

LEANDRO MORAES SCOSS

**IMPACTO DE ESTRADAS SOBRE MAMÍFEROS TERRESTRES: O CASO
DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2002

LEANDRO MORAES SCOSS

**IMPACTO DE ESTRADAS SOBRE MAMÍFEROS TERRESTRES: O
CASO DO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE, MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 22 de fevereiro de 2002.

Prof. Paulo De Marco Júnior
(Conselheiro)

Prof. Sebastião Venâncio Martins
(Conselheiro)

Prof. Guido Assunção Ribeiro

Prof. Antônio Bartolomeu do Vale

Prof. Elias Silva
(Orientador)

Dedico esta dissertação aos meus pais,
Mário Roberto Scoss e Lúcia Pelliser de Moraes Scoss,
por todo amor e apoio que sempre me deram.

A Andréia Evangelista do Prado,
por todo amor e carinho.

Aos meus amigos Paulo De Marco,
Ricardo Latini, Roger Fazollo,
Anderson Latini e Daniela Resende,
por todo apoio e amizade.

AGRADECIMENTO

Ao Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, pela oportunidade de realização deste curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal do Ensino Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Ao professor Elias Silva, pela orientação, confiança e amizade durante o curso, bem como pelas oportunidades que me concedeu para apresentar alguns temas que considero importantes na formação de profissionais ligados às Ciências Ambientais, e pelo empenho na minha formação acadêmica.

Ao amigo, ecólogo e conselheiro, Paulo De Marco Júnior, pela participação em todas as etapas deste trabalho, pelas aulas de estatística, pelas valiosas sugestões, pelo apoio e incentivo na busca do conhecimento científico e treinamento profissional em Ecologia e Biologia da Conservação, e pela sua dedicação à minha causa.

Ao professor Sebastião Venâncio Martins, pelo repasse de conhecimentos sobre fitossociologia, regeneração natural e ecologia florestal, pela amizade e pela participação na banca examinadora.

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e The John D. and

Catherine T. MacArthur Foundation, pelo apoio financeiro ao projeto que resultou nesta dissertação.

Ao Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF/MG), que concedeu as devidas licenças de coleta para realizar este estudo no Parque Estadual do Rio Doce, e pela concessão dos alojamentos durante as campanhas de campo.

Ao Parque Estadual do Rio Doce, em nome de seus funcionários, pela paciência e dedicação durante as campanhas de campo, em especial a Sânzia Romanova, Elmo, Jailma, Canela, Valtinho, Seu Tomé, Carlinhos, Niquinho, Geraldinho, telefonistas e guardas-parque, que sempre receberam a equipe de campo com bom humor e amizade.

Aos estagiários e colegas de batalha, Ricardo Latini, Roger F. da Silva e Rafael Goretti, que acompanharam a parte de campo, com muito humor e dedicação.

À equipe do Laboratório de Ecologia Quantitativa (DBG/UFV), Anderson Latini, Marília Gaia, Popó, Henrique, Rodrigo Fadini, que em algumas oportunidades participaram das coletas de campo.

À minha família, Mário, Lúcia, Daniela e Leonardo, minha torcida organizada, que apesar da distância, com muito amor sempre me apoiaram e incentivaram na busca do conhecimento e sucesso, pessoal e profissional.

À minha sempre namorada, Andréia Evangelista do Prado, pelo amor, carinho e bom humor, pelo apoio, paciência e compreensão, e dedicação às nossas intenções de realização pessoal e profissional.

A todos os colegas, professores e funcionários que, de alguma forma, colaboraram para a conclusão deste trabalho.

BIOGRAFIA

Leandro Moraes Scoss, filho de Mário Roberto Scoss e Lúcia Pelliser de Moraes Scoss, nasceu em São Paulo, São Paulo, em 20 de junho de 1974.

Graduou-se em Zootecnia pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em agosto de 1999.

Em fevereiro de 2000, iniciou o Curso de Mestrado em Ciência Florestal, no Departamento de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa, defendendo tese em fevereiro de 2002.

ÍNDICE

	Página
RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
INTRODUÇÃO GERAL	13
REVISÃO DE LITERATURA	15
Fragmentação florestal e efeito de borda.....	15
Estradas e seus efeitos sobre habitats naturais	19
Estradas e unidades de conservação.....	25
Propostas de mitigação	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
CAPÍTULO 1.....	38
USO DE PARCELAS DE AREIA PARA O MONITORAMENTO DE IMPACTO DE ESTRADAS SOBRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS.....	38
1. INTRODUÇÃO	38
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	41
3. RESULTADOS.....	43
4. DISCUSSÃO	45
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	47
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48

CAPÍTULO 2.....	52
EFEITO DA ESTRADA SOBRE A INTENSIDADE DE USO DO HABITAT E RIQUEZA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS.....	52
1. INTRODUÇÃO	52
2. MATERIAL E MÉTODOS	56
2.1. Área de estudo.....	56
2.2. Delineamento da amostragem e marcação das áreas	59
2.3. Análise estatística.....	61
2.4. Determinação da estrutura dendrométrica da vegetação.....	62
3. RESULTADOS.....	64
3.1. Parcelas de areia, índice de abundância e intensidade de uso do habitat	64
3.2. Riqueza de espécies e uso do habitat no gradiente borda - mata ...	67
3.3. Efeito da estrutura dendrométrica da vegetação.....	70
3.4. Atropelamento de animais silvestres	73
4. DISCUSSÃO	74
4.1. Parcelas de areia, índice de abundância e intensidade de uso do habitat	74
4.2. Riqueza de espécies de mamíferos	77
4.3. Atropelamento de animais silvestres	83
5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	86
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
CONCLUSÕES FINAIS	93

RESUMO

SCOSS, Leandro Moraes, M.S., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2002. **Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais.** Orientador: Elias Silva. Conselheiros: Paulo De Marco Júnior e Sebastião Venâncio Martins.

Estradas são empreendimentos necessários e essenciais à vida humana, pois permitem o deslocamento de pessoas e produtos, trazendo desenvolvimento e progresso. Entretanto, os impactos de estradas em áreas naturais são pouco conhecidos no Brasil. Neste sentido, este trabalho foi desenvolvido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Minas Gerais, com o objetivo de avaliar os impactos provocados pela estrada da Ponte Queimada (MG-122), interna ao PERD, sobre mamíferos terrestres. Para tanto, foi estimada a riqueza de espécies de mamíferos terrestres às margens da estrada, além da intensidade com que estas espécies utilizam a estrada e suas margens, e com que frequência são atropeladas. Como sugestão à direção da unidade, foi proposto um programa de monitoramento da riqueza de espécies de médios e grandes mamíferos que utilizam a estrada. Foram utilizadas parcelas de areia (50x50 cm) para obtenção das pegadas de espécies de mamíferos em duas áreas (1 e 2). Cada área recebeu uma grade

de amostragem composta por três transectos paralelos e a três diferentes distâncias da estrada: 12, 82 e 152 metros, para o interior da floresta. Cada transecto recebeu 20 parcelas de areia, que foram monitoradas em média dois dias por mês, durante os meses de Março a Novembro de 2000. A proporção de pegadas de cada espécie nas parcelas de areia foi utilizada como indicativo de sua abundância relativa. Das 16 espécies identificadas, *Puma concolor*, *Leopardus wiedii* e *Tapirus terrestris* estão presentes no Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais. As espécies mais abundantes foram *Dasyprocta* sp., *Didelphis* spp., *Sylvilagus brasiliensis* e *Cuniculus paca*. O número de espécies foi diferente para cada área amostrada e, da mesma forma, os transectos de cada área diferiram no número de espécies que o utilizaram no período de amostragem (inferência por intervalo de confiança; $p < 0,05$). Os resultados indicam que a presença da estrada altera a forma de utilização da área para muitas espécies de mamíferos, formando um gradiente de uso do espaço entre a borda da estrada até 152 metros para o interior da floresta. As duas áreas apresentaram padrões diferentes de uso do habitat, com efeitos de borda sobre mamíferos de pelo menos 82m e 152m para as áreas 1 e 2, respectivamente. A estrutura da vegetação às margens da estrada, parece ser um dos principais fatores responsáveis pelas diferentes estimativas de riqueza de espécies entre as áreas. O registro de animais atropelados durante o estudo foi relativamente baixo ($n=9$), entretanto, se for considerado que essa estrada corta uma unidade de conservação, fragmentada, com populações pequenas e isoladas, devem ser implementadas medidas minimizadoras deste tipo de impacto, evitando que perdas importantes sejam registradas no futuro. A principal conclusão foi a de que a estrada está atuando tanto como corredor, como barreira, atraindo e repelindo a mastofauna do PERD. Finalmente, foram apresentadas informações para o estabelecimento de um método quantitativo de análise a partir de pegadas, como um procedimento válido para estudos de Impacto Ambiental e Biologia da Conservação.

ABSTRACT

SCOSS, Leandro Moraes, M.S., Universidade Federal de Viçosa, February, 2002. **Roads impact on terrestrial mammals: the case of Rio Doce State Park, Minas Gerais.** Adviser: Elias Silva. Committee members: Paulo De Marco Júnior and Sebastião Venâncio Martins.

Roads are essential and necessary undertaking to human life which can permit the movement of people and products carrying development and progress. However, there are little knowledge at road impacts in natural areas of Brazil. In that way this work was carried out in Rio Doce State Park (PERD), Minas Gerais, to evaluate the impacts of Ponte Queimada road (MG-122) within PERD on terrestrial mammals. It was estimated the terrestrial mammals species richness at road borders, the use intensity of the road and its borders, and the over run frequency of mammals in the road. This study also suggests a program to detect trends in medium and large mammals species richness in the borders of road. It was used sand plots (50x50 cm) to obtain medium and large mammals species tracks in two areas (1 and 2). Each grid was composed by three parallel transects at three different distance of road: 12, 82 and 152 metros inside the forest. Each transect received 20 sand plots that were observed two days per month during March until November, 2000. The

proportion of each mammals species tracks in each sand plot was used as a measure of its relative abundance. From 16 identified species, *Puma concolor*, *Leopardus wiedii* and *Tapirus terrestris* was present in the Red Book of Threatened Species of Minas Gerais State. The more abundant species were *Dasyprocta* sp., *Didelphis* spp., *Sylvilagus brasiliensis* e *Cuniculus paca*. The number of species was different for each sampling area and the transects either differ in the number of species that use them for each sampling area ($p < 0,05$). The results indicates that the presence of road modified, for many mammals species, the way that they use the area making a gradient of use between edge and road until 152 metros into the forest. The two areas showed different patterns of habitat use whit edge effects at least 82m and 152m to area 1 and 2, respectively. The vegetation structure at road's border seems to be the major factor that explained the different valuation species richness among areas. This study registered relative low number of traffic road kills ($n=9$), however, if consider that this road pass over a conservation unit fragmented, whit small and isolated populations, actions could be taken to minimize this kind of environmental impact avoiding traffic road kills in the future. The major conclusion suggest that road could be action like corridor or barrier, attracting or repulsing PERD mammals. Finally, important informations were showed to establish an analyze quantitative method using tracks of mammals like a secure procedure to Environmental Impacts and Conservation Biology studies.

INTRODUÇÃO GERAL

A carência de trabalhos científicos sobre os efeitos ecológicos de estradas no Brasil, e a importância do tema, tido como um dos principais fatores de perda de biodiversidade no mundo, resultou na idéia original deste trabalho. A vegetação cada vez mais fragmentada e degradada, por conta principalmente da abertura de estradas e da ocupação de novas áreas no Domínio da Floresta Atlântica, exige estudos e necessariamente ações que visem a recuperação das áreas já descaracterizadas, e propostas que pelo menos diminuam os efeitos negativos da fragmentação florestal.

A relação entre estradas e biodiversidade envolve muitas variáveis. Os fatores ambientais, sociais, culturais e econômicos, entrelaçados em uma complexa rede de interações, são reflexos da história do desenvolvimento de um país ou região e, portanto, apresentam alto grau de especificidade. Os inúmeros trabalhos e revisões disponíveis na literatura sobre efeitos ecológicos de estradas são essencialmente estrangeiros, sendo os nacionais restritos, na sua maioria, a levantamentos de animais atropelados. São dados importantes, mas isoladamente não retratam a dura realidade dos fatos e, como se verá adiante, não são suficientes para diagnosticar a magnitude dos efeitos negativos provocados pelas estradas sobre a biota.

Para reforçar a importância do tema e direcionar o raciocínio do leitor deste trabalho, foi elaborada uma revisão de literatura, que procura evidências científicas para subsidiar as discussões sobre os efeitos ecológicos de estradas sobre a biota terrestre, que podem ser extrapoladas para comunidades de mamíferos de médio e grande porte. Sobretudo, o objetivo desta revisão é fornecer informações de literatura que subsidiam as teorias ecológicas e de impacto ambiental de estradas sobre a biota, especificamente seus efeitos sobre mamíferos terrestres.

REVISÃO DE LITERATURA

Fragmentação florestal e efeito de borda

A causa primária do declínio da diversidade de espécies em florestas tropicais úmidas é a perda de habitat (EHRlich, 1988). A fragmentação de habitats naturais provoca efeitos negativos sobre os organismos, processos e ecossistemas (LAURANCE & BIERREGAARD, 1997). São alteradas as condições microclimáticas, a riqueza de espécies vegetais e animais, bem como as características da dinâmica de populações (como taxas de nascimento, crescimento, mortalidade, colonização e extinção) das espécies remanescentes nos fragmentos.

A fragmentação florestal influencia os padrões locais e regionais de biodiversidade devido à perda de micro-habitats únicos, isolamento do habitat, mudanças nos padrões de dispersão e migração, e erosão do solo (SAUNDERS *et al.*, 1991; ANDRÉN, 1994; LAURANCE & BIERREGAARD, 1997). Adicionalmente, os efeitos de borda podem alterar a distribuição, comportamento e a sobrevivência de espécies de plantas e animais, que serão magnificados em áreas de alta intensidade de fragmentação florestal (LOVEJOY *et al.*, 1986; KAPOs, 1989; MURCIA, 1995). Crescentemente, os efeitos de borda são considerados por muitos pesquisadores como o principal

impacto sobre a ecologia de fragmentos nas florestas tropicais (LAURANCE & BIERREGAARD, 1997).

Os fragmentos florestais remanescentes podem diferir na forma, tamanho, microclima, regime de luminosidade, solo, grau de isolamento e tipo de uso do solo de áreas vizinhas (SAUNDERS et al., 1991; ANDRÉN, 1994). No entorno destes fragmentos, iniciam-se alguns processos que gradualmente diminuem a biodiversidade local, principalmente em razão da caça ilegal, destruição das bordas pela ação do fogo, colonizações, ressecamento pelo vento, invasão de gado doméstico, propagação de ervas daninhas agressivas e pesticidas (CULLEN, 1997). Em longo prazo, estes processos serão responsáveis pela modificação da estrutura da floresta, afetando negativamente os processos ecológicos, e causando a perda de algumas espécies de plantas e animais através das consequências da defaunação (TERBORGH, 1988; DIRZO & MIRANDA, 1990) e efeitos de borda (SAUNDERS et al., 1991; LAURANCE, 1991, 1997; MURCIA, 1995; KAPOs et al., 1997; VIANNA et al., 1997).

Uma borda é definida como a região onde duas ou mais comunidades de plantas encontram-se (PIANKA, 1974). Isto pode ser visto com mais facilidade quando se nota uma linha dividindo diferentes tipos de vegetação; por exemplo, uma floresta ao lado de um campo. A lacuna ou área de transição que caracteriza a divisão de duas comunidades é chamada de ecótono. Em geral, essas áreas apresentam riqueza e densidade de espécies maiores que as comunidades adjacentes (PIANKA, 1974). O efeito de borda (PATON, 1994; MARINI *et al.*, 1995; MURCIA, 1995) é o conjunto de características ecológicas associadas com a junção de habitats, que afetam algumas características biológicas, aumentando a variedade e a densidade de espécies nas zonas de contato entre comunidades, e que podem se estender por grandes distâncias dentro dos habitats (LOVEJOY et al., 1986; MAGRO, 1988; MURCIA, 1995; LAURANCE, 2000).

Numa floresta contínua, habitats de borda são raros, tipicamente limitados por pequenas clareiras criadas por meandros de rios, queda de árvores causada por acúmulo de epífitas e por ventos (CONNELL, 1978), ou outros distúrbios naturais (LAURANCE & BIERREGAARD, 1997). Já em

paisagens drasticamente fragmentadas, as bordas florestais são consideradas o principal problema, se não, o dominante. As margens dos fragmentos florestais são abruptas, delineando uma transição repentina da floresta com pastos, cultivos agrícolas ou outros tipos de habitats modificados (MURCIA, 1995).

Segundo MURCIA (1995), os efeitos de borda podem ser classificados em três tipos: os abióticos que são essencialmente mudanças climáticas, os biológicos diretos que em resposta às alterações abióticas modificam a estrutura e a composição da paisagem, e os biológicos indiretos que se manifestam nas interações interespecíficas das populações.

Os efeitos abióticos caracterizam-se por diferenças na complexidade da estrutura e biomassa geral da paisagem das bordas que resultam em diferenças de microclima (MURCIA, 1995). Segundo LOVEJOY et al. (1986), poucos anos de isolamento de um fragmento de floresta amazônica, provocaram uma redução da umidade relativa do ar em 5 a 20%, além de alterar a temperatura, a umidade do solo e a intensidade luminosa. Algumas estimativas indicam que estas diferenças podem desaparecer após os primeiros 50 metros para o interior da floresta (MURCIA, 1995). Porém, outras permitem concluir que os efeitos de borda podem ser detectados 500 metros após a borda em direção ao interior da floresta (LOVEJOY et al., 1986; LAURANCE, 2000).

Os efeitos biológicos diretos associados com aumento da incidência de luz, ventos e maior probabilidade de ocorrência de fogo, provocam alterações na fisionomia da paisagem, indicando que espécies com maior grau de adaptabilidade resistirão às novas condições abióticas. A distribuição e a densidade das espécies vegetais na borda é, portanto, diretamente proporcional à tolerância de cada espécie a esses efeitos. Algumas destas mudanças podem favorecer a dispersão e colonização por vetores bióticos e abióticos. Com relação às espécies animais, a densidade e a atividade variam de acordo com a preferência e adaptabilidade de cada espécie. Já os efeitos biológicos indiretos relacionam-se às mudanças nas interações interespecíficas, tais como predação, competição, herbivoria, parasitismo, polinização e dispersão (MURCIA, 1995).

A fragmentação interna de habitats ocorre quando o habitat e as populações naturais são subdivididos por estradas, linhas elétricas, desmatamentos e cursos d'água (GOOSEM, 1997). Esta interrupção no fluxo dinâmico entre populações afetadas pela fragmentação produz efeitos irreversíveis para a diversidade biológica local (LOVEJOY et al., 1986; EHRlich, 1988; ANDRÉN, 1994). Alguns autores sugerem que a barreira formada por estradas, além de fragmentar a paisagem, interrompem o fluxo de algumas espécies e causa uma expressiva alteração nas relações ecológicas entre as espécies que utilizam a borda (MADER, 1984; BURNETT, 1992; FORMAN & ALEXANDER, 1998). A fragmentação interna apresenta as mesmas características da fragmentação de paisagens, um conceito mais regional e histórico do processo de ocupação humana, mas os fenômenos que atuam na degradação de habitats naturais ocorrem no sentido oposto; do núcleo destes ambientes para a sua borda, aumentando a vulnerabilidade dos fragmentos remanescentes.

A noção geral de que os efeitos de borda são deletérios para um fragmento florestal é amplamente aceita, contudo há pouco consenso a respeito do que é uma borda, como mensurar os seus efeitos ou ainda quanto ou como eles são deletérios (MURCIA, 1995). No entanto, pode-se assumir que as margens de uma estrada se constituem em habitats de borda, e influenciam os ecossistemas adjacentes, pois removem habitats naturais, criam um ecótono, atuam como fonte de poluição, são barreiras para a dispersão de plantas e de animais, são fontes de mortalidade e atuam como corredores, que facilitam a movimentação de plantas e animais, além de facilitar a propagação de distúrbios, como por exemplo, o fogo e a caça (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992). O habitat modificado adjacente à estrada, é diferente do habitat original que foi substituído (FERRIS, 1979). As bordas criadas por estradas, são mais abruptas em contraste com as bordas comuns a várias paisagens naturais, que são mais difusas.

