
	Local	0,7401	0,1154	0,3014	0,0279*	0,9684	
<i>Micoureus paraguayanus</i>	Sexo	0,0517*	0,0034**	0,0020**	0,3095	< 0,0001**	
	Local	0,7401	0,1154	0,3014	0,0279*	0,9684	

*Significativo a 5% **Significativo a 1% ou menos.

As Tabelas 3 e 4 mostram os valores das médias das 5 medidas e respectivos erros padrões , por espécie por sexo. Pode-se observar que existe uma diferença significativa no tamanho das espécies, em ambos os sexos. Nos dois sexos, a espécie de maior tamanho é *D. aurita*, seguida de *M. nudicaudatus* e de *C. philander*, e a menor é *M. paraguayanus*.

Tabela 3 – Médias e erros padrões das medidas de todos os indivíduos do sexo feminino com suas recapturas utilizadas no trabalho, separado por espécie.

Espécie	CCORPO	CCAUDA	CTARSO	CORELHA	PESO
<i>Caluromys philander</i>	201,5 (± 5,1)	291,7 (± 4,2)	30,3 (± 0,8)	30,9 (± 1,0)	153,4 (± 6,9)
<i>Didelphis aurita</i>	316,3 (± 7,0)	330,3 (± 8,0)	50,8 (± 0,8)	45,9 (± 0,8)	705,8 (± 49,4)
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	226,2 (± 6,9)	315,0 (± 7,8)	41,4 (± 0,5)	34,9 (± 0,8)	266,3 (± 13,9)
<i>Micoureus paraguayanus</i>	163,2 (± 2,5)	245,4 (± 2,8)	25,7 (± 0,3)	27,4 (± 0,4)	97,7 (± 2,8)

ccorpo = Comprimento do corpo, ccauda = Comprimento da cauda, ctarso = Comprimento do tarso, corelha = comprimento da orelha. Os valores de comprimento são expressos em milímetros e o peso em gramas.

Tabela 4 – Médias e erros padrões das medidas de todos os indivíduos do sexo masculino com suas recapturas utilizadas no trabalho, separado por espécie.

Espécie	ccorpo	ccauda	ctarso	corelha	peso
<i>Caluromys philander</i>	224,4 (± 8,3)	312,8 (± 6,9)	34,8 (± 1,2)	32,4 (± 1,6)	218,7 (± 11,3)
<i>Didelphis aurita</i>	322,6 (± 14,3)	340,1 (± 16,5)	53,1 (± 1,6)	49,3 (± 1,9)	1007,5 (± 106,3)
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	264,6 (± 5,5)	335,8 (± 6,3)	45,1 (± 0,4)	35,2 (± 0,7)	429,4 (± 11,0)
<i>Micoureus paraguayanus</i>	175,6 (± 2,6)	254,0 (± 3,0)	27,3 (± 0,3)	27,9 (± 0,4)	123,5 (± 2,9)

ccorpo = Comprimento do corpo, ccauda = Comprimento da cauda, ctarso = Comprimento do tarso, corelha = comprimento da orelha. Os valores de comprimento são expressos em milímetros e o peso em gramas.

Outra importante observação que pode ser notada nestas duas tabelas é o fato do comprimento da cauda ser sempre maior que o comprimento do corpo, para todas as espécies e para ambos os sexos. Para as espécies arbóreas, como *Caluromys philander* e *Micoureus paraguayanus*, a cauda preênsil desempenha importante papel na locomoção destas duas espécies por entre os galhos das árvores, evitando a queda dos animais (Argot, 2001).

Deve-se atentar ao fato de que para a produção das Tabelas 3 e 4, foram utilizadas as medidas de recaptura, sendo então necessário comentar que algumas recapturas apresentavam valores do comprimento de cauda e orelha inferiores àqueles anotados quando da sua primeira captura. Isto se deve ao fato de que não é incomum que alguns animais percam parte de suas caudas e orelhas entre as campanhas ou até mesmo durante a captura, seja na hora em que o animal cai na armadilha ou na hora de sua retirada para a coleta de dados, como pode ser visualizado nas observações presentes nas fichas.

O peso dos animais é uma outra medida em que a ocorrência de discrepâncias entre as capturas e recapturas é esperada, uma vez que este pode variar bastante de acordo com a disponibilidade de alimentos existente no local, dentre outros fatores já mostrados.

A comparação dos valores entre os sexos mostra a existência do dimorfismo sexual entre os didelfídeos estudados. Comparando-se principalmente o comprimento do corpo, pois como foi dito anteriormente pode ser considerado a medida mais representativa do tamanho corporal, nota-se que os machos possuem maiores valores em todas as espécies estudadas. Além dessa, em todas as demais medidas foi verificada a ocorrência do mesmo padrão, com os animais do sexo feminino sempre apresentando valores inferiores aos do sexo masculino, mesmo que para algumas medidas as diferenças não sejam muito grandes.

Já para a análise segundo o modelo misto, esta foi baseada no uso das medidas repetidas do mesmo animal, para possibilitar a obtenção da estimativa de repetibilidade. A repetibilidade é a correlação entre as medidas de um determinado caráter em um mesmo indivíduo, cujas avaliações foram repetidas no tempo e espaço. Foram utilizados dados de capturas e recapturas dos animais classificados como adultos. As estimativas dos coeficientes de repetibilidade são mostrados na Tabela 5.

Tabela 5 – Valores do coeficiente de repetibilidade, estimados para as diferentes medidas, por espécie.

Espécie	Medidas				
	ccorpo	ccauda	ctarso	corelha	peso
<i>Caluromys philander</i>	0,132	0	0,045	0,106	0,487
<i>Didelphis aurita</i>	0,525	0,411	0,279	0,244	0,121
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	0,162	0,086	0,399	0	0,406
<i>Micoureus paraguayanus</i>	0,176	0,212	0,034	0,112	0,264

Observa-se, na Tabela 5, que há dois valores iguais a zero: o coeficiente relativo ao comprimento da cauda, no caso de *C. philander*, e o do comprimento da orelha, no caso de *M. nudicaudatus*. É difícil explicar esta ocorrência, mas deve-se considerar que são duas medidas sujeitas, talvez mais do que as outras, a variações acidentais. O peso e o comprimento do corpo são as medidas que mostram estimativas maiores. Quando se comparam as espécies, observa-se que as maiores estimativas são as relatadas para a espécie *Didelphis aurita*. É importante lembrar o significado do coeficiente de repetibilidade: ele representa a razão entre a soma da variação devida aos efeitos genéticos com a variação devida aos efeitos permanentes de meio e a variação fenotípica total. Segundo Falconer e Mackay (1996), a repetibilidade representa o limite superior da herdabilidade, que é a razão entre a variação devida aos efeitos genéticos aditivos e a variação fenotípica total. Neste sentido, pode-se dizer que os valores das repetibilidades estimadas no presente trabalho são baixos ou médios. Isto pode ser considerado como indicativo de que a variabilidade genética destas características é relativamente baixa nas quatro populações estudadas. Não foram encontradas na literatura estimativas de repetibilidade ou de herdabilidade de medidas corporais de marsupiais, com uma única exceção, que é o trabalho de Dias (2007), que estimou a herdabilidade do comprimento do corpo e do peso corporal da espécie *M. paraguayanus*, obtendo os valores 0,232 e 0,092, respectivamente. Em seu trabalho, baseado na mesma população aqui descrita, foi possível estimar o parentesco entre os indivíduos, então a herdabilidade foi calculada utilizando microssatélites para comprimento do corpo e peso.

4.2 – Diferenciação entre as espécies pela Distância de Mahalanobis

Os resultados obtidos com o cálculo da distância de Mahalanobis, colocadas nas tabelas 6 e 7, evidenciam a utilidade das medidas estudadas para a diferenciação entre as espécies. Embora os valores da distância mostrem uma grande variação, principalmente no

sexo feminino, apenas uma delas, entre *C. philander* e *M. paraguayanus*, no sexo masculino, não se mostrou significativa.

Tabela 6- Distâncias de Mahalanobis entre as espécies estudadas (acima da diagonal) com os respectivos valores de F e suas probabilidades (abaixo da diagonal), relativas ao sexo feminino.

Espécies	<i>Caluromys philander</i>	<i>Didelphis aurita</i>	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	<i>Micoureus paraguayanus</i>
<i>Caluromys philander</i>		10,86	3,20	0,83
<i>Didelphis aurita</i>	45,74 (<0,0001)		8,33	15,20
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	13,35 (<0,0001)	68,75 (<0,0001)		5,43
<i>Micoureus paraguayanus</i>	3,99 (<0,0009)	169,56(<0,0001)	58,99(<0,0001)	

Tabela 7 - Distâncias de Mahalanobis entre as espécies estudadas (acima da diagonal) com os respectivos valores de F e suas probabilidades (abaixo da diagonal), relativas ao sexo masculino.

Espécies	<i>Caluromys philander</i>	<i>Didelphis aurita</i>	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	<i>Micoureus paraguayanus</i>
<i>Caluromys philander</i>		2,71	1,07	0,58
<i>Didelphis aurita</i>	10,16 (<0,0001)		2,32	4,14
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	4,31 (<0,006)	20,81(<0,0001)		3,22
<i>Micoureus paraguayanus</i>	2,48 (<0,062)	43,14(<0,0001)	40,79(<0,0001)	

4.3 - Diferenciação entre as espécies pela análise discriminante canônica

A tabela 8 mostra o número de indivíduos cujas medidas foram utilizadas nas análises discriminantes canônicas. Vale lembrar a ocorrência de uma certa redução do número amostral, pois só foram considerados os indivíduos com medidas completas. Entretanto, ainda assim, o tamanho amostral pode ser considerado adequado, se comparado com as demais análises encontradas na literatura, como em Darroch e Mosimann (1985). Das espécies aqui estudadas, apenas *C. philander* possui um número de indivíduos menor do que o estudado por estes autores, em *Agelaius phoeniceus*. As estatísticas multivariadas apresentadas que acompanham os resultados apóiam esta afirmativa, mostrando altos valores de F e baixas probabilidades de valores maiores de F (Tabelas 6 e 7).

Tabela 8 - Número de indivíduos das quatro espécies utilizadas na análise multivariada, com suas freqüências (em porcentagem), separados por sexo.

Sexo	Espécie	Número de indivíduos	Freqüência
Feminino	<i>Caluromys philander</i>	17	7,84%
	<i>Didelphis aurita</i>	51	23,50%
	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	49	22,58%
	<i>Micoureus paraguayanus</i>	100	46,08%
Masculino	<i>Caluromys philander</i>	15	6,76%
	<i>Didelphis aurita</i>	47	21,17%
	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	64	28,83%
	<i>Micoureus paraguayanus</i>	96	43,24%

Os valores das três primeiras correlações canônicas, apresentados na Tabela 9, mostram que as duas estimativas são bastante confiáveis, pois seus erros são baixos, e as correlações correspondentes aos dois primeiros componentes têm valores elevados e significativos.