As alterações resultantes dos processos ligados à fragmentação de áreas naturais são mais sérias quando habitats de borda, que normalmente são encontrados no lado de fora de áreas protegidas, são encontrados dentro dos seus limites. Isto é comum em unidades de conservação de todo o

mundo, e indica que algumas dessas unidades sacrificam algumas de suas habilidades de proteção de espécies e ecossistemas sensíveis, para gerar condições de acesso a visitantes (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992).

Estradas e seus efeitos sobre habitats naturais

Estradas são vitais para o crescimento da economia de uma nação. Geram novas oportunidades de serviços e empregos, e a instalação de novos pontos residenciais e industriais, o que resulta na atração de pessoas para áreas antes não habitadas (FEARNSIDE, 1989, 1990; WILKIE et al., 2000). Muitas destas novas áreas ocupadas por estradas e, conseqüentemente, urbanizadas, são ecologicamente vulneráveis ou apresentam alto risco de perda da integridade biótica das comunidades que compõem a paisagem (KARR, 1993).

Toda paisagem que recebe estradas está associada à ocorrência de impactos negativos sobre a integridade biótica, tanto de ecossistemas terrestres como aquáticos (TROMBULAK & FRISSELL, 2000). Como exemplo, pode-se citar as unidades de conservação que apresentam estradas ativas e de alto fluxo dentro dos seus limites, que além de fragmentar a paisagem, modificam a ecologia das comunidades que compõem as suas margens (FORMAN & ALEXANDER, 1998; SPELLERBERG, 1998).

Estradas antecipam os efeitos da fragmentação através da prévia divisão de grandes manchas de habitat original em manchas menores, e pela criação de uma barreira que dificulta a movimentação e a dispersão entre manchas de habitats adjacentes (REED et al., 1996; FORMAN & ALEXANDER, 1998). De acordo com SCHONEWALD-COX & BUECHNER (1992) a fragmentação de áreas naturais por estradas, afeta negativamente as espécies que: i) não se adaptam bem em habitats de borda; ii) são sensíveis ao contato humano; iii) ocorrem em baixas densidades; iv) são improváveis ou incapazes de atravessar estradas; e v) procuram estradas para se aquecer ou se alimentar. Os mesmos autores sugerem que estradas podem atuar tanto como barreiras, como corredores, ou ambos.

Para TROMBULAK & FRISSELL (2000), os principais impactos ecológicos causados por todos os tipos de estradas são: a mortalidade de espécies animais devido à construção de estradas e colisões com veículos, modificação do comportamento animal, alteração do ambiente físico, alteração do ambiente químico, dispersão de espécies exóticas e aumento do uso do habitat por humanos. Já para GOOSEM (1997), os principais impactos causados por estradas em áreas naturais são: (i) destruição ou alteração de habitats, com conseqüente redução nos tamanhos das populações; (ii) distúrbios, efeito de borda, e introdução de espécies exóticas; (iii) incremento na mortalidade da fauna devido ao tráfego de veículos; e (iv) fragmentação e isolamento de habitats e populações.

A alteração da paisagem natural em várias regiões do mundo tem sido alvo de diversos estudos, relacionando a presença humana e a conservação da natureza. Os impactos ecológicos causados por estradas têm sido considerados por muitos autores um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade no mundo (FEARNSIDE, 1989, 1990; SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992; PÁDUA et al., 1995; GOOSEM, 1997; FORMAN & ALEXANDER, 1998; TROMBULAK & FRISSELL, 2000), principalmente em razão da fragmentação de habitats naturais, incremento de borda em relação à área total dos remanescentes florestais e perda de fauna por atropelamento. A manutenção e a construção de estradas, além de fragmentar o ambiente natural, subdividindo blocos de floresta nativa, contribui para o surgimento de impactos sobre a biota e ecossistemas, que vão além da extinção de espécies.

No Brasil, existem 1.724.924 km de rodovias, pavimentadas e não-pavimentadas (EMPRESA BRASILEIRA DE PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES, 2000). Se forem excluídas as regiões Norte e Centro-Oeste, este valor decresce para 1.393.888 km de rodovias, distribuídas nas regiões mais habitadas do território brasileiro, o que indica uma forte correlação positiva e direta entre estradas e o poder econômico da região (FEARNSIDE, 1989, 1990; WILKIE et al., 2000). Contudo, a existência de uma relação direta entre quantidade de estradas e impactos negativos sobre ecossistemas naturais, não considera a existência de casos particulares que merecem

atenção especial. Por exemplo, a menor quantidade de estradas na região Norte do Brasil não quer dizer que os impactos ecológicos provocados por estradas apresentem menor intensidade, principalmente na Amazônia. Esta observação é reforçada quando são comparados os percentuais de construção de novas estradas entre as regiões Norte e Sudeste do Brasil entre 1995 e 1999, sendo 6,5% e 6,4%, respectivamente (EMPRESA BRASILEIRA DE PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES, 2000).

Na Figura 1, FEARNSIDE (1990) explica a relação existente entre a construção de estradas e o desmatamento, e as implicações desta relação sobre o futuro da Amazônia brasileira. Os sinais ao lado das cabeças das setas indicam a direção de mudança que resultaria caso a quantidade na cauda da seta fosse aumentada. Dessa forma, estradas e população formam uma alça de retroalimentação positiva; quando a população aumenta, aumenta também a necessidade de construção de novas estradas. Estradas também aumentam os valores das terras, levando os colonos originais a venderem as suas terras para recém-chegados que desmatam mais rapidamente. A melhoria dos transportes para produtos agrícolas torna a agricultura mais rentável, levando os colonos a desmatarem e plantarem em áreas maiores.

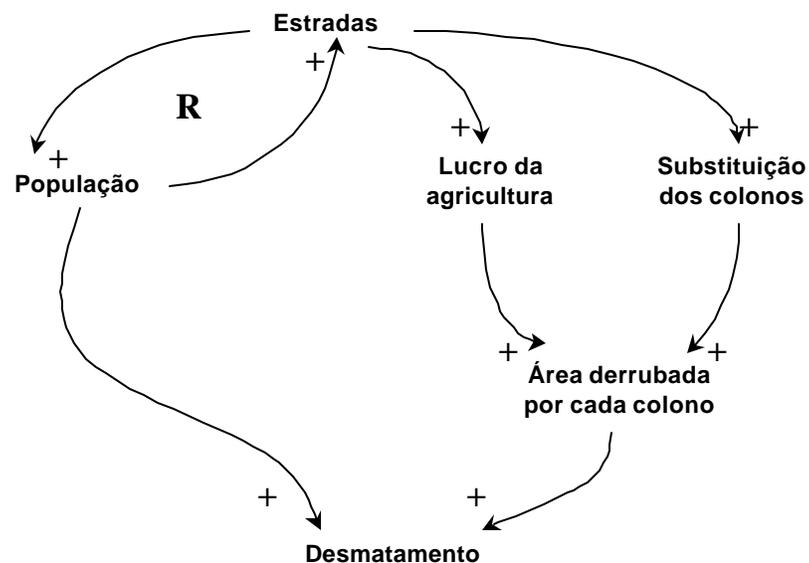


Figura 1. Diagrama de alças causais da relação entre a construção de estradas e o desmatamento. Fonte: FEARNSIDE, 1990.

FEARNSIDE (1990) relaciona também as crescentes taxas de desmatamento de Rondônia com a construção de novas estradas e a ocupação da região por migrantes de outras regiões do Brasil. As relações existentes entre estradas e desmatamento citadas pelo autor são: (i) facilitação do acesso à terras antes isoladas; (ii) valorização das terras e aumento do lucro na venda; (iii) mudança de comportamento, devido a maior facilidade de escoamento dos seus produtos, tornando a atividade agrícola mais lucrativa e aumentando a área desmatada por habitante; (iv) depois da venda, o novo proprietário com maior recurso financeiro e antecedentes culturais diferentes, desmata por ano o dobro, comparado com a taxa de desmatamento dos colonos originais. O mesmo autor argumenta que, a abertura ou melhoria das estradas faz crescer o desmatamento por tornar mais interessante a formação de pastos, como forma tanto de aumentar o valor de revenda do lote como de assegurar os direitos de posse da terra contra posseiros invasores.

Em artigo recente e muito polêmico, LAURANCE et al. (2001) estimaram que as ações propostas pelo Programa Avança Brasil, iniciativa governamental com apoio internacional, irá alterar boa parte da Amazônia brasileira em um prazo de 20 anos. Os autores sugerem que a melhoria e abertura de novas estradas, além de outras iniciativas de desenvolvimento regional, aceleram os processos de colonização, ocupação e especulação de terras, gerando os mesmos impactos sugeridos por FEARNSIDE (1989; 1990). Além disso, as estradas irão criar corredores entre áreas densamente povoadas e áreas remotas da Amazônia, tendo como principais consequências a perda de biodiversidade e aumento da fragmentação florestal.

De acordo com o Anuário Estatístico dos Transportes (EMPRESA BRASILEIRA DE PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES, 2000), os Estados Unidos e o Brasil são os países que apresentam a maior rede rodoviária das Américas e ocupam lugar de destaque no contexto mundial. O Quadro 1 apresenta os cinco primeiros países em relação ao tamanho da rede rodoviária e território. Obviamente, quanto maior for a superfície de um país,

maior será a possibilidade de aumento da extensão da rede rodoviária de transportes.

Quadro 1. Relação direta entre o tamanho territorial e populacional de um país e a extensão da sua malha rodoviária. Os dados referem-se aos anos de 1994 a 1999.

País	Superfície (km²)	População (x10³)	Estradas (km)
Estados Unidos	9.809.155	270.560	6.370.241
Brasil	8.547.404	161.790	1.724.924
México	1.958.162	96.830	321.586
França	543.965	58.850	973.510
Reino Unido	242.900	58.821	394.330

Fonte: EMPRESA BRASILEIRA DE PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES, 2000.

Apesar das informações contidas no Quadro 1 serem representativas da extensão do problema, ou seja, estradas como agentes de degradação do meio biótico, o fato mais importante é que o tamanho e a diversidade de paisagens da superfície de um país, não são parâmetros considerados no planejamento e na construção de estradas, resultando em uma fisionomia espacialmente recortada e degradada. Os tamanhos populacionais, os anseios da população e decisões dos governantes de um país ou região, são os verdadeiros responsáveis pelo crescimento da malha rodoviária, muitas vezes desordenada. E, ao contrário do que se imagina, a fase que mais impacto provoca, em estruturas florestais, é a fase de estudos iniciais, pois é nesta fase que são tomadas as decisões relativas a ocupação do espaço e acessibilidade (FERREIRA et al., 1998; LAURANCE et al. 2001).

A alteração do habitat original por estradas não se limita apenas à área cortada para a confecção do seu traçado, mas pode afetar grandes distâncias no sentido das suas margens. Segundo GOOSEM (1997), as estimativas apresentadas pela *The United States Council on Environmental Quality*, Estados Unidos, em 1974, indicam que seria necessária a

desapropriação de 13,5 ha de áreas naturais para cada quilômetro de rodovia interestadual. Esta estimativa fornece uma idéia da dimensão do problema e da necessidade de produção de estimativas semelhantes para regiões tropicais, particularmente para o Brasil.

A zona de efeitos de estradas (REIJNEN et al., 1995a; FORMAN & ALEXANDER, 1998; FORMAN, 2000; FORMAN & DEBLINGER, 2000) é definida como a zona lateralmente influenciada por estradas, atingindo não apenas o seu traçado, mas também distâncias variáveis das paisagens que compõem suas margens. As alterações ecológicas das margens são detectadas a dezenas ou até centenas de metros da estrada (FORMAN & ALEXANDER, 1998), geralmente exibindo baixas densidades de espécies e riqueza de espécies menor, comparando-se com áreas controle.

Os fatores ecológicos que determinam a zona de efeito de estradas estão relacionados com as espécies, o solo e a água (FORMAN, 2000). A faixa de extensão desses efeitos é variável de acordo com as condições locais de cada estrada, incluindo (i) características da construção da estrada como largura, presença ou ausência de pavimentação e tipo de cobertura vegetal das margens; (ii) densidade de veículos por dia; (iii) velocidade dos veículos; e (iv) tipo de paisagem recortada pela estrada. Para cada fator ambiental ou organismo e região que se deseja avaliar, a extensão da zona de efeitos de estradas é diferente e deve ser determinada. Por exemplo, há fortes evidências de que o ruído provocado pelo tráfego de veículos em estradas da Holanda, seja a principal causa de degradação das comunidades de aves próximas às estradas movimentadas (REIJNEN et al., 1995a).

Neste trabalho, os autores avaliaram os impactos de estradas sobre comunidades de aves na Holanda, e estimaram que 17% desse território é perturbado por estradas, diminuindo a diversidade e, em 1/3, a densidade de aves em áreas afetadas por estradas e veículos. Este e outros exemplos têm ajudado no planejamento e gestão de unidades de conservação em todo o mundo, harmonizando os objetivos sociais, ecológicos e de engenharia, das comunidades envolvidas (FORMAN, 2000).

Todas as variáveis ambientais são impactadas em sistemas rodoviários, sendo os efeitos mais perceptíveis, a alteração e perda do habitat

original e o atropelamento de fauna (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992; GOOSEM, 1997). Contudo, se for considerada a densidade de estradas mais a área total das zonas de efeitos de estradas, tem-se que os impactos ecológicos produzidos em ambientes naturais são bem maiores do que a perda de fauna por atropelamento e a perda de habitat juntos. Vale ressaltar que, cada variável ambiental deve responder diferentemente aos efeitos provocados por estradas, formando zonas de efeitos de estradas com dimensões diferentes para cada local sob influência das mesmas. Esta variação está intimamente relacionada com o tipo e diversidade de manchas de vegetação das margens, largura da estrada, fluxo de veículos, diferentes combinações de sol e sombra e diferentes ângulos de inclinação e exposição do solo (FORMAN & ALEXANDER, 1998).

Estradas e unidades de conservação

Toda obra rodoviária tem um grande potencial modificador do ambiente em que se insere. De acordo com SPELLERBERG (1998), as estradas causam vários impactos no ambiente, como a poluição sonora e luminosa, causada pelo trânsito e faróis de veículos, a produção de areia, pó de asfalto e outras partículas metais (Pb, Cd, Ni, Zn) e gases (CO e NO). O aumento da luminosidade no local, a diminuição da umidade do ar (OLMOS, 1997), alteração da vegetação que compõem as margens das estradas (REED et al., 1996), invasão de espécies exóticas (FORMAN & DEBLINGER, 2000; PARENDES & JONES, 2000; TROMBULAK & FRISSEL, 2000), tráfego indiscriminado de veículos automotores (LOPES & QUEIROZ, 1994; CLEVENGER & WALTHO, 2000; FORMAN & DEBLINGER, 2000), a fragmentação interna (GOOSEM, 1997) e a intensificação dos efeitos de borda (LOVEJOY et al. 1986; MURCIA, 1995), são exemplos da capacidade de modificação do ambiente natural de estradas inseridas em unidades de conservação (UC's).

OLMOS (1997) mostrou que as estradas que cruzam áreas de reservas ou ecossistemas naturais causam impactos relevantes, com reflexos que afetam negativamente a diversidade biológica da área. Além da destruição física de parcelas de habitat natural, os impactos notados são: a

fragmentação de habitats naturais, a criação de uma barreira entre os fragmentos, e a morte de animais por atropelamento abrangendo todos os grupos animais, com exceção daqueles restritos a habitats aquáticos. Observou ainda, que os atropelamentos são diretamente relacionados às características da rodovia e da área por ela cruzada, e à densidade de animais no seu entorno.

No Estado de São Paulo, o conjunto de unidades de conservação estaduais soma 84 áreas, distribuídas em 8 categorias de unidades de conservação (UC's). Destas, 44 UC's apresentam estradas internas (PROBIO/SP, 2000). Em Minas Gerais, são 174 UC's distribuídas em 16 categorias (DANTAS & MARINI 2000). Apesar de Minas Gerais não ter uma estimativa semelhante à produzida pela PROBIO/SP, DANTAS & MARINI (2000) estimaram que estradas representam 33,9% dos impactos ambientais que afetam as UC's mineiras, sendo os biomas Caatinga, Floresta Atlântica e Cerrado os mais afetados por este tipo de impacto, respectivamente.

Estradas, trilhas e linhas elétricas são muitas vezes necessárias em unidades de conservação para favorecer o fluxo de veículos e a manutenção da infra-estrutura para diversos fins, dentre eles a visitação pública, atividades de educação ambiental e combate a incêndios florestais. No entanto, existem alguns parques no Brasil que possuem estradas internas ativas e de alto fluxo, que representam um grande risco de degradação e perda de biodiversidade. Três exemplos são: Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, que é atravessado por uma estrada não pavimentada (MG 122) que une o extremo leste ao oeste da unidade, perfazendo um total de 22 km (MAGRO, 1988); a Reserva Biológica de Sooretama, Espírito Santo, que é atravessada por 5 km da BR 101 e por 11 km da ES 358 ambas asfaltadas, separando a reserva em três grandes fragmentos (ANACLETO, 1997); e o Parque Estadual do Morro do Diabo, em São Paulo, que possui 14 km de estrada pavimentada no seu interior, que provocam perdas significativas nas populações naturais (PÁDUA et al., 1995).

No Parque Estadual do Morro do Diabo em São Paulo, por exemplo, a cada quatro dias pode-se observar um mamífero morto nos 14 km de estrada (pavimentada) que cortam o Parque, incluindo o mico-leão-preto

(*Leontopithecus chrysopygus*), ungulados e felinos. Este dano pode representar para algumas espécies uma perda de 8 a 20% da população adulta que habita o parque (PÁDUA et al., 1995). Na Argentina, impactos sobre a fauna de mamíferos no Parque Nacional El Palmar são acentuados nos picos de visitação pública (COMITA, 1984).

A presença de estradas em unidades de conservação apresenta um alto risco para a vida silvestre e para a manutenção da biodiversidade e da integridade biológica de áreas de conservação. Além das modificações físicas do meio, alterações significativas são notadas nos processos biológicos que compõem a integridade biótica destas unidades. DANTAS & MARINI (2000) destacam o fogo, caça, pecuária, extração de madeira e estradas como os cinco principais tipos de impactos antrópicos sofridos pelas unidades de conservação (UC's) do Estado de Minas Gerais. Os autores ainda argumentam que as altas frequências de estradas encontradas em áreas de ocorrência dos biomas Caatinga e Floresta Atlântica no Estado, têm seus impactos mais intensificados em UC's de uso indireto, justamente onde se espera que a integridade biótica seja mais preservada.

Apesar deste estudo ter considerado a presença de estradas o quinto maior impacto em UC's, todos os demais impactos listados podem ter sua magnitude aumentada através do uso de estradas (FEARNSIDE, 1990; SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992; WILKIE et al., 2000). Assim, as unidades de conservação mais isoladas, com menor fiscalização e infraestrutura e maior valor biológico para a conservação, estão mais vulneráveis à ação dos efeitos negativos dos impactos ecológicos causados por estradas.

O Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, apresenta uma situação particular em razão da abertura da Estrada do Colono. Segundo dados do balanço anual do Batalhão da Polícia Florestal de Foz do Iguaçu (1999; *com. pess.*), foram capturados ou mortos 147 animais silvestres (caça ilegal) e apreendidos 5.500 palmitos extraídos ilegalmente do parque. O parque, que é patrimônio da União, tem problemas sérios com este tipo de depredação, apesar de ser um dos maiores parques nacionais e contar com uma das melhores infra-estruturas para visitação pública do Brasil.

O Quadro 2 apresenta uma síntese dos principais impactos causados por estradas, e os respectivos efeitos ecológicos desencadeados de acordo com o tipo de impacto ou atividade impactante. Vale ressaltar que, tanto os impactos causados por estradas como os efeitos ecológicos diretos e indiretos sobre o ambiente, agem de forma integrada e complexa, e muitas vezes negativa em relação à integridade biótica dos ambientes afetados por estradas.

Quadro 2. Principais impactos e efeitos ecológicos provocados pela abertura e manutenção de estradas em áreas naturais.

Perturbação	Efeitos Ecológicos	Referências
Movimentação de máquinas e pessoas	caça, invasão de espécies exóticas, produção de ruídos e poluentes	Spellerberg (1998); Dantas & Marini (2000)
Abertura de estradas	maior desmatamento, ocupação humana em áreas naturais, impactos ambientais, aumento da eficiência de caça	Brody & Pelton (1989); Fearnside (1989, 1990); Wilkie et al. (2000)
Fragmentação do habitat original	perda de habitat, isolamento de populações, alteração dos padrões de comportamento natural e distribuição espacial, maior risco de extinção	Pádua et al. (1995); Goosem (1997)
Criação de habitat de borda	modificação gradual de habitats naturais, intensificação dos processos ligados à fragmentação florestal	Schonewald-Cox & Buechner (1992); Reed et al. (1996); Spellerberg (1998)
Pavimentação	elevação da temperatura, barreira para invertebrados, anfíbios, répteis e pequenos mamíferos, alteração da vegetação e da fauna local	Mader (1984); Burnett (1992); Olmos (1997); Trombulak & Frissel (2000)
Tráfego de veículos - ruídos	afugenta espécies sensíveis e interfere na comunicação e acasalamento de aves	Spellerberg (1998); Clevenger & Walther (2000); Forman & Deblinger (2000)
Tráfego de veículos - gases e poluentes	contaminação do solo, plantas e animais	Lopes & Queiroz (1994); Spellerberg (1998); Forman & Deblinger (2000)
Tráfego de veículos - atropelamentos	alteração da densidade demográfica de muitas espécies de vertebrados e invertebrados	Comita (1984); Novelli et al. (1988); Fahrig et al. (1995); Pádua et al. (1995); Fischer (1997); Goosem (1997); Olmos (1997); Faria & Moreni (2000); Trombulak & Frissel (2000)
Invasão de espécies exóticas	introdução de doenças, parasitas, alteração da composição de habitats	Schonewald-Cox & Buechner (1992); Goosem (1997); Forman & Deblinger (2000); Parentes & Jones (2000); Trombulak & Frissel (2000)
Incêndios	destruição parcial ou total da vegetação e morte de animais	Lopes & Queiroz (1994); Dantas & Marini (2000)
Extração de madeira / palmito / epífitas	destruição e alteração do habitat, diminuição dos recursos disponíveis para a fauna	Fearnside (1990); Dantas & Marini (2000)
Fragmentação - problemas genéticos	isolamento de populações, efeitos de "barreira"	Mader (1984); Burnett (1992); Forman & Alexander (1998); Spellerberg (1998)
Fragmentação - Efeitos de borda	perda de biodiversidade, degradação ambiental, ressecamento dos remanescentes florestais	Lovejoy et al. (1986); Schonewald-Cox & Buechner (1992); Murcia (1995); Reed et al. (1996); Goosem (1997); Forman & Alexander (1998); Forman (2000)

Nos Estados Unidos, existem 6,37 milhões de quilômetros de estradas públicas, sendo que 1% do território deste país é coberto por corredores formados por estradas, e 10% do total destas cortam unidades de conservação. Esta área é equivalente ao tamanho da Áustria e as estimativas sugerem que a área ecologicamente afetada é muito maior (FORMAN & ALEXANDER, 1998). No Brasil, não há estudos sobre os tipos de estradas

utilizadas pela população, a não ser se já foram ou estão em vias de construção, e se são ou não pavimentadas, nos municípios e estados, impossibilitando uma avaliação detalhada sobre a atual situação das áreas afetadas por estradas.

Num país onde o escoamento das produções agrícolas e industriais é essencialmente realizado utilizando-se a rede rodoviária de transportes, é possível prever que a cada ano mais áreas são afetadas ecologicamente por estradas, e ainda pouco se sabe a respeito dos fenômenos que são desencadeados por este tipo de impacto. A única certeza que se tem, é que a biodiversidade das áreas afetadas por estradas, principalmente dos remanescentes florestais, sofre uma gama de impactos negativos que em longo prazo irão se manifestar na perda de espécies e diminuição do valor biológico destas áreas.

Propostas de mitigação

A mitigação do impacto provocado por estradas é usualmente realizada pela implantação de estruturas que facilitem de forma segura a travessia ou impeçam a passagem da fauna pela estrada, sendo que a necessidade de uso e o sucesso destes mecanismos encontram-se diretamente correlacionados com o tipo de fauna impactada pela estrada, o tipo de vegetação das margens e a magnitude dos impactos ambientais gerados por este tipo de empreendimento. As propostas de mitigação de atropelamentos de fauna se baseiam na implantação de mecanismos como, túneis, pontes, cercas, refletores e placas de sinalização.

Os principais trabalhos dedicados a testar propostas de manejo visando à redução da mortalidade de animais em estradas foram desenvolvidos no exterior a partir da década de 90, tendo como principal alavanca a preocupação com o risco de acidentes com os próprios usuários (REEVE & ANDERSON, 1993; DREWS, 1995; REIJNEN et al., 1995b; RODRIGUES et al., 1996). Segundo ROMIN & BISSONETTE (1996), as técnicas mais eficientes aplicadas no exterior para reduzir acidentes com animais foram a criação de cercas e telas de proteção nas laterais da estrada,

associada à construção e manutenção de corredores naturais e passagens transversais (túneis e pontes) adaptadas à travessia de animais. Entretanto, são medidas locais que não podem ser generalizadas havendo a necessidade de realizar análises de custo/benefício e avaliações das propostas mitigadoras em longo prazo para determinar aquelas realmente adequadas à segurança dos usuários e a conservação dos recursos naturais (REED et al., 1982), especialmente a fauna.

Alguns trabalhos têm mostrado que túneis sob estradas auxiliam a dispersão da fauna, sendo a intensidade de uso e a movimentação através destas estruturas muito variável entre os diversos grupos faunísticos (HUNT et al. 1987; YANES et al., 1995). YANES et al. (1995) discutem que túneis são estruturas importantes para aumentar a permeabilidade entre as margens de uma estrada, e indicam que o monitoramento deste tipo de estrutura pode fornecer informações biológicas sobre as espécies que as utilizam. Contudo, os mesmos autores sugerem que mais informações devem ser obtidas sobre a implantação de túneis e outras estruturas que se propõem mitigar impactos de estradas sobre a fauna silvestre.

No Brasil, a experiência com estruturas mitigadoras de impactos negativos sobre a fauna é recente e pouco avaliada tecnicamente. Algumas estradas no Brasil apresentam túneis, outras redes para transposição de primatas e outros animais, porém na literatura não foram encontrados trabalhos que avaliassem este tipo de estrutura quanto a sua eficiência e se realmente minimizam os impactos provocados pelas estradas, especialmente o atropelamento de animais silvestres. Entretanto, são necessidades de informação que merecem atenção especial, principalmente no Brasil, devido à extensão da malha viária, ao grau de ameaça dos biomas brasileiros e às altas taxas anuais de atropelamento de animais em diversas estradas do Brasil.

Considerando que o sucesso do mecanismo de transposição depende diretamente do tipo de organismo existente na área estudada, o diagnóstico e monitoramento do quadro de atropelamentos de uma estrada são ferramentas importantes para a elaboração de prognósticos ambientais, bem como viabilizam a tomada de decisão no processo de elaboração e disposição

espacial de estruturas de transposição de fauna que visam minimizar os impactos gerados pelos atropelamentos.

Sendo assim, alguns aspectos devem ser considerados antes da tomada de decisão da implantação ou não de estruturas artificiais que possam minimizar impactos diretos de estradas sobre a fauna de uma região. Dentre os principais pode-se citar: i) a elaboração de estudos prévios de impacto ambiental considerando os efeitos sobre cada um dos grupos faunísticos identificados na fase de levantamento de campo; ii) o conhecimento (qualitativo e quantitativo) e o monitoramento da taxa de atropelamento de cada grupo faunístico de uma determinada área ou região; iii) identificação dos pontos críticos de maior taxa de atropelamento para cada grupo faunístico; e iv) o estabelecimento de um plano de monitoramento e avaliação para cada grupo faunístico visando detectar a eficiência do empreendimento na mitigação dos impactos da estrada. Só assim, qualquer estrutura que vise a mitigação de impactos negativos sobre a fauna poderá diagnosticar e permitir o dimensionamento adequado das estruturas de transposição, e localizar estas, em áreas nas quais há maior probabilidade de sucesso tanto na atividade de transposição como na redução das taxas de atropelamento de animais silvestres.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANACLETO, T. C. S. Plano de Pesquisa da Reserva Biológica de Sooretama - ES. **Relatório técnico**. Brasília: IBAMA, 1997. 68p.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, v.71, p.355-366. 1994.
- BRODY, A. J. & PELTON, M. R. Effects of roads on black bear movements in western north Carolina. **Wildl. Soc. Bull.**, v.17, p. 5-10. 1989.
- BURNETT, S. E. Effects of a rainforest road on movements of small mammals: mechanisms and implications. **Wildl. Res.**, v.19, n.1, p.95-104. 1992.
- CLEVENGER, A. P. & WALTHO, N. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.47-56. 2000.
- COMITA, J.L. Impacto de los caminos sobre la fauna en el Parque Nacional El Palmar. **Rev. Mus. Arg. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia, Zool.**, v.13, p.513-521, 1984.
- CONNEL, J. H. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. **Science**, v.199, p.1302-1310. 1978.
- CULLEN, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil**. Gainesville, FL: University of Florida, 1997. 144p. Thesis of Master of Arts - University of Florida, 1997.
- DANTAS, G. P. M. & MARINI, M. A. Características das unidades de conservação no Estado de Minas Gerais. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000. p. 663-672.

- DIRZO, R. & MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity - a sequel to John Terborgh. **Conserv. Biol.**, v.4, p.444-447. 1990.
- DREWS, C. Road kills of animals by public traffic in Mikumi National Park, Tanzania, with notes on baboon mortality. **Afr. J. Ecol.**, v.33, n.2, p.89-100. 1995.
- EHRlich, P. R. The loss of diversity: causes and consequences. In: **Biodiversity**. WILSON, E.O. (Ed.). Washington: National Academy Press, 1988. p. 29-35.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PLANEJAMENTO DE TRANSPORTES - GEIPOT. **Anuário Estatístico dos Transportes**, 2000. Brasília: (<http://www.geipot.gov.br/novaweb/indexanu.html>).
- FAHRIG, L.; PEDLAR, J. H.; POPE, S. E.; TAYLOR, P. D. & WEGNER, J.F. Effect of road traffic on amphibian density. **Biol. Conserv.**, v.73, p.177-182. 1995.
- FARIA, H. H. & MORENI, P. D. C. Estradas em unidades de conservação: impactos e gestão no Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000. p. 761-769.
- FEARNSIDE, P. M. **A ocupação humana de Rondônia: impactos, limites e planejamento**. Brasília: Programa Polonoroeste, 1, 1989. p.76.
- FEARNSIDE, P. M. Rondônia: estradas que levam à devastação. **Ciência Hoje**, n. 11, v.61, p.46-52. 1990.
- FERREIRA, J. B.; BOUERI, J. J. F.; MARTINS, N. F. Estradas inseridas em florestas tropicais: o caso do Parque Nacional da Serra da Bocaina. In: III ENCONTRO IBERO-AMERICANO DE UNIDADES AMBIENTAIS DO SETOR DE TRANSPORTES, 1998, Santa Catarina. **Anais...** (<http://200.180.3.8/iiiencontro/autores/P15/principal.html>).
- FERRIS, C. R. Effects of Interstate 95 on breeding birds in northern Maine. **J. Wildl. Manage**, v.43, p.421-427. 1979.
- FORMAN, T. T. R. & ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.29, p.207-231. 1998.
- FORMAN, T. T. R. & DEBLINGER, D. R. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban highway. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.47-56. 2000.
- FORMAN, T. T. R. Estimate of the area effected ecologically by the road system in the United States. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.31-35. 2000.
- GOOSEM, M. Internal fragmentation: the effects of roads, highways, and powerline clearings on movements and mortality of rainforest vertebrates. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest**

- remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.241-255.
- HUNT, A.; DICKENS, H. J. & WHELAN, R. J. Movement of mammals through tunnels under railways lines. **Aust. Zool.**, v.24, p.89-93. 1987.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **J. Trop. Ecol.**, v.5, p.173-185. 1989.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L. & GANADE, G. Edge-related changes in environmental and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.
- KARR, J. R. Measuring biological integrity: lessons from streams. In: WOODLEY, S.; KAY, J. & FRANCIS, G. (Eds.). **Ecological integrity and the management of ecosystems.** USA: St. Lucie Press, 1993. p. 83-104.
- LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **T. Ecol. Evol.**, v.15, n.4, p.134-135. 2000.
- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biol. Conserv.**, v.57, p.205-19. 1991.
- LAURANCE, W. F. Hyper-disturbed parks: Edge effects and the ecology of isolated rainforests reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 71-83.
- LAURANCE, W. F; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S. & FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v.291, p.438-439. 2001.
- LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities.** Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615p.
- LOPES, J. A. U. & QUEIROZ, S. M. P. Rodovias e Meio Ambiente no Brasil: uma resenha crítica. In: Encontro Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas, 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: p.75-84.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. JR.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S. JR.; POWELL, A. H.; POWELL, G. N. V.; SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**, 1986. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates. p. 257-85.
- MADER, H. J. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. **Biol. Conserv.**, v.29, p.81-96. 1984.
- MAGRO, T. C. **Avaliação da qualidade de habitat faunístico pela análise de bordas.** Viçosa: UFV, 1988. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa. 1988.

- MARINI, M. A.; ROBINSON, S. K. & HESKE, E. J. Edge effects on nest predation in the Shawnee National Forest, Southern Illinois. **Biol. Conserv.**, v.74, p.203-213. 1995.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **T. Ecol. Evol.**, v.10, p.58-62. 1995.
- NOVELLI, R.; TAKASE, E. & CASTRO, V. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da Rodovia BR 471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul. **Rev. Bras. Zool.**, v.5, n.3, p.441-454. 1988.
- OLMOS, F. Impactos na fauna pela duplicação da Rodovia Régis Bittencourt - BR 116. In: **RIMA: Ampliação da capacidade rodoviária entre São Paulo e Florianópolis (BR116/SP/PR) – Transposição da Serra do Cafezal: Impacto sobre a fauna**, 1997. (material cedido pelo autor).
- PÁDUA, C.V.; CULLEN, L. JR. & PADUA, S. E. A pole bridge to avoid primate kills. **Neotr. Prim.**, v.3, n.1, p.13-15. 1995.
- PARENDES, A. L. & JONES, A. J. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.64-75. 2000.
- PATON, P. W. C. The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? **Conserv. Biol.**, v.8, p.17-26. 1994.
- PIANKA, E. R. **Evolutionary Ecology**, 1974. New York: Harper & Row. 356p.
- PROGRAMA ESTADUAL PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - PROBIO/SP. In: **Estudo da infraestrutura de conservação *in situ* no Estado de São Paulo**, 2000. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. (<http://www.biota.org.br/biodiv/biodiversidade/conservacao/in-situ/infra>).
- REED, D. F.; BECK T. D. I. & WOODARD, T. N. Method of reducing deer-vehicle accidents: benefit-cost analysis. **Wildl. Soc. Bull.**, v.10, p.349-354. 1982.
- REED, R. A.; JOHNSON-BARNARD, J. & BAKER, W. L. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. **Conserv. Biol.**, v.10, p.1098-1106. 1996.
- REEVE, A. F. & ANDERSON, S. H. Ineffectiveness of Swareflex reflectors at reducing deer-vehicle collisions. **Wildl. Soc. Bull.**, v.21, n.2, p.127-132. 1993.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; TER BRAAK, C. & THISSEN, J. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction on density in relation to the proximity of main roads. **J. Appl. Ecol.**, v.32, p.187-202. 1995a.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; TER BRAAK, C. & THISSEN, J. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway. **J. Appl. Ecol.**, v.32, n.3, p.481-491. 1995b.

- RODRIGUES, A.; CREMA, G. & DELIBES, M. Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates. **J. Appl. Ecol.**, v.33, p.1527-1540. 1996.
- ROMIN, L. A. & BISSONETTE, J. A. Deer-vehicle collisions: status and state monitoring activities and mitigation efforts. **Wildl. Soc. Bull.**, v.24, n.2, p.276-283. 1996.
- SAUNDERS, D. A., HOOBS, R. J. & MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v.5, p.18-32. 1991.
- SCHONEWALD-COX, C. & BUECHNER, M. Park protection and public roads. In: FIELDER, P. L. & JAIN, S. K. (Eds.). **Conservation Biology - The Theory and practice of nature conservation, preservation and management**, 1992. London: Chapman and Hall. p.375-395.
- SPELLERBERG, I. F. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. **G. Ecol. Biog. Let.**, v.7, p.317-333. 1998.
- TERBORGH, J. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. **Conserv. Biol.**, v.2, p.402-3. 1988.
- TROMBULAK, C. S. & FRISSEL, A. C. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.18-30. 2000.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.351-365.
- WILKIE, D.; SHAW, E.; ROTBERG, F.; MORELLI, G. & AUZEL, P. Roads, development, and conservation in the Congo basin. **Conserv. Biol.**, v.14, n.6, p.1614-1622. 2000.
- YANES, M.; VELASCO, J. M. & SUÁREZ, F. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. **Biol. Conserv.**, v.71, p.217-222. 1995.

CAPÍTULO 1

USO DE PARCELAS DE AREIA PARA O MONITORAMENTO DE IMPACTO DE ESTRADAS SOBRE A RIQUEZA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS

1. INTRODUÇÃO

Estradas são vitais para o crescimento da economia de uma nação. Geram novas oportunidades de serviços e empregos, e a instalação de novos pontos residenciais e industriais, o que resulta na atração de pessoas para áreas antes não habitadas (FEARNSIDE, 1989, 1990; WILKIE et al., 2000). Muitas destas novas áreas ocupadas por estradas e, conseqüentemente, urbanizadas, são ecologicamente vulneráveis ou apresentam alto risco de perda da integridade biótica das comunidades que compõem a paisagem (KARR, 1993). Associada a toda paisagem que recebe estradas, está a ocorrência de impactos negativos sobre a integridade biótica, tanto de ecossistemas terrestres como aquáticos (TROMBULAK & FRISSEL, 2000).

Uma vez que uma estrada subdivide uma paisagem natural, removendo uma porção de habitat, ela inibe a dispersão e migração de espécies, e facilita a propagação de distúrbios (p. ex. fogo, poluentes e caça)

para o interior dessas áreas. De acordo com SCHONEWALD-COX & BUECHNER (1992), a fragmentação de unidades de conservação por estradas, afeta negativamente as espécies que: i) não se adaptam em habitats de borda, ii) são sensíveis ao contato humano, iii) ocorrem em baixas densidades, iv) são improváveis ou incapazes de atravessar estradas, e v) procuram estradas para se aquecer ou se alimentar. Os mesmos autores sugerem que estradas podem atuar tanto como barreiras, como corredores, ou ambos.

A baixa densidade local de muitas espécies de mamíferos e o tamanho de suas áreas de vida, aliados ao hábito noturno, dificultam a realização de estudos de determinação da composição, estrutura e dinâmica dessas populações. O emprego de indicadores indiretos da presença de mamíferos é mais barato, rápido e de mais fácil observação no campo, comparados com os métodos diretos (observação e captura). Os índices indiretos são baseados na contagem de rastros (VAN DYKE et al., 1986; WILSON et al., 1996; SCOSS & DE MARCO, 2000a), vocalizações ou outros sons, visitas a estações de cheiro (ROUGHTON & SWEENEY, 1982; CONNER et al., 1983; THOMPSON et al., 1989), ossadas, fezes (EISENBERG et al., 1970) e tamanhos de área de vida (SCHALLER & CRAWSHAW, 1980; RODRIGUES & MONTEIRO-FILHO, 2000). Em geral, assume-se que os índices indiretos sejam positivos e apresentam preferencialmente relação linear com a abundância real das populações (WILSON et al., 1996).

No entanto, além das questões práticas do uso destes métodos na estimativa de mudanças dentro de comunidades naturais, existe um crescente interesse em melhorar a capacidade de detecção de mudanças através da construção de hipóteses e testes estatísticos formais destas mudanças (CAUGHLEY & GUNN, 1996). Uma das preocupações mais recorrentes no uso de testes de hipóteses em Ecologia, e particularmente em Biologia da Conservação, é a estimativa do poder destes testes (GERRODETTE, 1987; TAYLOR & GERRODETTE, 1993; OSENBERG et al., 1994; HAYES & STEIDL, 1997; THOMPSON et al., 2000). O poder de um teste é definido como a probabilidade de rejeitar uma hipótese sendo ela falsa (ZAR, 1999).