Tabela 9 – Valores das três correlações canônicas com os respectivos erros padrões aproximados, por sexo.

Sexo	Componentes	Correlação canônica	Erro padrão aproximado
Feminino	1	0,843	0,020
	2	0,581	0,045
	3	0,148	0,067
Masculino	1	0,649	0,039
	2	0,473	0,052
	3	0,011	0,067

A tabela 10, mostra os resultados obtidos com a análise das relações entre as variáveis comprimento da cauda, do tarso e da orelha e o comprimento do corpo, visto como representativo do tamanho corporal. As três variáveis são pois adimensionais e representativas da forma. Na Tabela 8, o primeiro componente canônico, tanto no caso dos machos quanto no das fêmeas, mostra um claro contraste entre a variável definida pelo comprimento do tarso e as outras duas variáveis. Já no segundo componente, é o comprimento da orelha que contrasta com as demais.

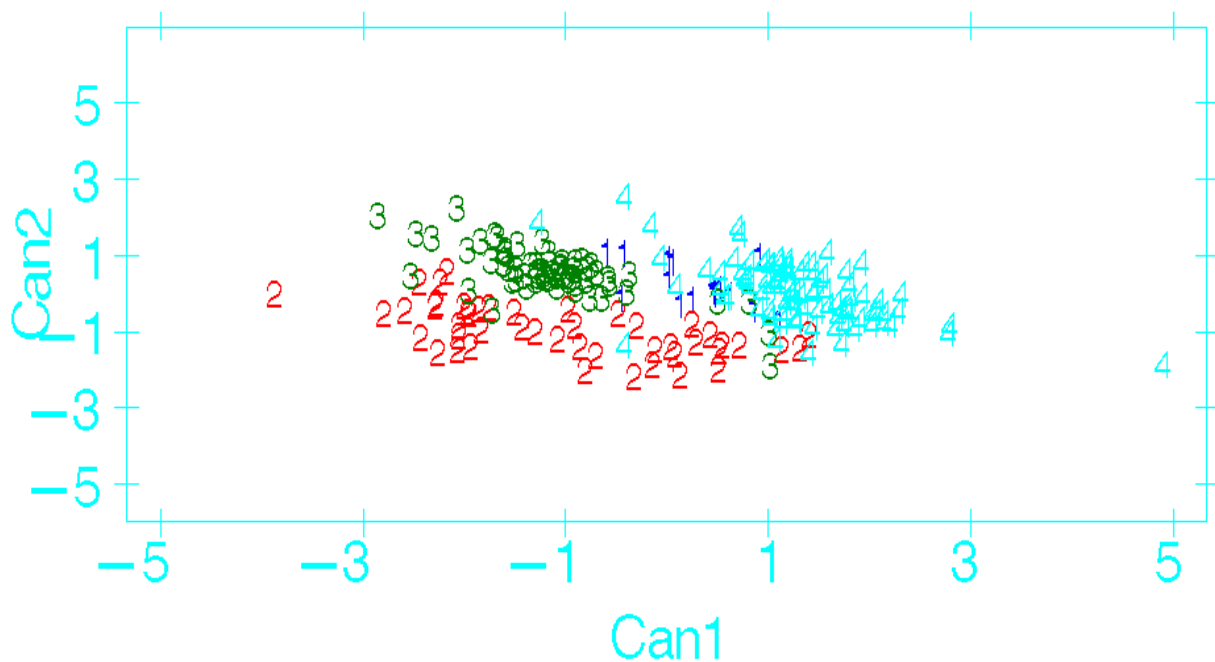
Tabela 10 – Valores dos primeiros e segundos componentes canônicos, relativos às medidas analisadas, por sexo, com os respectivos “eigenvalues”.

Sexo	Componentes	ccauda/ccorpo	ctarso/ccorpo	corelha/ccorpo	Eigenvalue
Fêmea	Can 1	1,913	- 0,872	0,209	2,465
	Can 2	0,392	1,298	-1,126	0,509
Macho	Can 1	0,979	- 0,847	0,664	0,728
	Can 2	0,822	0,591	- 0,850	0,289

A seguir, são apresentados os gráficos resultantes das análises discriminantes para os dois sexos (Figuras 9 e 10). Os gráficos mostram que as medidas utilizadas permitem fazer uma boa separação entre as espécies, com exceção de *C. philander*, cujos pontos nos gráficos se misturam com os das espécies *M. nudicaudatus* e *M. paraguayanus*. Entretanto, os pontos de *C. philander* não se misturam com os de *D. aurita*.