Este tipo de preocupação é crucial em Biologia da Conservação, porque pequenos tamanhos amostrais são comuns no estudo de populações raras vivendo em sistemas fragmentados (e.g. o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais – PBDFF-, na Amazônia brasileira). Nestes casos é muito importante avaliar o poder destes testes para verificar o alcance de nossas conclusões, bem como permitir um planejamento mais apropriado que garanta que o esforço de coleta permita que resultados conclusivos sejam atingidos.

Uma das questões mais importantes nesse contexto é se uma unidade de conservação é eficiente na manutenção da biodiversidade. Se realmente é, a riqueza de espécies deveria ser estável (equilíbrio dinâmico) a ponto de garantir a integridade biótica dessas áreas (KARR, 1993).

Com base no exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar o uso do método de parcelas de areia para registro de pegadas de mamíferos no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), visando estimar a riqueza de espécies que utilizam habitats cortados por estradas, bem como analisar a aplicabilidade do método e do protocolo de amostragem para um programa de monitoramento da riqueza de espécies de mamíferos às margens de estradas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O levantamento foi conduzido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), maior remanescente de Floresta Atlântica de Minas Gerais. O PERD possui uma área de aproximadamente 36.000 ha, e está localizado na porção sudeste do estado. A altitude varia entre 230 e 515 metros, clima tropical quente semi-úmido, e estação chuvosa no verão e seca de 4 a 5 meses no inverno (NIMER, 1989). Seu entorno faz divisa com os municípios de Marliéria, Timóteo e Dionísio. A área do parque é essencialmente coberta por uma floresta tropical úmida, entre os meridianos 42° 38'O e 48° 28'O, e os paralelos 19° 41'S e 19° 30'S (GODINHO, 1996), e pode ser classificada como semidecídua tropical (GULHUIS, 1986). A pluviosidade média anual no parque é de 1.480,3 mm, temperatura média anual de 21,9°C e período de déficit hídrico de maio a setembro (GULHUIS, 1986).

O PERD possui uma estrada interna que o atravessa em 22 km, desde o limite leste até o oeste. A maior parte da estrada corta uma área coberta por mata primária que apresenta alto grau de riqueza de habitat faunístico (MAGRO, 1988). Nesta estrada o fluxo de veículos é menor que 50 veículos/dia, caracterizando-se pelo trânsito de turistas e moradores dos municípios adjacentes.

O protocolo de amostragem foi composto por duas grades de 160x200m (3,2ha cada). Cada grade continha três transectos paralelos à estrada, espaçados 70 metros um do outro, no sentido do interior da mata.

Para cada transecto, foram distribuídas 20 parcelas de areia espaçadas em 10 metros. As dimensões das parcelas foram de 0,50 x 0,50 metros, preenchidas com areia fina (2-4 cm de espessura). No período de coleta, entre março a novembro de 2000 (média de dois dias/mês), as parcelas foram limpas, molhadas e iscadas com banana um dia antes da coleta. Após permanecerem 24 horas iscadas, cada parcela foi percorrida, verificando-se a presença ou não de pegadas de mamíferos, identificando-as com auxílio de guias de campo (BECKER & DALPONTE, 1991; EMMONS, 1997), e anotando-se a espécie, local/estação, data e horário, e finalmente iscando novamente as parcelas. Sempre que necessário, as parcelas foram molhadas entre um dia de coleta e outro.

A proporção de pegadas de cada espécie nas parcelas de areia, foi utilizada como indicativo de sua abundância relativa. Para estimar a riqueza de espécies total para cada transecto, utilizou-se o programa EstimateS versão 6.0b1 (COLWELL, 2000), e foram consideradas apenas as estimativas geradas pelo procedimento Jackknife (HELTSHE & FORRESTER, 1983).

Utilizou-se o programa MONITOR (GIBBS, 1995) para calcular o poder das estimativas de riqueza de espécies obtido pelo procedimento Jackknife. Para realizar esta análise houve necessidade de saber o número de espécies esperadas para cada transecto e sua variação (desvio padrão; DP). A frequência de registro de pegadas de cada espécie nas parcelas de areia, nos 6 transectos amostrados, foi utilizada para estimar a riqueza de espécies, e para o cálculo da variabilidade de cada estimativa. As simulações foram feitas com um teste bicaudal, a fim de estimar o esforço necessário para alcançar um poder de rejeição da hipótese nula de 90%, para identificar um declínio no número de espécies que utilizam as margens da estrada da Ponte Queimada/PERD. Para tanto, manteve-se o número de transectos constante (n=6) e duas variáveis foram simuladas: 1. o número de vezes que cada transecto deve ser repetido por ano; 2. o número de anos de monitoramento necessários para detectar declínio.

3. RESULTADOS

Em um total de 1.200 parcelas de areia, foram registradas 16 espécies de mamíferos de médio e grande porte. Aproximadamente 87% do total de parcelas apresentou pelo menos um registro de pegada de mamíferos durante o período de coleta. Dos mamíferos registrados no parque e passíveis de identificação por pegadas, pertencentes às ordens Artiodactyla, Perissodactyla, Carnivora, Edentata, Lagomorpha, parte de Rodentia e parte de Marsupialia, foram registrados 66,67% dos mamíferos listados para o PERD (STALLINGS et al., 1991). As espécies mais abundantes foram *Dasyprocta* sp. (cutia), *Didelphis* spp. (gambá), *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti), e *Cuniculus paca* (paca), e apresentaram, respectivamente, os seguintes índices de abundância (nº de pegadas/número total de parcelas de areia): 0,77, 0,11, 0,09 e 0,06.

As estimativas de riqueza de espécies para cada transecto variaram entre 5,99 (DP 0,99) a 15,07 (DP 1,75). Entre as espécies ameaçadas, foram identificados a onça-parda (*Puma concolor*), o gato-do-mato (*Leopardus wiedii*) e a anta (*Tapirus terrestris*), que estão presentes no Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais, como espécies criticamente em perigo ou ameaçadas (MACHADO et al., 1998). As demais espécies (*Mazama americana*, *Cebus apella*, *Nasua nasua*, *Cerdocyon thous*, *Eira barbara*, *Sciurus aestuans*, *Dasybus novemcinctus*,

Galictis spp. e *Conepatus chinga*), foram registradas com baixa frequência, principalmente os carnívoros, não permitindo o cálculo de índices de abundância confiáveis.

O poder do teste fornecido pelo MONITOR para avaliar o protocolo de amostragem proposto, apresentou uma probabilidade de 0,99, indicando que, tanto o número de transectos como o número de réplicas para cada transecto por levantamento (2 dias), foram suficientes para estimar o número de espécies que utilizam as margens da estrada da Ponte Queimada/PERD.

As simulações realizadas para detectar 5% de declínio da estimativa da riqueza de espécies de mamíferos, com probabilidade de detecção de 0,90, apresentaram duas situações distintas de monitoramento (Tabela 1). A primeira indica 2 levantamentos por ano, utilizando o mesmo protocolo de amostragem, por 5 anos consecutivos. Já a segunda opção seria realizar 3 levantamentos por ano, durante 4 anos consecutivos para atingir os mesmos objetivos.

Tabela 1. Probabilidade de detecção de declínio do número de espécies de mamíferos terrestres, às margens da estrada da Ponte Queimada/PERD/MG, utilizando o método de registro de pegadas em parcelas de areia; Pd. Percentagem de declínio; N. Número de levantamentos por ano.

Período	Pd	N			
		1	2	3	4
3 anos	1	0,07	0,06	0,14	0,12
	3	0,19	0,18	0,26	0,16
	5	0,25	0,46	0,68	0,76
	7	0,50	0,74	0,85	0,96
	9	0,58	0,91	0,99	0,98
4 anos	1	0,04	0,13	0,12	0,16
	3	0,22	0,49	0,60	0,44
	5	0,47	0,83	0,93	0,94
	7	0,82	0,97	1,00	1,00
	9	0,97	1,00	1,00	1,00
5 anos	1	0,08	0,15	0,20	0,26
	3	0,38	0,70	0,87	0,67
	5	0,86	0,98	1,00	1,00
	7	0,96	1,00	1,00	1,00
	9	1,00	1,00	1,00	1,00

4. DISCUSSÃO

A precisão de uma estimativa de índice de abundância depende da consistência e rígida padronização da técnica de amostragem, porque delas depende a variância dos índices obtidos. Considerando a complexidade de se trabalhar com muitas espécies ao mesmo tempo (CONNER et al., 1983), além do fato de que um mesmo protocolo de amostragem provavelmente não é relevante para gerar índices de abundância viáveis para todas elas, preferiu-se discutir especificamente sobre as estimativas de riqueza de espécie. Questões como distância entre parcelas de areia, independência entre parcelas (espacial e temporal) e esforço amostral, podem tornar o protocolo inadequado para algumas espécies, principalmente em estudos que consideram mais de uma espécie ou grupo ecológico (ROUGHTON & SWEENEY, 1982; CONNER et al., 1983; SCOSS & DE MARCO, 2000b). Entretanto, apesar do método das parcelas de areia não ser perfeito, ele é eficiente porque pode ser aplicado em grandes áreas, é facilmente padronizado, e pode fornecer informações importantes sobre o uso de habitats (NOTTINGAM et al., 1989).

As estimativas de riqueza de espécies de mamíferos através do método das parcelas de areia distribuídas em transectos no interior da floresta do PERD foram decisivas na constatação de que muitas espécies utilizam a estrada do parque e, seguramente outras, não registradas neste estudo, também a utilizam, como por exemplo, *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), *Panthera onca* (onça-pintada) e *Tayassu tajacu* e *T. pecari* (porcos-do-mato).

A diferença entre as estimativas entre transectos indica que há espécies exclusivas que utilizam determinados transectos e outras não, aumentando a variação entre transectos. Este levantamento inicial da riqueza de espécies apresentou um poder de análise satisfatório e, a partir dessas informações, foi simulado um programa de monitoramento de espécies de mamíferos para a estrada da Ponte Queimada/PERD e seu entorno.

Entre os dois cenários possíveis para monitorar a riqueza de espécies de mamíferos na estrada do PERD, optou-se pelo segundo, onde são necessários 3 levantamentos por ano, ao longo de 4 anos, para detectar 5% de declínio. Por se tratar de impactos provocados por estradas, preferiu-se adotar a opção mais conservadora, o que permite tomar decisões mais rápidas, principalmente em relação às espécies ameaçadas de extinção e, sobretudo, as exóticas, que podem estar invadindo o parque, utilizando a estrada como corredor de dispersão (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992). Os resultados do poder do teste indicam que é possível propor um programa adequado de monitoramento, utilizando parcelas de área distribuídas em transectos no interior da floresta, para detectar declínio no número de espécies que utilizam estradas.

A partir dos resultados deste trabalho sugere-se que este mesmo protocolo também seja utilizado em todos os empreendimentos nos quais o impacto de estradas seja avaliado. Os estudos e seus respectivos relatórios de impacto ambientais (EIA/RIMA), se mantiverem este tipo de protocolo, deve dar ênfase ao monitoramento como estratégia de avaliar problemas futuros de manutenção da integridade biótica dos sistemas. Os modelos sugerem que os efeitos decorrentes da fragmentação dos habitats induzam mudanças que podem surgir anos depois do estabelecimento do impacto (TERBORGH, 1988; DIRZO & MIRANDA, 1990; SAUNDERS et al., 1991; LAURANCE, 1991, 1997; MURCIA, 1995; KAPOS et al., 1997; VIANNA et al., 1997), reforçando a importância dos estudos de monitoramento e do estabelecimento de um protocolo de amostragem prévio, para o sucesso da identificação dos impactos gerados por estradas.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As técnicas de monitoramento de populações devem ser testadas adequadamente antes da sua aplicação em larga escala. Contudo, o método das parcelas de areia distribuídas em transectos no interior da floresta para registro de pegadas de mamíferos se mostrou um método rápido e eficiente para estimar a riqueza de espécies que utilizam a estrada interna ao PERD. Este método pode ser útil para estudos de impacto e diagnose ambiental, plano de manejo e gestão de unidades de conservação, gerando informações e previsões importantes para o manejo e conservação de mamíferos, especialmente os ameaçados de extinção.

Recomenda-se, portanto, a adoção pela administração do Parque Estadual do Rio Doce de um programa de monitoramento da riqueza de espécies de mamíferos na estrada interna ao parque objetivando sua preservação através da manutenção da sua diversidade biológica.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BECKER, M. & DALPONTE, C. J. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**, 1991. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 181p.
- CAUGHLEY, G. & GUNN, A. **Conservation Biology in theory and practice**, 1996. Massachusetts: Blackwell Science. 459p.
- COLWELL, R. K. **ESTIMATE S (version 6.0 b1.) - Statistical estimation of species richness and shared species from samples**, 2000. University of Connecticut. (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>).
- CONNER, M. C.; LABISKY, R. F. & PROGULSKE, D. R. JR. Scent-station indices as measures of population abundance for Bobcats, Raccoons, Gray Foxes, and Opossums. **Wildl. Soc. Bull.**, v.11, n.2, p.146-152. 1983.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity - a sequel to John Terborgh. **Conserv. Biol.**, v.4, p.444-447. 1990.
- EISENBERG, J. F.; SANTIAPILLAI, C. & LOCKHART, M. The study of wildlife populations by indirect methods. The Ceylon J. of Science, **Biol. Sciences**, v.8, n.2, p.53-62. 1970.
- EMMONS, L. H. **Neotropical rainforest mammals: a field guide (2ª Ed.)**, 1997. Chicago: University of Chicago Press. 307p.
- FEARNSIDE, P. M. **A ocupação humana de Rondônia: impactos, limites e planejamento**, 1989. Brasília: Programa Polonoroeste. 76 p.
- FEARNSIDE, P. M. Rondônia: estradas que levam à devastação. **Ciência Hoje**, v.11, n.61, p.47-52. 1990.
- GERRODETTE, T. A power analysis for detecting trends. **Ecol.**, v.68, n.5, p.1364-1372. 1987.

- GIBBS, J. P. **Monitor users manual**, 1995. New Haven, Connecticut: Yale University.
- GODINHO, A. L. **Peixes do Parque Estadual do Rio Doce**, v.1, 1996. (1ª.Ed.). Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas / Universidade Federal de Minas Gerais. 48p.
- GULHUIS, J. P. **Vegetation Survey on the Parque Florestal Estadual do Rio Doce - MG - Brazil**. Wageningen: AUW, 1986. 86p. Dissertação (Mestrado). Agricultural University of Wageningen, Holanda, 1986.
- HAYES, J. P. & STEIDL, R. J. Statistical power analysis and amphibian population trends. **Conserv. Biol.**, v.11, n.1, p.273-275. 1997.
- HELTSHE, J. F. & FORRESTER, N. E. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, v.39, p.1-11. 1983.
- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J. L. & GANADE, G. Edge-related changes in environmental and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 33-44.
- KARR, J. R. Measuring biological integrity: lessons from streams. In: WOODLEY, S.; KAY, J. & FRANCIS, G. (Eds.). **Ecological integrity and the management of ecosystems**. USA: St. Lucie Press, 1993. p. 83-104.
- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biol. Conserv.**, v.57, p.205-19. 1991.
- LAURANCE, W. F. Hyper-disturbed parks: Edge effects and the ecology of isolated rainforests reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities** Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 71-83.
- MACHADO, A. B. M.; FONSECA, G. A. B.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. & LINS, L. V. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais**, 1998. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 608p.
- MAGRO, T. C. **Avaliação da qualidade de habitat faunístico pela análise de bordas**. Viçosa: UFV, 1988. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa. 1988.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **T. Ecol. Evol.**, v.10, p.58-62. 1995.
- NIMER, E. O modelo de zonas de vida de Holdridge; conceito e procedimentos metodológicos fundamentais. **Cadernos de Geociências** (Rio de Janeiro), p.33-44. 1989.

- NOTTINGHAM, B. G. JR.; JOHSON, K. G. & PELTON, M. R. Evaluation of scent-station surveys to monitor raccoon density. **Wildl. Soc. Bull.**, v.17, p.29-35. 1989.
- OSENBERG, C. W.; SCHMITT, R. J.; HOLBROOK, S. J.; ABUSABA, K. E. & FLEGAL, A. R. Detection of environmental impacts - natural variability, effect size, and power analysis. **Ecol. Appl.**, v.4, n.1, p.16-30. 1994.
- RODRIGUES, F. H. G. & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Home range and activity patterns of pampas deer in Emas National Park, Brazil. **J. Mammal.**, v.81, n.4, p.1136-1142. 2000.
- ROUGHTON, R. D. & SWEENEY, M. W. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. **J. Wildl. Manage.**, v.46, n.1, p.217-229. 1982.
- SAUNDERS, D. A., HOOPS, R. J. & MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conserv. Biol.**, v.5, p.18-32. 1991.
- SCHALLER, G. B. & CRAWSHAW, P. G. JR. Movement patterns of jaguar. **Biotr.**, v.12, n.3, p.161-168. 1980.
- SCHONEWALD-COX, C. & BUECHNER, M. Park protection and public roads. In: FIELDER, P. L. & JAIN, S. K. (Eds.). **Conservation Biology - The Theory and practice of nature conservation, preservation and management**, 1992. London: Chapman and Hall. p.375-395.
- SCOSS, L. M. & DE MARCO, P. JR. Estradas no parque: efeitos da fragmentação interna sobre a intensidade de uso do habitat por mamíferos terrestres. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000a. p. 770-776.
- SCOSS, L. M. & DE MARCO, P. JR. Avaliação metodológica do uso de pegadas de mamíferos em estudos de biodiversidade. In: VI Congresso e Exposição Internacional sobre Florestas – FOREST, 2000. **Anais...** Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera, 2000b. p.457-459.
- STALLINGS, J. R.; FONSECA, G. A. B.; PINTO, L. P. S.; AGUIAR, L. M. S. & SÁBATO, E. L. Mamíferos do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v.7, n.4, p.663-677. 1991.
- TAYLOR, B. L. & GERRODETTE, T. The uses of statistical power in conservation biology: The vaquita and northern spotted owl. **Conserv. Biol.**, v.7, n.3, p.489-500. 1993.
- TERBORGH, J. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. **Conserv. Biol.**, v.2, p.402-403. 1988.
- THOMPSON, I. D., DAVIDSON, I. J.; O'DONNELL, S. & BRAZEAU, F. Use of track transects to measure the relative occurrence of some boreal mammals in uncut forest and regeneration stands. **Can. J. Zool.**, v.67, p.1816-1823. 1989.
- THOMPSON, P. M.; WILSON, B.; GRELLIER, K. & HAMMOND, P. S. Combining power analysis and population viability analysis to compare

- traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. **Conserv. Biol.**, v.14, n.5, p.1253-1263. 2000.
- TROMBULAK, C. S. & FRISSEL, A. C. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.18-30. 2000.
- VAN DYKE, F. G.; BROCKE, R. H. & SHAW, H. G. Use of Road Track Counts as Indices of Mountain Lion Presence. **J. Wildl. Manage.**, v.50, n.1, p.102-109. 1986.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F. & BERREGARD, R.O.JR. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.351-65.
- WILKIE, D.; SHAW, E.; ROTBERG, F.; MORELLI, G. & AUZEL, P. Roads, development, and conservation in the Congo basin. **Conserv. Biol.**, v.14, n.6, p.1614-1622. 2000.
- WILSON, D. E.; COLE, F. R.; NICHOLS, J. D.; RUDRAN, R. & FOSTER, M. S. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**, 1996. Washington: Smithsonian Press. 409p.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 1999. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N. J. 929p.

CAPÍTULO 2

EFEITO DA ESTRADA SOBRE A INTENSIDADE DE USO DO HABITAT E RIQUEZA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS

1. INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica brasileira é um dos ecossistemas mais ameaçados e, curiosamente, ainda apresenta uma das mais ricas biodiversidades do planeta. Contém quase 7% das espécies de animais vertebrados e vegetais conhecidas mundialmente, sendo muitas delas endêmicas e ameaçadas de extinção, entre elas 51 espécies de mamíferos e 160 de aves (QUINTELA, 1990). Antes da chegada dos europeus ao país, no ano de 1.500, este bioma cobria 12% de seu território, aproximadamente um milhão de quilômetros quadrados. Devido a um intenso processo de fragmentação que teve início com a colonização, a Floresta Atlântica encontra-se hoje reduzida a apenas 7% de sua extensão original (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 1993). As Matas de Planalto, ou florestas semidecíduas do interior, são as mais ameaçadas, restando apenas 280.000 ha de sua cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA & INPE, 1993).