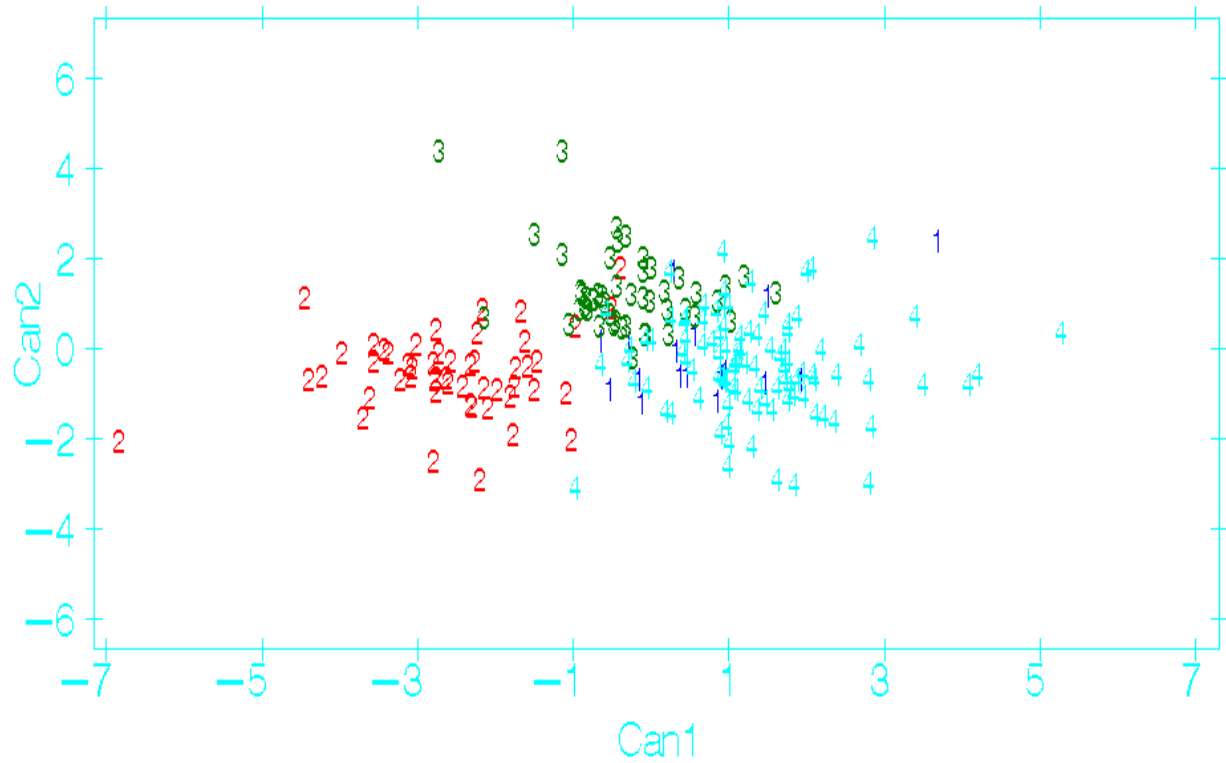
As medidas analisadas se mostraram adequadas para análise da diferenciação entre as espécies. Entretanto, deve-se notar que não só a avaliação do estado de conservação das espécies quanto futuros estudos de relações filogenéticas serão beneficiados pelo acréscimo de outras medidas e pela adoção de medidas bilaterais nos casos em que isto é possível. Sabe-se que os estudos de assimetria são importantes para avaliar o impacto das alterações de habitat sobre as espécies de vertebrados. Dada a variação dos hábitos de locomoção, seria interessante acrescentar medidas dos membros superiores e outras medidas dos membros inferiores, como o comprimento do fêmur e do fíbula. Estas mudanças nas coletas devem, entretanto, levar em consideração o esforço demandado para a obtenção das medidas e o tamanho amostral realmente necessário para que as análises estatísticas produzam bons resultados.

Figura 9 – Gráfico da variável canônica 1 versus variável canônica 2 para o sexo feminino e as quatro espécies estudadas.



- 1 – *Caluromys philander*
- 2 – *Didelphis aurita*
- 3 – *Metachirus nudicaudatus*
- 4 – *Micoureus paraguayanus*

Figura 10 – Gráfico da variável canônica 1 versus variável canônica 2 para o sexo masculino e as quatro espécies estudadas.



- 1 – *Caluromys philander*
- 2 – *Didelphis aurita*
- 3 – *Metachirus nudicaudatus*
- 4 – *Micoureus paraguayanus*

5 – Conclusões

A diversidade genética encontrada através da análise da variação fenotípica indica que a variabilidade genética das características estudadas é relativamente baixa em todas as quatro espécies estudadas no Parque Estadual do Rio Doce, pois as estimativas de repetibilidade mostraram valores baixos ou médios, sendo a repetibilidade o limite superior dos valores da herdabilidade.

Apesar do número reduzido de medidas utilizadas neste estudo, os resultados mostraram que estas medidas foram úteis como indicadores da perda de diversidade genética, assim como foram satisfatórias para a diferenciação morfométrica entre as espécies estudadas, segundo os resultados das análises discriminantes canônicas, sendo evidente a separação das espécies *Didelphis aurita*, *Metachirus nudicaudatus* e *Micoureus paraguayanus*. A espécie *Caluromys philander* mostrou separação evidente apenas da espécie *D. aurita*.

Com o intuito de contribuir para futuros trabalhos evolutivos e populacionais com a utilização de medidas corporais, propomos algumas mudanças nos procedimentos da coleta dos dados, entre elas: o acréscimo de medidas dos membros superiores; outras medidas dos membros inferiores, como o comprimento do fêmur e fíbula; e adoção de medidas bilaterais nos casos em que ocorra essa possibilidade.

6 – Referências Bibliográficas

- Amos, W. e Balmford, A.** 2001. When does conservation genetics matters? *Heredity* **87**: 257-265.
- Anderson, M.J. e Willis, T. J.** 2003. Canonical Analysis of Principal Coordinates: A Useful Method of Constrained Ordination for Ecology. *Ecology*, **84**: 511-525.
- Andrade, M.A.** 1991. Notas sobre aves ameaçadas de extinção que ocorrem em Minas Gerais. *Revista SOM* **39**: 16-17.
- Argot, C.** 2001. Functional-Adaptive Anatomy of the Forelimb in the Didelphidae, and the Paleobiology of the Paleocene Marsupials *Mayulestes ferox* and *Pucadelphys andinus*. *Journal of Morphology* **247**: 51-79.
- Astúa, D. e Leiner, N.O.** 2008. Tooth eruption sequence and replacement pattern in wolly opossums, genus *Caluromys* (Didelphimorphia: Didelphidae). *Journal of Mammalogy* **89**(1): 244-251.
- Ayres, M., Ayres Jr., M., Ayres, D.L. e Dos Santos, A.S.** 2003. BioEstat 3.0, Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Sociedade Civil Mamirauá, Brasília, CNPq. 290pp.
- Bernardes, A.T., Machado, A.B.M. e Rylands, A.B..** 1990. Fauna brasileira ameaçada de extinção. Brazilian fauna threatened with extinction. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 62pp.
- Bovini, M. G., Carvalho-Okano, R. M. D. e Vieira, M. F.** 2001. Malvaceae A. Juss. no Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* **52**: 17-47.
- Burnie, D. e Wilson, D.E.** 2001. Animal. Dorling Kindersley Publisher. London. 624pp.
- Cáceres, N.C.** 2004. Diet of three didelphid marsupials (Mammalia, Didelphimorphia) in southern brazil. *Mammalian Biology* **69**(6): 430-433.
- Cáceres, N.C.** 2005. Comparative lengths of digestive tracts of seven didelphid marsupials (Mammalia) in relation to diet. *Revista Brasileira de Zoologia* **22**(1): 181–185.
- Carnevali, N.E.D., Tonelli, M.L.F. e Vasconcelos-Silva, H.H.** 1978. Estudos da Ornitofauna do Parque Florestal do Rio Doce - Minas Gerais. Relatório 1. Relatório técnico não publicado. Belo Horizonte: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 74pp.
- Carnevali, N.E.D. e Lanna, E.** 1981. Estudos da Ornitofauna do Parque Florestal do Rio Doce - MG. Relatório nº 2. Relatório técnico não publicado. Belo Horizonte: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 64pp.
- Carvajal-Rodríguez, A., Rolán-Alvarez, E. e Caballero, A.** 2005. Quantitative variation as a tool for detecting human-induced impacts on genetic diversity. *Biological Conservation* **124**: 1-13.
- Carvalho, B.D.A., Oliveira, L.F.B., Nunes, A.P. e Mattevi, M.S.** 2002. Karyotypes Of Nineteen Marsupial Species From Brazil. *Journal of Mammalogy* **83**(1): 58–70.

Castellanos, M.E.S. 2001 Análise de Remanescentes de Mata Atlântica em função da declividade do terreno na região do PERD. Monografia (especialização), Depto. Cartografia, UFMG, Belo Horizonte, MG.

CEPF – Critical Ecosystem Partnership Fund. 2001. (CEPF – Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos). Perfil do Ecossistema - MATA ATLÂNTICA - Hotspot de BIODIVERSIDADE – Brasil. Versão Final, 11 de dezembro de 2001.

Chatelain, C., Gautier, L. e Spichiger, R. 1996. A recent history of forest fragmentation in southwestern Ivory Coast. *Biodiversity and Conservation* **5**: 37-53.

CI – Conservation International, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo e SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília: MMA/SBF. 40pp.

Clarke, M.G. e O'Dwyer, C. 2000. Genetic variability and population structure of the endangered olden sun moth, *Synemon plana*. *Biological Conservation* **92**: 371-381.

Corbert, G. e Hill, J. 1991. A world list of mammalian species. Oxford University Press. 3rd ed. 256pp.

Cordero, G.A. e Nicolas, R.A. 1987. Feeding habits of the opossum (*Didelphis marsupialis*) in northern Venezuela. *Fieldiana Zoology* **39**: 125-131.

Costa, C.M.R., Herrmann, G., Martins, C.S., Lins, L.V. e Lamas, I.R. 1998. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 92pp.

Costa e Silva, L.V. 2001. Diagnóstico da cobertura vegetal. Contribuição ao Plano de Manejo. Projeto Doces Matas. Relatório técnico não publicado. Belo Horizonte: Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. 54pp.

Crnokrak, P. e Roff, D.A. 1999. Inbreeding depression in the wild. *Heredity* **83**: 260-270.

Darroch, J.N. e Mosimann, J.E. 1985. Canonical and principal components of shape. *Biometrika* **72**(2):241-252.

Delciellos, A.C., e Vieira, M.V. 2006. Arboreal walking performance in seven didelphid marsupials as an aspect of their fundamental niche. *Austral Ecology* **31**: 449-457.

Dias, I.M.G. 2007. Análise genética e fenotípica da população de *Micoureus paraguayanus* (Didelphimorphia: Didelphidae) no Parque Estadual do Rio Doce, MG. Tese de Mestrado do Departamento de Genética da Universidade Federal de Minas Gerais. 104pp.

Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A. e Antonini, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2. ed. 222pp.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2003. Mapa de Biomas do Brasil.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2003. Mapa de Vegetação do Brasil.