Apesar de muitos estudos avaliarem os efeitos da fragmentação sobre ecossistemas, processos e organismos (LOVEJOY et al. 1986; KAPOS, 1989; BIERREGAARD et al., 1992; MURCIA, 1995; LAURANCE & BIERREGAARD, 1997), há ainda escassez de informações sobre as consequências destes efeitos da fragmentação na manutenção da biodiversidade, principalmente para os fragmentos de Floresta Atlântica. Para algumas espécies há diversos estudos ecológicos, contudo, para a grande maioria, apenas é possível fazer inferências baseadas em semelhanças entre taxa, a respeito dos impactos sofridos pelas populações. O que se pode concluir é que a flora é o elemento diretamente afetado pelos processos de fragmentação, e a alteração da dinâmica das comunidades vegetais pode afetar fortemente outras espécies (BROKAW, 1985).

Verifica-se, porém, que a composição específica da fauna atual na Floresta Atlântica permanece representando sua riqueza original apesar da intensa fragmentação de seu habitat (CULLEN, 1997). Neste bioma ocorrem cerca de 250 espécies de mamíferos, sendo cerca de 65 endêmicas, o que representa, aproximadamente, 40% da mastofauna brasileira, estimada em 520 espécies (FONSECA et al., 1996). Entretanto, a densidade de muitas destas espécies, na maioria dos fragmentos de Floresta Atlântica, não é mais a mesma encontrada em grandes áreas remanescentes, que se mostram como a única saída para a manutenção da rica biodiversidade encontrada no Brasil (CHIARELLO, 2000).

Neste sentido, é importante reconhecer que é cada vez mais evidente a importância que os mamíferos desempenham em uma série de processos em ecossistemas naturais. As espécies frugívoras e/ou herbívoras como antas (*Tapirus terrestris*), veados (*Mazama* sp.), porcos-do-mato (*Pecari tajacu* e *Tayassu pecari*) e roedores de grande porte (p.ex. *Hydrochaeris hydrochaeris*), desempenham papel importante na manutenção da diversidade de árvores da floresta, através da dispersão e predação de sementes, e da predação de plântulas (DE STEVEN & PUTZ, 1984; DIRZO & MIRANDA, 1991), ao passo que os carnívoros regulariam as populações de herbívoros (EMMONS, 1987; TERBORGH, 1988, 1990, 1992). Além disso, a perda de grandes predadores pode causar um desequilíbrio nas populações

predadoras de sementes, que por sua vez pode afetar a composição e distribuição de algumas espécies de árvores (DIRZO & MIRANDA, 1991; TERBORGH, 1992).

DIRZO & MIRANDA (1990, 1991) mostraram que os grandes herbívoros desempenham um importante papel na manutenção da estrutura e dinâmica de algumas florestas tropicais. Onde não há mais a fauna (mamíferos foi o foco do estudo), a floresta entra em um desequilíbrio ecológico, propiciando a dominância de algumas poucas espécies. Da mesma forma, onde não há mais espaço ou área suficiente para a fauna, não há mais condições ecológicas de se manter uma exuberante e rica vegetação. O resultado final proposto pelos autores, devido a eliminação da fauna ou de áreas naturais que sustentem a presença da fauna, é a simplificação dos ambientes naturais e a perda da importância da área como mantenedora da biodiversidade regional. A simplificação do ambiente rompe a dependência existente entre espécies animais e espécies vegetais, tornando alguns vegetais mais raros, e muitas das espécies animais passam a ser encontradas em menor número (FONSECA, 1985).

Uma vez que estradas subdividem paisagens naturais, estas removem uma porção de habitat, inibem a dispersão e migração de espécies, e ainda, facilitam a propagação de distúrbios (p. ex. fogo, poluentes e caça) para o interior dessas áreas. De acordo com SCHONEWALD-COX & BUECHNER (1992), a fragmentação de unidades de conservação por estradas, afeta negativamente as espécies que: i) não se ajustam bem em habitats de borda; ii) são sensíveis ao contato humano; iii) ocorrem em baixas densidades; iv) são improváveis ou incapazes de atravessarem estradas; e v) procuram estradas para se aquecer ou se alimentar. Os mesmos autores sugerem que estradas podem atuar tanto como barreiras, como corredores, ou ambos.

Cada variável ambiental deve responder diferentemente aos efeitos provocados por estradas, formando zonas de efeitos com dimensões específicas para cada local sob influência de estradas (REIJNEN et al., 1995; FORMAN & ALEXANDER, 1998; FORMAN, 2000; FORMAN & DEBLINGER, 2000). Esta variação está intimamente relacionada com o tipo e diversidade de manchas de vegetação das margens, largura da estrada, fluxo de veículos,

diferentes combinações de sol e sombra, e diferentes ângulos de inclinação e exposição do solo (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992; FORMAN & ALEXANDER, 1998).

Os impactos causados na fauna por estradas em áreas destinadas a conservação têm sido pouco avaliados e discutidos nos estudos brasileiros de impacto ambiental, com exceção de trabalhos que listam espécies encontradas atropeladas nas margens de estradas, em algumas regiões do país (NOVELLI et al., 1988; PÁDUA et al., 1995; FISCHER, 1997; FARIA & MORENI, 2000), ao contrário de outros países como Estados Unidos, Alemanha, Austrália e Holanda, que apresentam uma extensa literatura relacionando estradas e a conservação da vida silvestre.

Com base no exposto, o objetivo principal deste capítulo é avaliar o efeito da estrada como mecanismo de fragmentação interna em um ecossistema de Floresta Atlântica, mais precisamente junto a mastofauna do Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Para tanto, são objetivos específicos deste trabalho:

- I. Testar a hipótese de que a presença da estrada exerce efeito sobre a intensidade de uso do habitat por mamíferos, em especial avaliar se este efeito varia entre espécies de acordo com características bionômicas relevantes;
- II. Testar a hipótese de que a presença da estrada afeta a riqueza de espécies de mamíferos;
- III. Avaliar o efeito da estrutura da vegetação sobre o efeito da estrada nos componentes bióticos citados anteriormente;
- IV. Determinar as taxas de atropelamento de mamíferos no período de execução do trabalho.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Este estudo foi desenvolvido no Parque Estadual do Rio Doce (PERD), maior fragmento de Floresta Atlântica de Minas Gerais, que está situado na porção sudeste do estado. Esta unidade de conservação apresenta uma área de 36.000 hectares, com altitudes variando entre 236 e 515 metros, clima tropical quente semi-úmido, e estação chuvosa no verão e seca de quatro a cinco meses no inverno (NIMER, 1989). Seu entorno faz divisa com os municípios de Marliéria, Timóteo e Dionísio. A área do parque é essencialmente coberta por Floresta Estacional Semidecidual, entre os meridianos $42^{\circ} 38'O$ e $48^{\circ} 28'O$ e os paralelos $19^{\circ} 41'S$ e $19^{\circ} 30'S$ (GODINHO, 1996). A pluviosidade média anual no Parque é de 1480,3 mm, temperatura média anual de $21,9^{\circ}C$ e período de déficit hídrico de maio a setembro (GULHUIS, 1986). Cinquenta lagoas formam o sistema lacustre do parque, ocupando 6% de sua área (GODINHO, 1996).

O Parque Estadual do Rio Doce possui uma estrada interna que o atravessa em 22 km, desde o limite leste até o oeste (Figura 1), conhecida localmente com o estrada da Ponte Queimada.

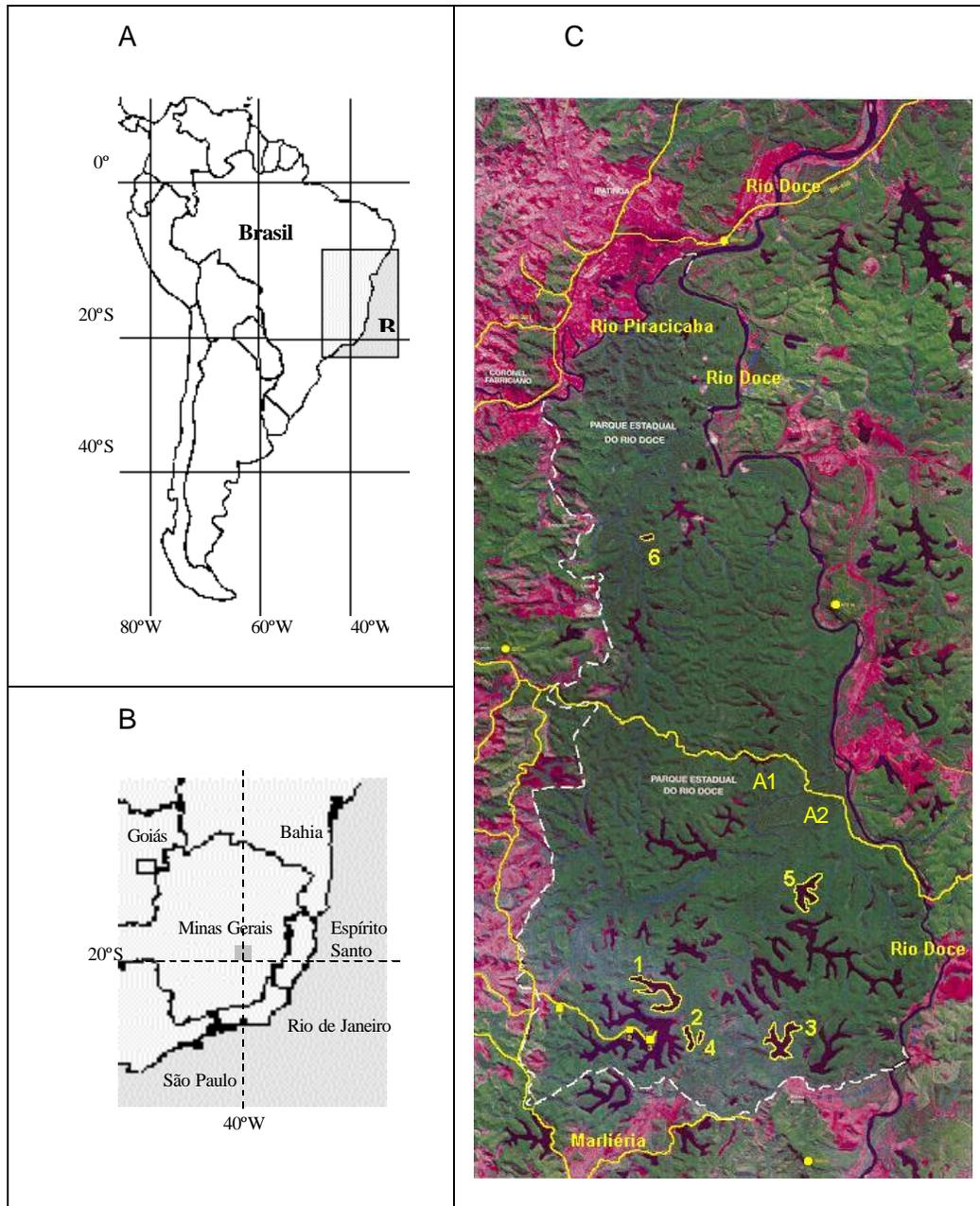


Figura 1 – Localização do Parque Estadual do Rio Doce na América do Sul (A), na região sudeste do Brasil (B) e em detalhe (C). No detalhe, a localização das duas áreas de coleta (A1 e A2). Fonte: Adaptado de LATINI (2001).

Apesar da precariedade da estrada, esta é muito utilizada pelas comunidades do entorno, sem que haja um controle sistemático dos órgãos que administram a unidade de conservação. Não foi realizado nenhum estudo prévio de impacto ambiental quando da sua construção, e apesar da sua importância relativa para a região, não foram encontradas informações oficiais sobre o empreendimento.

O parque apresenta um fluxo intenso de turistas, principalmente de pescadores e seus familiares, que utilizam a estrutura do parque como forma de lazer. A lagoa do Bispo ou Dom Helvécio é a mais visitada dentro dos limites do parque. Espécies exóticas como o tucunaré (*Cichla cf. monoculus*), a piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*) e o apaiari (*Astronotus ocellatus*), propiciam uma ótima pescaria e atraem pessoas de toda a região. A via de acesso ao parque a partir da BR-262 (Belo Horizonte-MG/Vitória-ES) é também um atalho de motoristas que vão a Caratinga, Timóteo e Ipatinga.

A maior parte dos seus 22 km de extensão corta uma área coberta por floresta primária, que apresenta alto grau de riqueza de habitat faunístico (MAGRO, 1988). Nesta estrada, o fluxo de veículos é frequente, e caracteriza-se pelo tráfego de todas as categorias de veículos automotores, além de bicicletas.

Durante os trabalhos de campo, verificou-se que as principais características da estrada são: i) o tráfego de veículos é menor do que 50 veículos/dia; ii) o leito da estrada apresenta largura entre 8 e 10 metros, com mais uma faixa de 2 m, em ambas as margens, ocupada por uma forrageira exótica (*Panicum maximum*); iii) a velocidade média dos veículos que utilizam a estrada é maior do que 60 km/hora; iv) a pista é precária, bastante sinuosa e mal sinalizada; e v) a pista não apresenta nenhuma estrutura de engenharia que evite, principalmente, a erosão do solo e o atropelamento de animais.

2.2. Delineamento da amostragem e marcação das áreas

Em dois pontos dos 22 km de estrada foram instaladas duas grades ou áreas de coleta, com 200 metros de comprimento (paralelo à estrada) e 160 m de largura (distante da estrada no sentido do interior da mata) (Figura 2). Apenas a margem esquerda da estrada (norte do PERD), sentido Salão Dourado – Pingo D'Água (Oeste-Leste) foi utilizada como área de coleta. As duas áreas foram escolhidas em razão da possibilidade de instalação das parcelas de areia: áreas planas e trechos da estrada com comprimento mínimo de 200 metros. A área 1 ($19^{\circ} 41' 15,8''\text{S}$ e $42^{\circ} 31' 08,1''\text{O}$) está localizada a 10 km da entrada oeste do parque (Cava Grande) pela estrada da Ponte Queimada e a área 2 ($19^{\circ} 42' 09,6''\text{S}$ e $42^{\circ} 30' 31,6''\text{O}$), conhecida como Campolina, está a 12,5 km do mesmo referencial.

Em cada área, foram abertos três transectos paralelos à estrada e cada transecto, a diferentes distâncias da estrada (12, 82 e 152 m), recebeu 20 parcelas de areia, espaçadas 10 metros uma da outra. A amostragem foi sistemática onde apenas o primeiro ponto do transecto a 12 metros da estrada foi sorteado para a instalação da grade de amostragem.

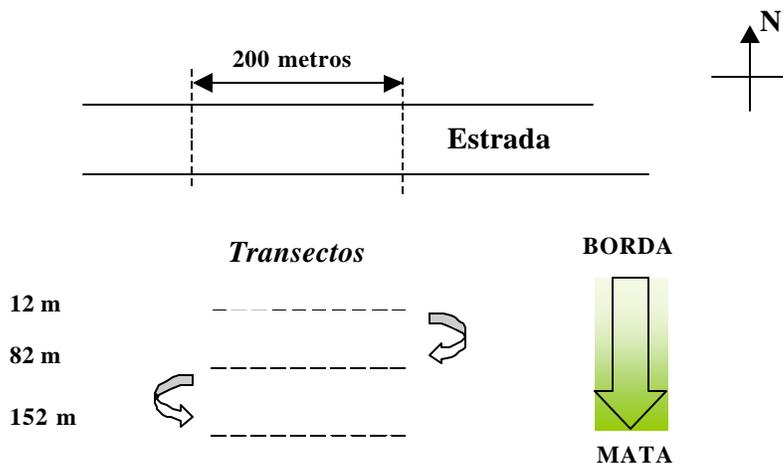


Figura 2. Representação de uma grade de amostragem e do percurso seguido para coleta de dados, em parcelas de areia distribuídas em transectos, a diferentes distâncias da estrada da Ponte Queimada, PERD, Minas Gerais.

As parcelas são de 0,50 x 0,50 metros e foram preenchidas com areia lavada fina (2-4 cm de espessura), sendo que cada uma foi tratada como unidade independente para coleta de pegadas de mamíferos (Figura 3). Durante o período de coleta, a areia das parcelas era remexida, para apagar as pegadas e remover a serapilheira, e quando necessário, umedecida. A identificação das pegadas foi realizada com o auxílio de guias de campo (BECKER & DALPONTE, 1991; EMMONS, 1997), e quando se tinha dúvida na identificação, eram feitos moldes de gesso ou cera de abelha bruta para posterior confirmação do registro. Cada registro representa a presença da pegada de uma determinada espécie, em uma dada parcela de areia, em um dia de coleta.

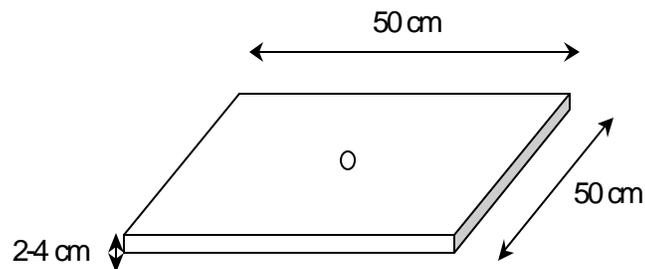


Figura 3. Esquema ilustrativo de uma parcela de areia iscada com banana, utilizada para coleta e identificação de pegadas de mamíferos de médio e grande porte.

Depois de preparar as parcelas para o registro de pegadas e iscá-las com banana, retornava-se ao local após 24 horas, sendo verificadas a presença ou não de pegadas de mamíferos. Anotava-se a espécie no caso de presença, além da área/parcela, data e horário, iscando-se novamente as parcelas para a coleta do dia seguinte. Foram realizadas em média duas coletas por mês (dois dias), no período de março a novembro de 2000.

Algumas pegadas foram identificadas até o nível taxonômico de espécie, enquanto outras apenas em nível de gênero, visando confirmação pela utilização de uma metodologia de observação direta. Durante este estudo, moldes de pegadas de onça-pintada (*Panthera onca*), veado mateiro

(*Mazama americana*), cutia (*Dasyprocta* sp.), mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), anta (*Tapirus terrestris*) e gato-do-mato (*Leopardus wiedii*) foram confeccionados em gesso e cera de abelha bruta. A busca por pegadas não se limitou apenas às áreas de estudo. Outros pontos dentro da unidade de conservação serviram como base de preparação da equipe de campo e para familiarização com as possíveis variações de tamanho, comprimento dos dedos, desenho da pegada em cada tipo de substrato, enfim, com os detalhes de cada espécie e habitat. As lagoas foram bastante utilizadas como pontos de observação de rastros.

2.3. Análise estatística

Os registros de pegadas nas parcelas de areia foram utilizados como índices de abundância. Dividiu-se o número de registros de cada espécie pelo número total de parcelas monitoradas, para cada transecto das duas áreas de amostragem, resultando em um valor que representa a abundância relativa de cada espécie de mamífero. O índice de abundância calculado para todas as espécies registradas foi utilizado para determinar a intensidade de uso das áreas.

Partiu-se do pressuposto de que as diferenças observadas entre os índices de abundância das espécies de mamíferos, entre as diferentes distâncias da estrada, são um indicativo da intensidade com que cada espécie utiliza o ambiente. Em geral, assume-se que os índices indiretos (pegadas) sejam positivos e apresentem preferencialmente relação linear com a abundância relativa das populações (WILSON et al., 1996).

As diferenças de índices de abundância de cada espécie entre grades (áreas diferentes) e entre transectos (distâncias da estrada), foram analisadas utilizando-se o teste Qui-quadrado de independência (χ^2), de acordo com SNEDECOR & COCHRAN (1980). A hipótese de que existem diferenças na riqueza de espécies entre os transectos de uma mesma área, e entre áreas diferentes, foi avaliada através da inferência por intervalo de confiança a partir de estimativas da riqueza de espécies pelo procedimento Jackknife (HELTSHE & FORRESTER, 1983). A estimativa da riqueza de espécies entre

as diferentes distâncias da estrada teve como objetivo demonstrar que existem espécies mais sensíveis à presença da estrada do que outras, o que resulta em um gradiente de uso da área por espécies de médios e grandes mamíferos. Para estimar a riqueza de espécies para cada área e para as diferentes distâncias da estrada, utilizou-se o programa Estimate S versão 6.0b1 (COLWELL, 2000).

2.4. Determinação da estrutura dendrométrica da vegetação

Utilizou-se o método dos pontos quadrantes (COTTAM & CURTIS, 1956) para analisar diferenças dendrométricas da vegetação que poderiam estar relacionadas tanto aos efeitos de borda provocados pela estrada, quanto à composição da fauna associada às diferenças sucessionais dos ambientes. Dois transectos perpendiculares à estrada serviram para a amostragem de 15 pontos em cada, espaçados 10 metros um do outro, totalizando 30 unidades de amostra por área.

Foram anotadas: a circunferência à altura do peito ($CAP \geq 15\text{cm}$) das árvores, a altura estimada e a distância da árvore amostrada até o ponto central do quadrante, para estimar a distância média entre as árvores. Para cada área, foram amostrados 30 pontos e 120 árvores, representando 15 diferentes distâncias da borda da mata junto à estrada até o interior da mesma (0-150m).

Os dados relativos à estrutura dendrométrica da vegetação arbórea foram analisados para determinar diferenças de estrutura física que possam indicar heterogeneidade ambiental. Diferenças na altura do dossel, distribuição do CAP ao longo do gradiente borda/mata e a distância média das árvores aos quadrantes, foram usadas para representar diferenças entre as áreas. As diferenças entre os dados dendrométricos da vegetação observadas em cada área foram analisadas para verificar se poderiam explicar os padrões observados na utilização dos transectos a diferentes distâncias da estrada pelas espécies de mamíferos identificadas a partir do método das parcelas de areia.

Ressalta-se que as duas áreas sofreram diferentes graus de perturbação pelo fogo e animais domésticos. Na década de 50 e 60, a área 2, conhecida como Campolina, era parte de uma fazenda de criação de cavalos. Nesta área houve extração de madeira e os moradores da região e funcionários do parque alegam que o incêndio de 1967 afetou boa parte da área. Porém, na literatura não foram encontradas informações que pudessem caracterizar melhor a área e seu histórico de perturbação. Da mesma forma, as informações locais indicam que na área 1 (um pouco antes do rio Turvo) a 20 ou 30 anos atrás, foram controlados alguns focos de incêndio.

3. RESULTADOS

3.1. Parcelas de areia, probabilidade de encontro e intensidade de uso do habitat

Em um total de 1.200 parcelas de areia monitoradas foram registradas 16 espécies de mamíferos terrestres de médio e grande porte (Tabelas 1 e 2). Em 85,17% do total de parcelas, houve o registro de pelo menos uma espécie de mamífero, identificada através da pegada. A área 1 apresentou 80,28% do total de parcelas (n=720), com pelo menos um registro de pegada de mamíferos. Já para a área 2, este percentual foi maior, apresentando 92,50% do total de parcelas (n=480), com pelo menos um registro de pegada no período de coleta.

Das espécies de mamíferos registrados no parque e passíveis de identificação por pegadas, pertencentes às ordens Artiodactyla, Perissodactyla, Carnivora, Edentata, Lagomorpha, parte de Rodentia e parte de Marsupialia, registraram-se 66,67% delas, além de mais duas espécies ainda não registradas na unidade: *Galictis* spp. (furão) e *Conepatus chinga* (zorriho ou cangambá).

Tabela 1. Índice de abundância calculado a partir da frequência de registro de pegadas de mamíferos nas parcelas de areia da área 1, instaladas na estrada da Ponte Queimada, interna ao Parque Estadual do Rio Doce, MG (n=720).

Espécies	Dieta	Distância da estrada (metros)			χ^2	Prob.
		12	82	152		
<i>Eira barbara</i> Linnaeus, 1758	CA	0,000	0,050	0,000	24,41	0,000
<i>Didelphis</i> spp.	FO	0,063	0,150	0,092	10,46	0,005
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> Linnaeus, 1758	HG	0,171	0,163	0,079	10,40	0,006
<i>Mazama americana</i> Erxleben, 1777	FH	0,038	0,008	0,004	9,66	0,008
<i>Cuniculus paca</i> Brisson, 1762	FH	0,075	0,067	0,017	9,56	0,008
<i>Dasyprocta</i> sp.	FH	0,671	0,754	0,650	6,84	0,033
<i>Galictis</i> spp.	CA	0,008	0,000	0,000	4,01	0,135
<i>Cerdocyon thous</i> Linnaeus, 1766	IO	0,008	0,004	0,000	2,01	0,366
<i>Cebus apella</i> Linnaeus, 1758	FO	0,000	0,000	0,004	2,00	0,367
<i>Puma concolor</i> Linnaeus, 1771	CA	0,000	0,004	0,000	2,00	0,367
<i>Sciurus aestuans</i> Linnaeus, 1766	FO	0,004	0,000	0,000	2,00	0,367
<i>Tapirus terrestris</i> Linnaeus, 1758	FH	0,017	0,008	0,008	1,01	0,603
<i>Leopardus wiedii</i> Schinz, 1821	CA	0,013	0,008	0,004	1,01	0,604
<i>Conepatus chinga</i> Molina, 1782	IO	0,004	0,004	0,000	1,00	0,606
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	IO	0,008	0,013	0,017	0,68	0,714
<i>Nasua nasua</i> Linnaeus, 1766	FO	0,000	0,000	0,000	--	--
Pequenos mamíferos	--	0,054	0,050	0,063	0,37	0,831
Não identificado	--	0,071	0,079	0,083	0,27	0,873

Obs.: Os valores em negrito indicam diferenças significativas pelo teste χ^2 (g.l.=2; p<0,05) do índice de abundância entre as distâncias da estrada na área 1.

Tabela 2. Índice de abundância calculado a partir da frequência de registro de pegadas de mamíferos nas parcelas de areia da área 2, instaladas na estrada da Ponte Queimada, interna ao Parque Estadual do Rio Doce, MG (n=480).

Espécies	Dieta	Distância da estrada (metros)			χ^2	Prob.
		12	82	152		
<i>Eira barbara</i> Linnaeus, 1758	CA	0,025	0,000	0,000	8,07	0,018
<i>Dasyprocta</i> sp.	FH	0,831	0,906	0,919	7,06	0,029
<i>Didelphis</i> spp.	FO	0,175	0,106	0,088	6,30	0,043
<i>Cebus apella</i> Linnaeus, 1758	FO	0,000	0,000	0,013	4,02	0,134
<i>Dasypus novemcinctus</i> Linnaeus, 1758	IO	0,000	0,019	0,025	3,77	0,152
<i>Cuniculus paca</i> Brisson, 1762	FH	0,044	0,056	0,094	3,59	0,166
<i>Sylvilagus brasiliensis</i> Linnaeus, 1758	HG	0,000	0,013	0,006	2,01	0,366
<i>Tapirus terrestris</i> Linnaeus, 1758	FH	0,000	0,006	0,000	2,00	0,367
<i>Mazama americana</i> Erxleben, 1777	FH	0,000	0,006	0,000	2,00	0,367
<i>Cerdocyon thous</i> Linnaeus, 1766	IO	0,000	0,000	0,006	2,00	0,367
<i>Nasua nasua</i> Linnaeus, 1766	FO	0,000	0,000	0,006	2,00	0,367
<i>Leopardus wiedii</i> Schinz, 1821	CA	0,006	0,006	0,006	0,00	1,000
<i>Puma concolor</i> Linnaeus, 1771	CA	0,000	0,000	0,000	--	--
<i>Galictis</i> spp.	CA	0,000	0,000	0,000	--	--
<i>Sciurus aestuans</i> Linnaeus, 1766	FO	0,000	0,000	0,000	--	--
<i>Conepatus chinga</i> Molina, 1782	IO	0,000	0,000	0,000	--	--
Pequenos mamíferos	--	0,038	0,006	0,025	3,54	0,171
Não identificado	--	0,044	0,044	0,000	7,21	0,027

Obs.: Os valores em negrito indicam diferenças significativas pelo teste χ^2 (g.l.=2; p<0,05) do índice de abundância entre as distâncias da estrada na área 2.

A frequência de registro de pegadas de cada espécie no total de parcelas de areia monitoradas (n=1.200) foi utilizada como indicativo da sua

abundância relativa para cada área de estudo. Para a área 1 (n=720), as espécies mais abundantes foram *Dasyprocta* sp. (cutia), *Sylvilagus brasiliensis* (tapiti) e *Didelphis* spp. (gambá). Na área 2 (n=480), as mais abundantes foram *Dasyprocta* sp. (cutia), *Didelphis* spp. (gambá) e *Cuniculus paca* (paca).

As espécies *Sciurus aestuans* (esquilo), *Puma concolor* (onça-parda), *Galictis* spp. (furão), *Conepatus chinga* (zorrilho) foram exclusivas da área 1. Já na área 2, apenas *Nasua nasua* (quati) foi exclusiva deste ambiente. Estas diferenças podem ser ocasionais, já que a maioria delas são carnívoras e suas exigências de comportamento requerem uma área de vida maior, diminuindo a probabilidade de registro dessas espécies, no desenho experimental proposto neste estudo.

A isca (banana) utilizada neste estudo também pode ter contribuído para a obtenção de registros aleatórios entre as espécies que não a tinham como recurso direto, principalmente os carnívoros. Já para frugívoros/herbívoros e onívoros, em alguns casos superestimou o índice de abundância obtido através do registro de pegadas, por exemplo, para *Dasyprocta* sp. (cutia). O efeito da isca não foi avaliado neste estudo, porém pode-se dizer que sua influência na obtenção do registro de pegadas de mamíferos foi pequena, com exceção de algumas espécies frugívoras/herbívoras.

Os três transectos de cada área ou grade foram comparados entre si para testar a hipótese de que a estrada exerce efeito sobre a intensidade de uso da área por mamíferos (Tabelas 1 e 2). Este efeito é mais marcante para espécies menores e mais abundantes: *Dasyprocta* sp., *Sylvilagus brasiliensis*, *Didelphis* spp. e *Cuniculus paca*. *Mazama americana* (veado-mateiro) parece responder da mesma maneira que as espécies mais abundantes, porém poucos foram os registros desta espécie nas parcelas, diminuindo o poder de inferência sobre a “preferência” desta espécie entre as diferentes distâncias da estrada.

Os registros de pegadas de *Tapirus terrestris* (anta), *Sciurus aestuans* (esquilo), *Cerdocyon thous*, (cachorro-do-mato), *Puma concolor* (onça-parda), *Eira barbara* (irara), *Cebus apella* (macaco-prego), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Nasua nasua* (quati), *Galictis* spp. (furão), *Conepatus chinga*

(zorrilho), *Mazama americana* (veado-mateiro) e *Dasybus novemcinctus* (tatu-galinha) não foram observados em quantidade suficiente para permitir qualquer inferência segura sobre seu padrão de distribuição nas áreas de estudo.

Estimou-se a riqueza de espécies por guilda (onívoros, herbívoros e carnívoros) para testar a hipótese de que a estrada exerce efeito sobre a composição de cada guilda (Figura 4), provocando efeitos sobre as interações interespecíficas e ecológicas das comunidades. As guildas foram separadas segundo FONSECA et al. (1996), em relação à dieta de cada uma das espécies registradas neste estudo. Observa-se que na área 1 a maior riqueza de espécies é de onívoros seguido de herbívoros e carnívoros. Já para a área 2, onívoros e herbívoros não diferiram no número de espécies, mas ambos diferem de carnívoros (inferência por intervalo de confiança; $p < 0,05$).

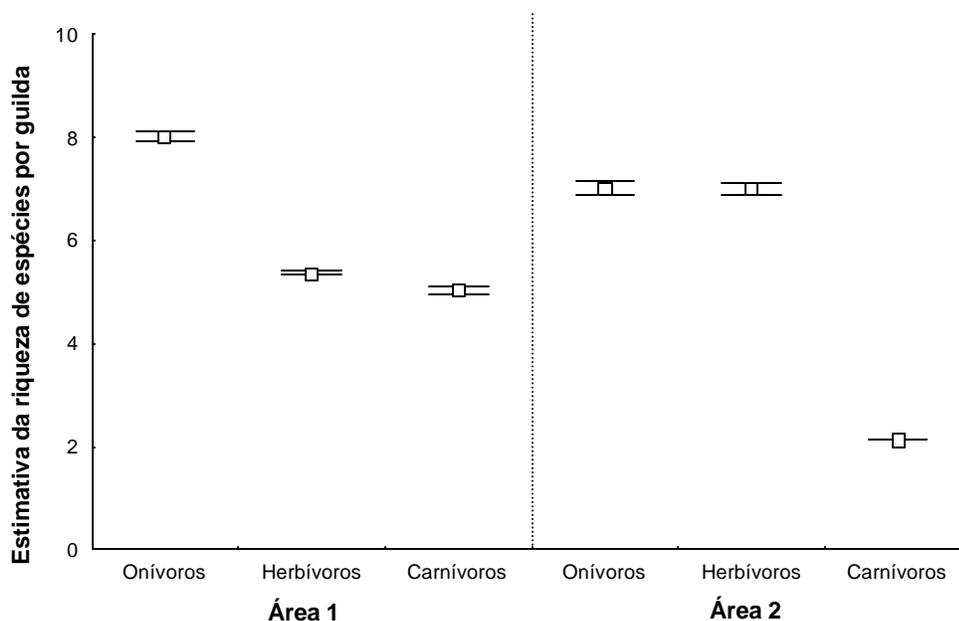


Figura 4. Estimativa da riqueza de espécies de mamíferos para cada uma das três guildas analisadas nas duas áreas (1 e 2) instaladas às margens da estrada da Ponte Queimada, Parque Estadual do Rio Doce, MG.

3.2. Riqueza de espécies e uso do habitat no gradiente borda - mata

As duas áreas de estudo diferiram estatisticamente, quanto à estimativa da riqueza de espécie total (Figura 5A). A hipótese de que existem diferenças na riqueza de espécies entre os transectos pode ser observada através da inferência por intervalo de confiança a partir de estimativas pelo

procedimento Jackknife ($p < 0,05$) (Figura 5B). Existem espécies que foram registradas apenas para a área 1 (*Puma concolor*, *Sciurus aestuans*, *Galictis* spp. e *Conepatus chinga*), e na área 2, a única espécie exclusiva foi *Nasua nasua*. Também foram observadas diferenças nas estimativas da riqueza de espécies entre os transectos, para as três distâncias da estrada testadas, das duas áreas (Figura 5B).

Observa-se que as distâncias da estrada com maiores estimativas de riqueza de espécies apresentaram espécies exclusivas, que não foram registradas para as demais distâncias. Na área 1, nota-se que duas espécies são restritas à segunda distância da estrada (82m) em relação à primeira distância, e quatro espécies em relação à terceira distância (152m). O mesmo ocorre para a área 2, porém as diferenças são maiores entre as três distâncias da estrada avaliadas. No transecto mais distante da estrada (152m) foram registradas duas espécies a mais que o transecto intermediário (82m), que por sua vez apresentou cinco espécies a mais que a distância mais próxima à estrada (12m).

As duas áreas mostraram padrões diferentes de utilização do ambiente pelas espécies registradas em cada uma delas. A intensidade de uso da área 1 foi maior nas linhas mais próximas à estrada, e gradativamente a riqueza de espécies diminuiu com distâncias maiores para dentro da floresta. O contrário foi observado na área 2, onde a riqueza foi menor na borda da estrada e aumentou gradativamente para o interior da floresta.

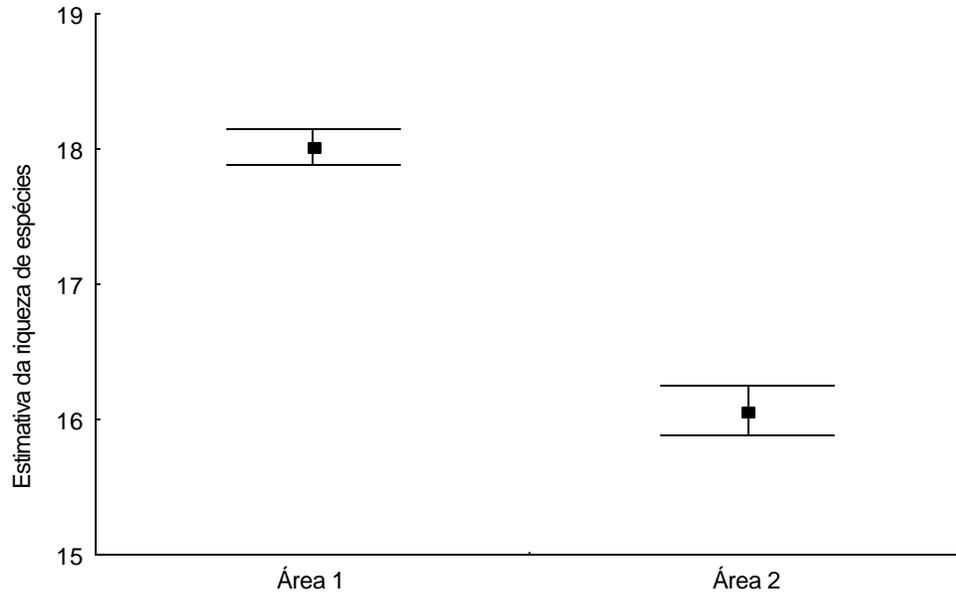


Figura 5A. Estimativa da riqueza de espécies total de mamíferos pelo procedimento Jackknife (inferência por intervalo de confiança, $p < 0,05$), para as duas áreas de estudo, instaladas na borda da estrada da Ponte Queimada, Parque Estadual do Rio Doce, MG.

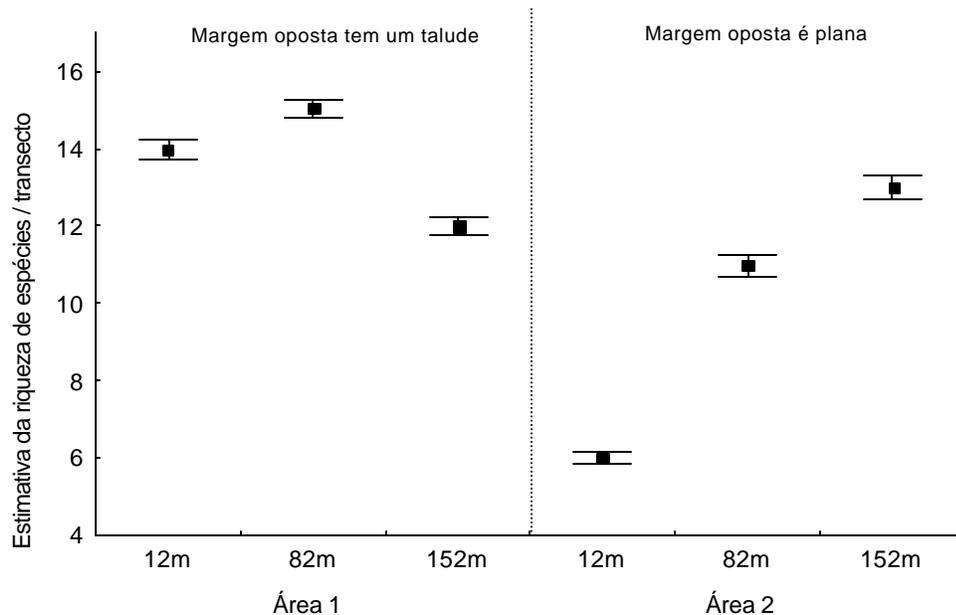


Figura 5B. Estimativa da riqueza de espécies de mamíferos, pelo procedimento Jackknife (inferência por intervalo de confiança, $p < 0,05$), para cada transecto das duas áreas de estudo, instaladas na borda da estrada da Ponte Queimada, Parque Estadual do Rio Doce, MG.

Os transectos a 12 e 82m da estrada da área 1, e o transecto à 152m da estrada da área 2, apresentaram maior número de espécies para cada uma

das áreas amostradas, observando-se padrões distintos de utilização do habitat (inferência por intervalo de confiança, $p < 0,05$, Figura 5B).

Os resultados para todas as espécies nas quais observou-se diferença significativa do índice de abundância entre as distâncias da estrada, sugerem que existe um efeito da borda sobre a intensidade de uso do habitat por mamíferos terrestres, provocado pela estrada, que atinge pelo menos 80 metros para dentro da floresta para a área 1, e 150 metros para a área 2.

3.3. Efeito da estrutura dendrométrica da vegetação

A variação dos dados dendrométricos das áreas 1 e 2, é apresentada na Tabela 3. A distância média das árvores até o centro do quadrante, CAP e a altura média dos indivíduos apresentaram diferenças significativas entre as duas áreas amostradas. As médias foram analisadas pelo Teste t-student para amostras independentes (ZAR, 1999).