Elliot, K.J., Hendrick, L.R., Major, A.E., Vose, J.M. e Swank, W.T. 1999. Vegetation dynamics after a prescribed fire in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* **114**: 199-213.

Falconer, D.S. e Mackay, T.F.C. Introduction to Quantitative Genetics. Essex: Longman, 1996, 464 pp.

Feio, R.N., Braga, U.M.L., Wiederhecker, H. e Santos, P.S. 1998. Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais). Universidade Federal de Viçosa, Instituto Estadual de Florestas, MG, 32p.

Figurny-Puchalska, M., Gadeberg, R.M.E. e Boomsma, J.J. 2000. Comparison of genetic population structure of the large blue butterflies *Maculinea nausithous* and *M. teleius*. *Biodiversity and Conservation*. **9**: 419–432.

Finke, E. e Jetschke, G. 1998. How inbreeding and outbreeding influence the risk of extinction: a genetically explicit model. *Mathematical Biosciences* **156**: 309-314.

Foggo, A., Ozanne, C.M.P., Speight, M.R e Hambler, C. 2001. Edge effects and tropical forest canopy invertebrates. *Plant Ecology* **153**: 347–359.

Fonseca, G.A.B. e Robinson, J. 1990. Forest size and structure: Competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* **53**: 265-294.

Fonseca, G.A.B. 1997. Impactos Antrópicos e Biodiversidade Terrestre. In: Biodiversidade, população e economia: Uma região da Mata Atlântica. Paula, JA (coord), pp. 455-466 UFMG/Cedeplar; ECMVS; PADCT/CIAMB. Belo Horizonte.

Fonseca, M.T. 2001. Considerações sobre a mastofauna do Parque Estadual do Rio Doce. Relatório Técnico.

Frankham, R. 1995. Inbreeding and extinction: a threshold effect. *Conservation Biology* **9**: 792-799.

Frankham, R. 1996. Relationships of genetic variation to population size in wildlife. *Conservation Biology* **10**: 1500-1508.

Frankham, R. e Ralls, K. 1998. Inbreeding leads to extinction. *Nature* **392**: 441-442.

Freitas, S., Moraes, D., Santori, R. e Cerqueira, R. 1997. Habitat preference and food use by *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* in a restinga forest at Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Biologia* **57**(1): 93-98.

Futuyma, D.J. 1997. Evolutionary biology. 3^a ed. Sinauer Associates Inc. Sunderland. 751pp.

Gibbs, J.P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. *Biological Conservation* **100**: 15-20.

Gilhuis, J.P. 1986. Vegetation survey of the Parque Florestal Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. Relatório Técnico. Universidade Federal de Viçosa – Instituto Estadual de Florestas – Agricultural University of Wageningen. Texto não publicado.

- Godt, M.J.W., Johnson, B.R. e Hamrick, J.L.** 1996. Genetic diversity and population size in four rare southern Appalachian plant species. *Conservation Biology* **10**: 796-805.
- Godt, M.J.W., Walker, J. e Hamrick, J.L.** 1997. Genetic diversity in the endangered lily *Harperocallis flava* and a close relative, *Tofieldia racemosa*. *Conservation Biology* **11**: 361-366.
- Grevstad, F.S.** 1999. Experimental invasions using biological control introductions: the influence of release size on the chance of population establishment. *Biological Invasions* **1**: 313-323.
- Groon, M.J. e Preuninger, T.E.** 2000. Population type can influence the magnitude of inbreeding depression in *Clarkia coccinea*. *Evolutionary Ecology* **14**: 155-180.
- Hansen, R., Vie, J., Vidal, N. e Kervac, J.** 1999. Body measurements on 40 species of mammals from French Guiana. *The Zoological Society of London* **247**: 419-428.
- Hard, J.J., Winans, G.A. e Richardson, J.C.** 1999. Phenotypic and genetic architecture of juvenile morphometry in chinook salmon. *The Journal of Heredity* **90**(6): 597-606.
- Hartl, D.L. e Clark, A.G.** 1997. *Principles of Population Genetics*. 3 ed. Sinauer Associates Inc., Sunderland. 542pp.
- Hartt, L. e Haeffner, J.W.** 1998. How phenotypic variation and life history trait correlation enhance mean fitness in prey populations. *Theoretical Population Biology* **54**: 50-61.
- Hedrick, P.W. e Kalinowski, S.T.** 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annual Review of Ecology and Systematics* **31**: 139-62.
- Holsinger, K.E. e Gottlieb, L.D.** 1991. Conservation of rare and endangered plants: principles and prospects. In: *Genetics and Conservation of Rare Plants* (Falk, D.A. and Holsinger, K.E.). Oxford Univ. Press, New York, pp. 195-223.
- Hu, X.S. e Li, B.** 2002. Linking Evolutionary Quantitative Genetics to the Conservation of Genetic Resources in Natural Forest Populations. *Silvae Genetica* **51**: 5-6.
- IEF – Instituto Estadual de Florestas.** 2002. Encarte 1: Informações gerais da Unidade de Conservação. In: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce.
- IEF – Instituto Estadual de Florestas.** 2002. Encarte 2: Contexto estadual. In: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce.
- IEF – Instituto Estadual de Florestas.** 2002. Encarte 3: Contexto regional. In: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce.
- IEF – Instituto Estadual de Florestas.** 2002. Encarte 4: Unidade de Conservação e zona de amortecimento. In: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce.
- IEF – Instituto Estadual de Florestas.** 2002. Encarte 5: Planejamento da Unidade de conservação. In: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce.
- IUCN.** 2007. *2007 IUCN Red List of Threatened Species*.
- Kalinowski, S.T., Hedrick, P.W. e Miller, P.S.** 1999. No inbreeding depression observed in Mexican and red wolves captive breeding programs. *Conservation Biology* **13**: 1371-1377.

- Keller, L.F. e Waller, D.M.** 2002. Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution* **17**(5): 230-241.
- Lande, R.** 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* **241**: 1455-1460.
- Lande, R.** 1999. Extinction risks from anthropogenic, ecological and Genetic Factors. in *Genetics and extinction of species*. 1 ed. Princeton, West Sussex, pp. 1-22.
- Latini, A.O.** 2001. Estado atual e perspectivas para a ictiofauna da região do Parque Estadual do Rio Doce. Relatório Técnico.
- Lawrence, W.F. e Cochrane, M.A.** 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **15**(6): 1488-1489.
- Lins, L.V.** 2001. Diagnóstico ornitológico do Parque Estadual do Rio Doce. Relatório Técnico.
- Loretto, D., Ramalho, E. e Vieira M.V.** 2005. Defense behavior and nest architecture of *Metachirus nudicaudatus* Desmarest, 1817 (Marsupialia, Didelphidae). *Mammalia* **69** (3-4): 417-419.
- Lynam, A.J. e Billick, I.** 1999. Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. *Biological Conservation* **91**: 191-200.
- Machado, R.B.** 1995. Padrão de fragmentação da Mata Atlântica em três municípios da bacia do rio Doce (Minas Gerais) e suas conseqüências para a avifauna. Belo Horizonte: UFMG/ICB (Dissertação de mestrado). 72pp.
- Machado, A.B.M., Fonseca, G.A.B., Machado, R.B., Aguiar, L.M.S. e Lins, L.V.** 1998. Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais. Belo Horizonte. Fundação Biodiversitas. 605pp.
- Mack, R.N.** 2000. Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental stochasticity. *Biological Invasions* **2**: 111-122.
- Malcon, J.R.** 1998. A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscapes. *Climatic Change* **39**: 487-502.
- Mattos, G.T., Andrade, M.A. e Freitas, M.V.** 1993. Nova lista de aves do Estado de Minas Gerais. Revisada, ampliada e ilustrada (check list). Belo Horizonte: Fundação Acangauá.
- McKay, J.K. e Latta, R.G.** 2002. Adaptive population divergence: markers, QTL and traits. *Trends in Ecology and Evolution* **17**(6): 285-291.
- Meagher, S., Penn, D.J. e Potts, W.K.** 2000. Male–male competition magnifies inbreeding depression in wild house mice. *Proceedings of the National Academy of Science* **97**(7): 3324-3329.
- Mello, C.L.** 1997. Sedimentação e tectônica cenozóica no médio Vale do Rio Doce (MG, Sudeste do Brasil) e suas implicações na evolução de um sistema de lagos. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo, 290pp.

- Melo Júnior, T.A.** 1996. Registros de algumas aves ameaçadas no estado de Minas Gerais. *Atualidades Ornitológicas* **72**: 13-14.
- Merilä, J. e Crnokrak, P.** 2001. Comparison of genetic differentiation at marker loci and quantitative traits. *Journal of Evolutionary Biology*. **14** 892-903
- Mills, S.L. e Smouse, P.** 1994. Demographic consequences of inbreeding in remnant populations. *American Naturalist* **144**: 412-431.
- Moran, P.** 2002. Current conservation genetics: building an ecological approach to the synthesis of molecular and quantitative genetic methods. *Ecology of Freshwater Fish* **11**: 30–55.
- Morden, C.W. e Loeffler, W.** 1999. Fragmentation and genetic differentiation among subpopulations of the endangered Hawaiian mint *Haplostachys haplostachya* (Lamiaceae). *Molecular Ecology* **8**: 617-625.
- Moreira, S.** 1986. Parque Florestal Estadual do Rio Doce: um pouco de sua história. Apostila datilografada não publicada. 48pp.
- Nason, J.D., Aldrich, P.R. e Hamrick, J.L.** 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. In: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities* (Laurence, W.F. and Bierregaard Jr., R.O.). University of Chicago Press, Chicago, pp. 304-320.
- Newmark, W.D.** 1987. A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature* **325**: 430-432.
- Nieminen, M., Singer, M.C. Fortelius, W., Schöps e Hanski, I.** 2001. Experimental Confirmation that Inbreeding Depression Increases Extinction Risk in Butterfly Populations. *American Naturalist* **157**(2): 237-244.
- Nimer, E.** 1989. *Climatologia do Brasil*. Rio de Janeiro. IBGE, 421pp.
- Nowak, R.M.** 1999. *Walker's mammals of the world*. The John's Hopkins University Press. 6th ed. 2015pp.
- Pimm, S.L. e Raven, P.** 2000. Extinction by numbers. *Nature* **403**: 842-843.
- Pivello, V.R., Shida, C.N. e Meirelles, S.T.** 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **8**: 1281–1294.
- Redford, K. e Eisenburg, J.** 1992. *Mammals of the Neotropics*, Volume 2: The Southern Cone: Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. Chicago: University of Chicago Press. 460 pp.
- Reed, D.H. e Bryant, E.H.** 2001. Fitness, genetic load and purging in experimental populations of the housefly. *Conservation Genetics* **2**: 57–62.
- Reed, D.H. e Frankham, R.** 2001. How closely are correlated molecular and quantitative measures of genetic variation? A meta-analysis. *Evolution* **55**(6): 1095-1103.
- Retief, J.D., Krajewski, C., Westerman, M., Winkfein, R.J. e Dixon, G.H.** 1995. Molecular phylogeny and evolution of marsupial protamine P1 genes. *Proceedings of the Royal Society of London. Biological Sciences* **259**: 7-14.