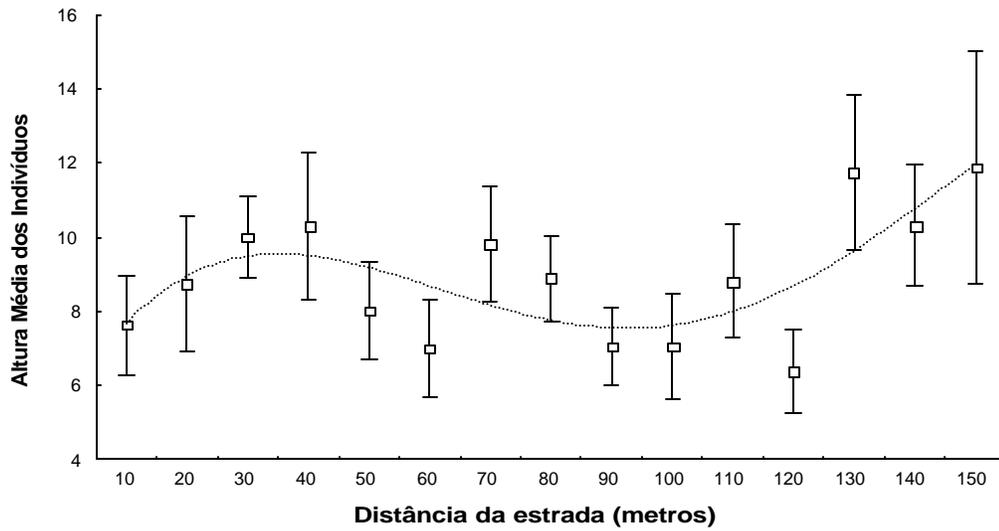
Tabela 3. Valores médios dos dados dendrométricos, obtidos através do método de pontos quadrantes, das duas áreas amostradas às margens da estrada da Ponte Queimada Parque Estadual do Rio Doce, MG.

Parâmetros	Área 1	Área 2	Valor de t	Prob.
Distância média	2,35	2,98	-3,80	< 0,01
CAP média	37,63	50,76	-2,41	0,02
Altura média	8,91	10,43	-2,24	0,03

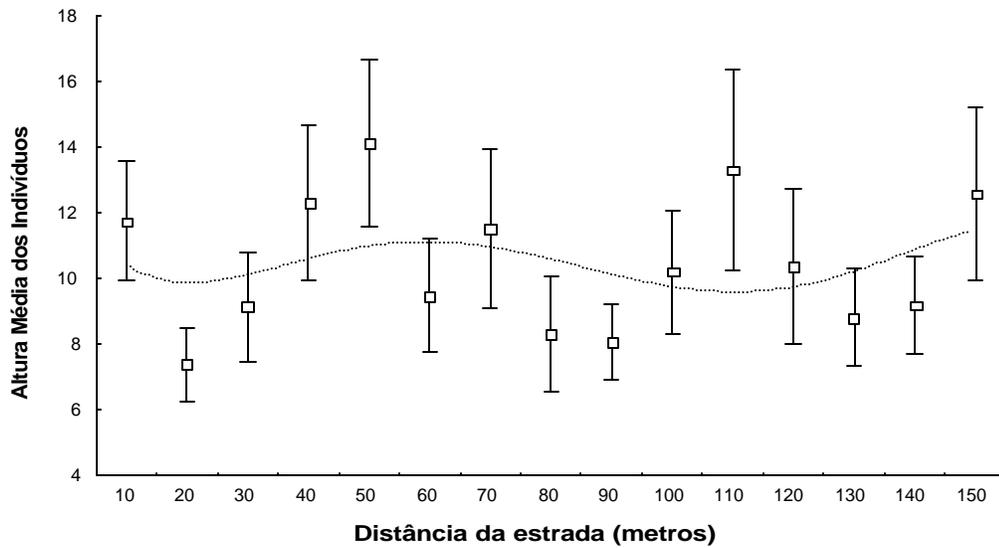
A área 2 apresentou os valores mais altos para todos os dados dendrométricos avaliados, apresentando floresta com dossel mais alto e árvores provavelmente mais velhas, visto que a circunferência média é maior do que a da área 1, e com distâncias entre árvores maiores, mostrando um estágio sucessional mais avançado quando comparado com o estágio da área 1. As Figuras 6A e 6B ilustram a variação dentro de cada área para a altura do dossel. As demais variáveis analisadas mostraram a mesma tendência de variação em relação às distâncias da estrada.

As curvas das Figuras 6A e 6B representam o ajuste médio para as variações das alturas dos indivíduos amostrados nas áreas. A área 1

apresenta um faixa de 8 a 10m de altura média até os 120m da borda, com posterior tendência de aumento da altura média do dossel. Já a área 2 apresenta uma faixa contínua até os 150m da borda, que varia entre 10 e 12m de altura média do dossel.



Figuras 6A. Curva da distribuição da altura dos indivíduos de porte arbóreo no gradiente borda para o interior da mata, do trecho da área 1 à margem da estrada da Ponte Queimada, interna ao Parque Estadual do Rio Doce, MG.



Figuras 6B. Curva da distribuição da altura dos indivíduos de porte arbóreo no gradiente borda para o interior da mata, do trecho da área 2 à margem da estrada da Ponte Queimada, interna ao Parque Estadual do Rio Doce, MG.

3.4. Atropelamento de animais silvestres

O monitoramento de campo, de janeiro a dezembro de 2000, revelou que o tempo de decomposição e/ou alimentação por outros animais pode ser tão rápido que registros são perdidos, levando à sub-estimativa da taxa de mortalidade por atropelamento, principalmente para espécies com menor tamanho corporal (e. g. *Sylvilagus brasiliensis*). Além disso, a estrada é de terra batida cascalhada, e quando o tráfego de veículos é intenso, a poeira que decanta nas margens da estrada impossibilita a visualização e identificação de animais mortos por atropelamento.

Alguns moradores da região admitem que, acidentalmente atropelam animais (*observ. pess.*) e logo os retiram da pista para evitar a constatação do fato pela administração do parque, o que indica desconhecimento da importância do registro do atropelamento. Eventualmente algum animal é recolhido por funcionários do parque, principalmente os de grande porte, e são conduzidos à sede administrativa para doações à instituições como museus e universidades da região. Os animais menores apenas são retirados da estrada e lançados para o interior da mata.

Foram registrados nove atropelamentos, entre eles sete mamíferos, no período de janeiro a dezembro de 2000: um jabuti (*Geochelone carbonaria*), um teiú (*Tupinambis teguixim*), quatro gambás (*Didelphis* spp.), um cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), um preá (*Cavia* spp.), uma paca (*Cuniculus paca*), e diversos répteis e anfíbios não contabilizados neste estudo. O índice de atropelamento para o período total de amostragem foi calculado em 0,75 atropelamentos/mês.

4. DISCUSSÃO

4.1. Parcelas de areia, probabilidade de encontro e intensidade de uso do habitat

Vale ressaltar que, este estudo é o primeiro trabalho realizado nesta unidade de conservação com este grupo de fauna, posterior ao trabalho de STALLINGS et al. (1991). Em razão do emprego de uma metodologia indireta de levantamento de fauna, optou-se pela não confirmação da ocorrência de *Galictis* spp. e *Conepatus chinga*, nos limites do PERD, sendo necessário a realização de levantamentos utilizando-se métodos diretos: registro visual em transectos lineares ou captura em armadilhas apropriadas. Entretanto, a presença de *Conepatus chinga*, se confirmada, indica que a estrada está atuando como corredor de fauna, facilitando inclusive, a invasão de espécies exóticas ao bioma Floresta Atlântica, provavelmente devido aos fortes impactos provocados no bioma Cerrado no Estado de Minas Gerais. O mesmo deve estar ocorrendo com *Chrysocyon brachyurus* (lobo-guará), que já foi avistado em fazendas do entorno do PERD.

Das espécies cujas pegadas puderam ser identificadas, a onçaparda (*Puma concolor*), o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*) e a anta (*Tapirus terrestris*), estão presentes no Livro Vermelho de Espécies Ameaçadas de

Extinção da Fauna do Estado de Minas Gerais, como espécies criticamente em perigo ou ameaçadas (MACHADO et al., 1998).

Os resultados para todas as espécies nas quais observou-se diferença significativa do índice de abundância entre as distâncias da estrada, sugerem que o efeito da borda da estrada atinge pelo menos 80m para dentro da floresta para a área 1, e 150m para a área 2. Algumas estimativas indicam que o efeito de borda pode desaparecer após os primeiros 50 m para o interior da mata (MURCIA, 1995), porém outras permitem concluir que os efeitos de borda podem ser detectados de 40 metros (KAPOS, 1989) a 500 metros (LAURANCE, 1989) distante da borda em direção ao interior da floresta. A diferença entre essas estimativas está relacionada à variável considerada em cada estudo, mas todas sugerem que a estrutura da vegetação é um importante fator para determinar o resultado final causado pela fragmentação. Para mamíferos terrestres de médio e grande porte não foram encontrados outros estudos que pudessem ser comparados com os resultados obtidos neste trabalho.

O efeito de borda detectado para as duas áreas provavelmente está mais relacionado com a composição e a estrutura da vegetação do que com as características bionômicas das espécies da mastofauna. Muitas das espécies registradas neste estudo utilizam estradas (*Tapirus terrestris*, *Leopardus wiedii*, *Eira barbara*, *Puma concolor*, *Panthera onca*, *Mazama americana* e *Procyon cancrivorus*), e não são tão sensíveis à sua presença, apesar de utilizarem estradas com menor frequência que o esperado (LINHART & KNOWLTON, 1975; VAN DYKE et al., 1986a; VAN DYKE et al., 1986b; FRITZEN et al., 1995). Contudo, a disponibilidade de recursos (forrageiras, sementes, frutos e carcaças de animais atropelados), pode ser um fator limitante à utilização da estrada pelas espécies de médios e grandes mamíferos, e esta seria uma provável explicação para as diferenças observadas.

Três hipóteses podem explicar diferenças de abundância entre as espécies em relação à distância da estrada. Por um lado a maior entrada de luz devido ao efeito de borda pode favorecer um incremento da produtividade primária e aumento da presença de espécies pioneiras no sistema

(BUDOWSKI, 1963; DENSLOW, 1980), inclusive espécies exóticas (TROMBULAK & FRISSELL, 2000). Estas plantas têm como estratégia a produção de ramos novos com grande rapidez e provavelmente palatáveis e de alto valor nutricional. Estas condições podem favorecer herbívoros que ali encontram recursos fartos. Da mesma forma, é possível que o aumento de produtividade reverta-se em um aumento de frutificação nestes sistemas, também afetando o uso desta área pela fauna.

A segunda hipótese é que nas áreas mais impactadas próximo à estrada, há uma maior oferta de gramíneas e, conseqüentemente, de grãos, que são recursos importantes para muitos pássaros, roedores e marsupiais generalistas. O aumento destas populações tende a ser rápido devido a suas características de história de vida (DE MARCO, 1999). A maior disponibilidade destas espécies na área pode afetar o uso, principalmente, por espécies carnívoras que as têm como presa.

A terceira situação está relacionada com a presença humana no interior do parque. Muitos animais são sensíveis ao contato humano, e o simples fato de pessoas e veículos transitarem livremente pelo parque, pode alterar os padrões de utilização da área para muitas espécies (e. g. *Mazama americana*, *Puma concolor*, *Panthera onca*, *Tapirus terrestris*). VAN DYKE et al. (1986b) detectaram alterações na frequência de uso de estradas, para *Puma concolor*, de até 50%, em razão do maior fluxo de veículos e pessoas. Apesar do requerimento de grandes áreas de vida (principalmente felinos), estes animais reagem negativamente à presença humana, alterando o comportamento natural da espécie e a intensidade com que usam o habitat.

Os dados deste estudo suportam apenas a primeira hipótese, já que a maioria das espécies que usou preferencialmente as áreas de borda da floresta foram as espécies herbívoras e onívoras. É possível que o efeito em populações de carnívoros demore mais tempo a ser notado devido a seus pequenos tamanhos populacionais; no entanto, a estrutura da borda da floresta na estrada estudada não indica um aumento tão grande de gramíneas exceto até poucos metros dentro da floresta, e aparentemente apenas uma espécie forrageira exótica obteve sucesso na colonização das margens (*Panicum maximum*). Este fenômeno pode não se manter no tempo, já que

alguns estudos têm demonstrado um aumento da mortalidade de árvores nas proximidades da borda (e. g. BROKAW, 1985), com conseqüente invasão de espécies exóticas (TROMBULAK & FRISSEL, 2000), e aumento na incidência de formação de clareiras no sistema à medida que o tempo passa (BROKAW, 1983, 1985; LOVEJOY et al., 1986; MURCIA, 1995).

Tanto presa como predador, demonstraram uma preferência pelas distâncias mais próximas à estrada na área 1, o que permite inferir que a fragmentação interna do ambiente pode estar promovendo um aumento na produção primária de plantas, atraindo maior número de espécies e indivíduos, e intensificando as relações interespecíficas entre as espécies listadas nesta área. Outro fato que reforça esta hipótese é o alto índice de abundância observado para aves terrestres nas duas áreas de estudo, que nidificam no solo, aumentando a oferta de recursos para animais onívoros e carnívoros.

Esta relação não foi observada na área 2, onde tanto presa como predador foram mais abundantes a maiores distâncias da estrada. A disponibilidade de água nos dois sistemas analisados também é diferente e pode estar influenciando no padrão de movimentação da fauna local. A área 2 é mais próxima da margem do Rio Doce e, é adjacente ao Rio Turvo, enquanto que a área 1 é distante 2 km do Rio Turvo. É provável que na área 2, a proximidade dos cursos d'água, possa estar atraindo mais a fauna e mascarando os resultados encontrados para as distâncias mais próximas à estrada. Da mesma maneira, é possível que a caça e outros impactos negativos provocados pela presença da estrada, e pela proximidade ao município vizinho ao PERD (Pingo D'água), estejam repelindo a fauna das distâncias mais próximas à margem e favorecendo a utilização dos habitats mais afastados da mesma.

4.2. Riqueza de espécies de mamíferos

As alterações ecológicas das margens são detectadas a dezenas ou até centenas de metros da estrada, geralmente exibindo baixas densidades e riqueza de espécies menor comparando-se com áreas controle (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992; FORMAN & ALEXANDER,

1998). Estas observações foram baseadas principalmente em estudos com aves e alguns mamíferos de regiões temperadas, sob forte influência de estradas pavimentadas, e espera-se que para algumas espécies de mamíferos tropicais este não seja, necessariamente, o efeito mais notado. Muitas espécies de médios e grandes mamíferos são frequentemente observadas em estradas, principalmente carnívoros, que necessitam de áreas de vida maiores (VAN DYKE et al., 1986a; VAN DYKE et al., 1986b). Contudo, os mesmos trabalhos mostraram que apesar destes animais utilizarem estradas, a intensidade com que usam o habitat modificado é menor do que a esperada.

Neste estudo, a riqueza de espécies foi relativamente alta, e para algumas espécies, a abundância relativa também foi elevada, principalmente para as espécies de médios mamíferos; cutia, paca, gambá e tapiti. Os altos valores de abundância relativa observados para cutia, por exemplo, se justificam pela não independência entre as parcelas de areia, o que significa que um indivíduo foi registrado em várias parcelas consecutivas, superestimando a abundância da espécie nas áreas amostradas. Neste caso, o registro de pegadas de cutias (método indireto) não apresenta uma relação linear com o tamanho real da população das áreas amostradas. Este problema pode ser solucionado aumentando a distância entre parcelas de 10 metros para 30 ou 50 metros (SCOSS & DE MARCO, 2000). É importante salientar que a independência ou não entre as parcelas de areia distribuídas em linha no interior de florestas está diretamente relacionada com o tamanho da área de vida das espécies de interesse que influencia a distância que deve ser adotada entre parcelas.

Para os mamíferos de grande porte, especialmente os carnívoros, a abundância relativa foi baixa, provavelmente devido a: i) baixas densidades populacionais; ii) populações pequenas ou em declínio; iii) área de amostragem pequena em relação ao tamanho da área de vida das espécies de maior porte, por exemplo, felinos; iv) tipo de isca utilizada, que provavelmente não foi eficiente na atração de todas as espécies; e v) pressão de caça na região, o que pode estar diminuindo os tamanhos populacionais de algumas espécies.

A diferença no número de espécies estimada para as áreas e entre os transectos de cada área, pode ser atribuída: i) às características dendrométricas da vegetação, que se mostrou mais homogênea para a área 2 e mais heterogênea para a área 1, formando um gradiente vegetacional da borda para o interior da mata, mais evidente para a área 1; ii) às características de cada trecho da estrada, que variaram entre as áreas amostradas, principalmente em relação à topografia da margem imediatamente oposta, que podem indicar reações comportamentais diferentes das espécies; e iii) ao acaso, em razão da não utilização de uma amostragem controle em áreas não afetadas pela estrada.

Entretanto, apenas as características dendrométricas não foram suficientes para explicar as diferenças de riqueza de espécies entre as distâncias da estrada. Não é possível determinar com clareza quais são os fatores que estão atuando nos dois trechos da estrada que expliquem as diferenças observadas. O fato é que os resultados suportam a hipótese de que a presença da estrada é uma fonte de variação que induz a utilização diferenciada do habitat pela fauna, especificamente a mastofauna. Os resultados para as guildas quando foram comparadas as estimativas de riqueza de espécies entre as duas áreas de estudo reforçam a hipótese de que a estrada provoca impactos sobre a mastofauna, afetando a composição de cada guilda e as relações na cadeia alimentar. MURCIA (1995) classifica este efeito chamando-o de efeito biológico indireto, que se manifestam nas relações interespecíficas entre as espécies.

Provavelmente, as espécies que utilizam mais a borda da mata na área 1 chegam até o transecto 2 (82m da estrada), mas não utilizam a área representada pelo transecto 3 (152m da estrada) (*Puma concolor*, *Sciurus aestuans*, *Cerdocyon thous*, *Eira barbara*, *Galictis* spp. e *Conepatus chinga*). O mesmo acontece com as espécies que utilizam mais a área representada pelo transecto 3, não chegando ao transecto 1 e 2 (e. g. *Cebus apella*). O mesmo ocorre na área 2, porém ao contrário. Algumas espécies que utilizam mais o transecto 3, provavelmente não chegam ao transecto 1 (*Sylvilagus brasiliensis*, *Cebus apella*, *Dasybus novemcinctus*, *Cerdocyon thous* e *Nasua*

nasua) e, as espécies que utilizam o transecto 1 não utilizam as distâncias mais afastadas da estrada (e. g. *Eira barbara*).

Esta observação indica que menos espécies ou indivíduos penetram na área 2 através da margem da estrada, o que pode ser resultado dos efeitos negativos que atuam repelindo algumas espécies da borda da estrada (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992; FORMAN & ALEXANDER, 1998). Por outro lado, principalmente os carnívoros e herbívoros, utilizaram mais as distâncias próximas à estrada na área 1, o que sugere que este trecho da estrada está atraindo estes dois grupos ecológicos. Com os dados deste trabalho não é possível detectar quais são os motivos tanto da atração de espécies para a área 1, como os que repelem os mamíferos das distâncias próximas à estrada na área 2.

Contudo, pode-se concluir, mais uma vez, que a presença da estrada interfere na utilização do habitat, tanto pela modificação do habitat original, como pelas características da própria estrada, que criam condições locais diferenciadas ao longo do seu trajeto, que determinam o uso do espaço entre as espécies de mamíferos.

Esta observação vem de encontro à hipótese de que determinadas espécies são mais sensíveis à presença da estrada do que outras, havendo um gradiente de uso em relação à distância da estrada, dependendo das características bionômicas de cada espécie e das características de cada tipo de ambiente. Além disso, outras variáveis devem estar influenciando a movimentação da fauna nas duas áreas analisadas. Por exemplo, o tapiti foi mais abundante nos três transectos da área 1 comparativamente com a área 2, fato este que pode estar relacionado com a maior disponibilidade de recursos, principalmente abrigo e alimentação, e menor pressão de predação, visto que a densidade relativa de potenciais predadores desta espécie foi menor nesta área. O contrário foi observado para as demais espécies que se mostraram mais abundantes na área 2 em relação à área 1, sendo este efeito mais evidente para cutia e nas faixas mais distantes da estrada.