- Ribeiro, R.A., Ramos, A.R., Lemos Filho, J.P. e Lovato, M.B.** 2005. Genetic variation in remnant populations of *Dalbergia nigra* (Papilionoideae), an endangered tree from the Brazilian Atlantic Forest. *Annals of Botany* **95**: 1171-1177.
- Rosário, M.F., Silva, M. A. N., Coelho, A.A.D., Savino, C. J. M. and Dias, C.T.S.** 2008. Canonical discriminant analysis applied to broiler chicken performance. *Animal*, **2**: 419-424.
- Rossetto, M., Weaver, P.K. e Dixon, K.W.** 1995. Use of RAPD analysis in devising conservation strategies for the rare and endangered *Grevillea scapigera* (Proteaceae). *Molecular Ecology* **4**: 321-329.
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. e Hanski, I.** 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* **392**: 491-494.
- Santori, R.T., Astúa De Moraes D. e Cerqueira, R.** 1995. Diet composition of *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphidea) in southeastern Brazil. *Mammalia* **59**(4): 511-516.
- Sari, H., Wilhelm F., Robert, O., Mikko, M., Niklas, W., Saccheri, I., Singer, M. e Hanski, I.** 2001. Inbreeding depression and the maintenance of genetic load in *Melitaea cinxia* metapopulations. *Conservation Genetics* **2**(4): 325-335.
- Saxton, A. M.** 2004. Genetic analysis of Complex Traits Using SAS. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Schneider, M.F.** 2001. Habitat loss, fragmentation and predator: spatial implications for prey conservation. *Journal of Applied Ecology* **38**: 720-735.
- Sick, H.** 1997. *Ornitologia Brasileira*. Edição revista e ampliada por José Fernando Pacheco. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 862pp.
- SIF - Sociedade de Investigações Florestais.** 1990. Plano Diretor do Parque Florestal Estadual do Rio Doce – Programa Pró-Floresta. Viçosa, MG. Texto não publicado.
- Silva, L.V.C.** 2001. Diagnóstico da Cobertura Vegetal. Contribuição para o Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce. Relatório Técnico.
- Simberloff, D.** 1988. The contribution of population and community biology to conservation science. *Annual Review of Ecology and Systematics* **19**: 473-511.
- Simge – Sistema de meteorologia e recursos hídricos de Minas gerais.** 2008. [http://www.simge.mg.gov.br/base_dados/index.html]. Acessado em 08 de Setembro de 2008.
- Stallings, J.R.; Fonseca, G.A.B.; Pinto, L.P.S.; Aguiar, L.M.S. e Sabato, E.L.** 1990. Mamíferos do Parque Florestal do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* **7**(4): 663-677.
- Stevens, S.M. e Husband, T.P.** 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* **85**: 1-8.
- Scoss, L.M.** 2002. Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.

- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T.A. e Moskovits, D.K.** 1996. Neotropical Birds: Ecology and Conservation. Chicago: University of Chicago Press. 478pp.
- Stuart, S.N. e Heywood, V.H.** 1992. Species extinctions in tropical forests. In: Tropical Deforestation and Species Extinction (Sayer, J.A. and Whitmore, T.C.). Chapman & Hall, London, pp. 91-117.
- Sugg, D.W., Cheeser, R.K. e Long, J.C.** 1997. Assessment of genetic information in morphometric traits: geographic patterns and evolutionary interpretation. *Journal of Mammalogy* **78**(2): 405-416.
- Tanaka, Y.** 1997. Extinction of populations due to inbreeding depression with demographic disturbance. *Researches in Population Ecology* **39**: 57-66.
- Tundisi, J.G., e De Meis, M.R.M.** 1985. Geomorphology and limnological processes at the Middle Rio Doce Valley lakes, In: Limnological Studies in Central Brazil (1st Report). Water Research Institute, Nagoya University, Chikusa-ku, Nagoya, Japan, pp. 11-17.
- Turner, I.M.** 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence (Review). *Journal of Applied Ecology* **33**: 200-209.
- Voss, R.S. e Jansa, S.A.** 2003. Phylogenetic studies on didelphid marsupials II. Nonmolecular data and new IRBP sequences: separate and combined analyses of didelphine relationships with denser taxon sampling. *Bulletin of The American Museum of Natural History, New York*. **276**: 82pp.
- Willis, E.O. e Y. Oniki.** 1991. Avifaunal transects across the open zones of northern Minas Gerais, Brazil. *Ararajuba* **2**:41-58.
- Wilson, D.E. e Reeder, D.A.** 2005. Mammal species of the world: a Taxonomic and geographic reference. The John's Hopkins University Press. 3rd ed. 2000pp.
- Wright, S.** 1943. Isolation by distance. *Genetics* **28**: 114-138.
- Young, A., Boyle, T. e Brown, T.** 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* **11**:413-418.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)