As características da estrada, bem como as características de cada espécie de médio e grande mamífero, determinam se esta apresenta o comportamento de barreira, impedindo a dispersão, migração e troca genética

de algumas espécies, ou se atua como corredor, favorecendo a dispersão e movimentação de indivíduos. Todas estas características associadas e interdependentes, provavelmente determinam o número de espécies, a composição da fauna e a intensidade que cada espécie utiliza o habitat, neste caso a estrada e suas margens. É possível, que estes fatores também contribuam para a formação de um gradiente faunístico da margem da estrada (borda da mata) até o interior da mata. Espera-se que este gradiente seja diferente quando um dos fatores ou um conjunto deles forem alterados. A dinâmica deste sistema, impulsionada pela estrada, deve então determinar a intensidade com que cada espécie utiliza o ambiente.

No fluxograma a seguir (Figura 7), a permeabilidade da matrix inter-habitat está relacionada com a capacidade de cada espécie de usar a estrada ou atravessá-la de uma margem a outra, em todos os seus trechos, inclusive aqueles que apenas uma das margens é plana (permeável à entrada de indivíduos), sendo a outra margem, uma encosta (menos permeável), algumas chegando a medir mais de 10 m de altura (*observ. pess.*). Este fator deve ser considerado, pois pode ajudar a explicar a observação de um número maior de espécies nas primeiras distâncias da estrada (12 e 82m) para alguns trechos, onde esta característica de terreno é evidente.

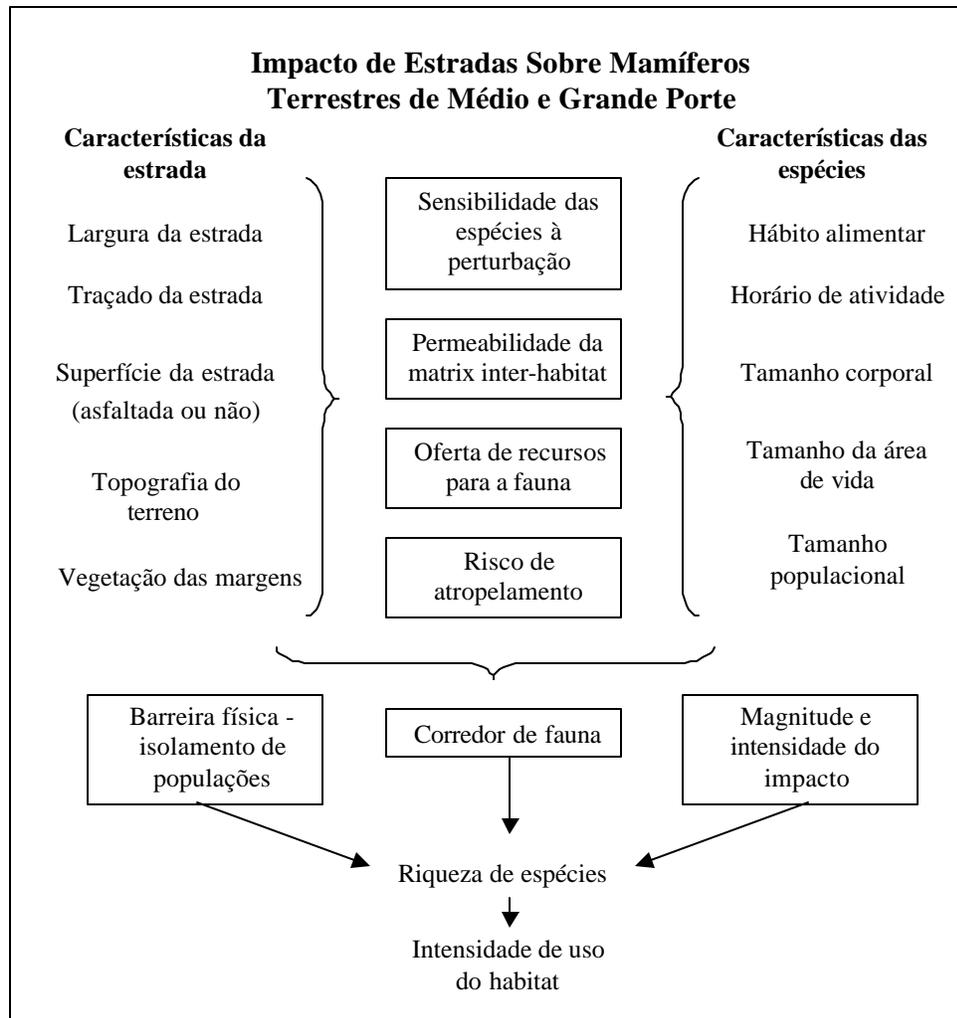


Figura 7. Fluxograma que ilustra a rede de interações que envolvem a questão de estradas inseridas em unidades de conservação e a mastofauna local.

Estradas podem ser vistas como uma zona de transição entre tipos vegetacionais, provocando o incremento de áreas de borda. Nestas áreas, são alteradas as condições microclimáticas, relações interespecíficas e especializações ecológicas que são relacionados como possíveis causas da sensibilidade de espécies à perturbação. Quanto maior a aversão de uma espécie a determinadas características de um habitat, menor é a capacidade desta espécie em explorar e descobrir uma nova fonte de recursos ou um novo habitat. Esta idéia foi sugerida por GREENBERG (1983; 1989) em trabalhos com aves. Contudo, pode ser aplicada às questões de impacto ambiental, inclusive quando da presença de estradas em unidades de

conservação, onde é de se esperar que hajam espécies mais sensíveis do que outras frente a uma fonte de perturbação.

Tanto a estrada como as áreas adjacentes (margens) são habitats alterados, e a extensão desta modificação foi chamada de zona de efeitos ecológicos causados por estradas (REIJNEN et al., 1995; FORMAN & ALEXANDER, 1998; FORMAN, 2000; FORMAN & DEBLINGER, 2000). O gradiente formado por esta zona deve estar relacionado com a intensidade de uso pela fauna das áreas afetadas por estradas, sendo a resposta ao gradiente, específica para cada espécie ou grupo ecológico.

4.3. Atropelamento de animais silvestres

O horário de atividade da maior parte dos mamíferos em fragmentos florestais é noturno ou crepuscular, onde o tráfego de veículo é reduzido ou nulo, fato este que pode explicar a baixa ocorrência de atropelamentos destas espécies na estrada do PERD. Densidades populacionais baixas e populações pequenas de grande parte da mastofauna ou em declínio, principalmente a de grande porte, também são fatores que influenciam o baixo índice de acidentes com a fauna no PERD.

Os dados referentes à mortalidade de mamíferos por atropelamento são subestimados, mas permitem inferir sobre o impacto direto causado pela estrada. O impacto é pequeno e não está comprometendo as populações mais afetadas, visto que estas são as espécies mais abundantes. Entretanto, FISCHER (1997) registrou para a BR-262, que atravessa o Pantanal sul-matogrossense até 3 mortes/dia, taxa esta considerada alta, mesmo para trechos de uma estrada fora do domínio de unidades de conservação. No PERD, a taxa de mortalidade por atropelamento foi de 0,75 animais/mês, o que no mínimo indica que: i) a mastofauna que utiliza a estrada está susceptível à morte por atropelamento, incluindo-se as espécies ameaçadas de extinção (*Panthera onca*, *Puma concolor*, *Tapirus terrestris* e *Leopardus wiedii*); e ii) o PERD, como outras unidades de conservação no Brasil, está sacrificando parte da sua habilidade de proteger espécies vulneráveis, correndo o risco de perdê-las por atropelamento.

A falta de um programa de monitoramento dos atropelamentos de animais silvestres na estrada interna ao PERD aliada a ausência de informações sobre abundância e/ou densidade destes animais no domínio do parque, são fatores que atuam no sentido oposto dos propósitos da criação de uma unidade de conservação de uso indireto. Dentre as principais vantagens de um programa tanto de monitoramento de atropelamentos como de estimativa do tamanho populacional pode-se citar: i) qualificar e quantificar o impacto direto da estrada sobre a fauna local; ii) prever situações onde espécies seriam excluídas do sistema (extinção local); iii) identificar a invasão de espécies exóticas ao parque e propor medidas apropriadas para o seu manejo; iv) planejar o manejo da unidade visando a adequação de técnicas de mitigação dos impactos ambientais sobre a fauna; e v) contribuir com informações essenciais à manutenção da diversidade biológica de remanescentes de Floresta Atlântica.

A "fauna de estrada" sugerida por FISCHER (1997), que são animais atropelados, pode servir como indicadora da diversidade de espécies local. O registro de acidentes com a fauna pode ser um bom indicativo de quais espécies frequentam a estrada, e a triagem dos animais atropelados pode servir para estudos de monitoramento das populações naturais. Além da biometria, sexagem, idade aproximada e coleta de ectoparasitas, é possível identificar em alguns casos o conteúdo estomacal, padrão de pelagem e estado de saúde do indivíduo, que apesar de morto, pode ser útil para a conservação da espécie.

A presença de estradas em unidades de conservação, sendo realmente necessárias, deve apresentar as características da estrada interna ao PERD. Pista não asfaltada, irregular, sinuosa e com baixo fluxo de veículos, são características desejáveis que podem diminuir o risco de acidentes com a fauna, evitando um dano maior para as populações já isoladas e provavelmente pequenas. Contudo, mesmo apresentando tais características, o atropelamento de um indivíduo pode representar para algumas espécies uma perda de 8 a 20% da população adulta que habita um parque (PÁDUA et al., 1995), aumentando o risco de extinção local dessas populações. Apesar de desejáveis, as características da estrada do PERD não

são suficientes para alertar e informar o turista ou usuário da estrada. Sendo assim, recomenda-se o uso de placas de trânsito e placas informativas sobre os riscos de acidentes com a fauna ao longo de todo o percurso da estrada da Ponte Queimada, e a adoção imediata de um programa de monitoramento incluindo estimativas do tamanho populacional das espécies de mamíferos, principalmente as ameaçadas de extinção.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Com base nos resultados alcançados, extraíram-se as seguintes conclusões:

- ✓ não foi possível avaliar se a estrada atua como barreira para algumas espécies, isolando populações, contudo, os efeitos da fragmentação interna manifestaram-se pela existência de habitats de borda no interior da unidade, aumentando a vulnerabilidade do Parque Estadual do Rio Doce;
- ✓ a presença da estrada exerce efeito sobre a intensidade de uso do habitat por mamíferos de médio e grande porte, criando um gradiente de uso do espaço borda-mata, que é diferente de acordo com características da estrada, das espécies e guildas que a utilizam e da vegetação que compõem suas margens;
- ✓ a presença da estrada afeta a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte que utilizam suas margens, indicando que algumas espécies são atraídas e outras repelidas em função do tráfego de veículos e permeabilidade das margens da estrada;
- ✓ a taxa de mortalidade por atropelamento de mamíferos deve ser diminuída e medidas preventivas devem ser adotadas pela administração da unidade;

- ✓ o fechamento da estrada, após uma Avaliação Ecológica Rápida que considere também outros elementos da fauna e flora, deve ser uma alternativa de manejo visando à preservação da biota do PERD;
- ✓ recomenda-se a adoção imediata de um programa de monitoramento de longa duração que envolva tanto a fauna atropelada na estrada como uma estimativa do tamanho das populações naturais com o objetivo de conservar e manter a rica diversidade biológica encontrada no PERD.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BECKER, M. & DALPONTE, C. J. **Rastros de mamíferos silvestres brasileiros: um guia de campo**, 1991. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 181p.
- BIERREGAARD, R. O. Jr.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; SANTOS, A. A. & HUTCHINGS, R. W. The Biological Dynamics of Tropical Rainforest Fragments: A prospective comparison of fragments and continuous forest. **BioScience**, v.42, n.11, p.859-866. 1992.
- BROKAW, N. V. L. Treefalls, frequency, timing and consequences. In: LEIGH, E. G. JR.; RAND, A. S. & WINDSOR, D. M. (Eds.). **The Ecology of a Tropical Forest. Seasonal Rhythms and Long Term Changes**, 1983. Oxford: Oxford University Press. p.101-108.
- BROKAW, N. V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. **Ecol.**, v.66, p.682-687. 1985.
- BUDOWSKI, G. Forest succession in tropical lowlands. **Turrialba**, v.13, n.1, p.42-44. 1963.
- CHIARELLO, A. G. Density and population size of mammals in remnants of brazilian atlantic forest. **Conserv. Biol.**, v.14, n.6, p.1649-1657. 2000.
- COLWELL, R. K. **ESTIMATE S (version 6.0 b1.) - Statistical estimation of species richness and shared species from samples**, 2000. University of Connecticut. (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>).
- COTTAM, G. & CURTIS, J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecol.**, v.37, n.3, p.451-60. 1956.
- CULLEN, L. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil**. Gainesville, FL: University of Florida, 1997. 144p. Thesis of Master of Arts - University of Florida, 1997.

- DE MARCO, P. JR. **Considerações sobre um mamífero esférico: modelos de simulação baseados no indivíduo aplicados à dinâmica de metapopulações.** Campinas: UNICAMP, 1999. 133p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, 1999.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rain forest. **Biotr.**, v.12 (suplemento), p.47-55. 1980.
- DE STEVEN, D. & PUTZ, F. E. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. **Oikos**, v.43, p.207-216. 1984.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. Contemporary neotropical defaunation and the forest structure, function, and diversity - a sequel to John Terborgh. **Conserv. Biol.**, v.4, p.444-447. 1990.
- DIRZO, R. & MIRANDA, A. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of possible consequences of contemporary defaunation. In: Price, W. P.; Lewinsohn, T. M.; Fernandes, G. W. & Benson, W. W. **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**, 2, 1991. New York: John Wiley & Sons, Inc. p. 273-87.
- EMMONS, L. H. Comparative feeding ecology of felids in a Neotropical rainforest. **Behav. Ecol. Soc.**, v.20, p.45-64. 1987.
- EMMONS, L. H. **Neotropical rainforest mammals: a field guide (2^a ed.)**, 1997. Chicago: University of Chicago Press. 307p.
- FARIA, H. H. & MORENI, P. D. C. Estradas em unidades de conservação: impactos e gestão no Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2, 2000, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2000. p. 761-769.
- FISCHER, W. A. **Efeitos da Br-262 na mortalidade de vertebrados silvestres: síntese naturalística para a conservação da região do Pantanal, MS.** Campo Grande: UFMS, 1997. 44p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas - Ecologia) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 1997.
- FONSECA, G. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. **Biol. Conserv.**, v.34, p.17-34. 1985.
- FONSECA, G. A. B., HERMMANN, G.; LEITE, Y. L. R.; MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B. & PATTON, J. L. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. **Conserv. Biol.**, v.4 (occasional papers), p.01-38. 1996.
- FORMAN, T. T. R. Estimate of the area effected ecologically by the road system in the United States. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.31-35. 2000.
- FORMAN, T. T. R. & ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v.29, p.207-231. 1998.

- FORMAN, T. T. R. & DEBLINGER, D. R. The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban highway. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.47-56. 2000.
- FRITZEN, D. E.; LABISKY, R. F.; EASTON, D. E. & KILGO, J. C. Nocturnal movements of white-tailed deer: implications for refinement of track-count surveys. **Wildl. Soc. Bull.**, v.23, n.2, p.187-193. 1995.
- GODINHO, A. L. **Peixes do Parque Estadual do Rio Doce**, v.1, 1996. (1ª.Ed.). Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas / Universidade Federal de Minas Gerais. 48p.
- GREENBERG, R. The role of neophobia in determining the degree of foraging specialization in some migrant warblers. **Am. Nat.**, v.122, p.444-453. 1983.
- GREENBERG, R. Neophobia, aversion to open space, and ecological plasticity in song and swamps sparrows. **Can. J. Zool.**, v.67, p.1194-1199. 1989.
- GULHUIS, J. P. **Vegetation Survey on the Parque Florestal Estadual do Rio Doce - MG - Brazil**. Wageningen: AUW, 1986. 86p. Dissertação (Mestrado). Agricultural University of Wageningen, Holanda, 1986.
- HELTSHE, J. F. & FORRESTER, N. E. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, v.39, p.1-11. 1983.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **J. Trop. Ecol.**, v.5, p.173-185. 1989.
- LATINI, A. O. 2001. **O efeito da introdução de peixes exóticos nas populações nativas de lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, MG**. Belo Horizonte: UFMG, 2001. 62p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.
- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. **Biol. Conserv.**, v.57, p.205-219. 1989.
- LAURANCE, W.F. & BIERREGARD, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 615p.
- LEITÃO FILHO, H. F.; PAGANO, S. N.; CÉSAR, O.; TIMONI, J. L.; RUEDA, J. J. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. São Paulo: editora da UNESP, Campinas: editora da UNICAMP. 1993. 184p.
- LINHART, S. B. & KNOWLTON, F. F. Determining the relative abundance of coyotes by scent station lines. **Wildl. Soc. Bull.**, v.3, n.3, p.119-124. 1975.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O. JR.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S. JR.; POWELL, A. H.; POWELL, G. N. V.; SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé M. E. **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**, 1986. Sunderland, Mass.: Sinauer Associates. p.257-285.

- MACHADO, A. B. M.; FONSECA, G. A. B.; MACHADO, R. B.; AGUIAR, L. M. S. & LINS, L. V. **Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais**, 1998. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 608p.
- MAGRO, T. C. **Avaliação da qualidade de habitat faunístico pela análise de bordas**. Viçosa: UFV, 1988. 95p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa. 1988.
- MARTINS, S. V. & RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Rev. Bras. Bot.**, v.22, n.3, p.405-412. 1999.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **T. Ecol. Evol.**, v.10, p.58-62. 1995.
- NIMER, E. O modelo de zonas de vida de Holdridge; conceito e procedimentos metodológicos fundamentais. **Cadernos de Geociências** (Rio de Janeiro), p.33-44. 1989.
- NOVELLI, R.; TAKASE, E. & CASTRO, V. Estudo das aves mortas por atropelamento em um trecho da Rodovia BR 471, entre os distritos da Quinta e Taim, Rio Grande do Sul. **Rev. Bras. Zool.**, v.5, n.3, p.441-454. 1988.
- PÁDUA, C.V.; CULLEN, L. JR. & PÁDUA, S. E. A pole bridge to avoid primate kills. **Neotr. Prim.**, v.3, n.1, p.13-15. 1995.
- QUINTELA, C. E. An SOS for Brazil's beleaguered Atlantic Forest. **Nat. Cons. Mag.**, v.40, n.2, p.14-19. 1990.
- REIJNEN, R.; FOPPEN, R.; TER BRAAK, C. & THISSEN, J. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. **J. Appl. Ecol.**, v.32, p.187-202. 1995.
- SCHONEWALD-COX, C. & BUECHNER, M. Park protection and public roads. In: FIELDER, P. L. & JAIN, S. K. (Eds.). **Conservation Biology - The Theory and practice of nature conservation, preservation and management**, 1992. London: Chapman and Hall. p.375-395.
- SCOSS, L. M. & DE MARCO, P. JR. Avaliação metodológica do uso de pegadas de mamíferos em estudos de biodiversidade. In: VI Congresso e Exposição Internacional sobre Florestas – FOREST, 2000. **Anais...** Rio de Janeiro: Instituto Ambiental Biosfera, 2000. p.457-459.
- SNEDECOR, G. W. & COCHRAN, W. G. **Statistical methods**, 1980. Iowa: The Iowa State University Press. 507p.
- SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica**, 1993. São Paulo: SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais.
- STALLINGS, J. R.; FONSECA, G. A. B.; PINTO, L. P. S.; AGUIAR, L. M. S. & SÁBATO, E. L. Mamíferos do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, v.7, n.4, p.663-677. 1991.

- TERBORGH, J. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. **Conserv. Biol.**, v.2, p.402-403. 1988.
- TERBORGH, J. The role of field predators in Neotropical forests. **Vida Silvestre Neotropical**, v.2, n.2, p.3-5. 1990.
- TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotr.**, v.24, n.2b, p.283-292. 1992.
- TROMBULAK, C. S. & FRISSEL, A. C. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conserv. Biol.**, v.14, n.1, p.18-30. 2000.
- VAN DYKE, F. G.; BROCKE, R. H. & SHAW, H. G. Use of Road Track Counts as Indices of Mountain Lion Presence. **J. Wildl. Manage.**, v.50, n.1, p.102-109. 1986a.
- VAN DYKE, F.G., BROCKE, R. H.; SHAW, H. G.; ACKERMAN, B. A.; HEMKER, T. H. & LINDZEY, F. G. Reactions of mountain lions to logging and human activity. **J. Wildl. Manage.**, v.50, p.95-102. 1986b.
- WILSON, D. E.; COLE, F. R.; NICHOLS, J. D.; RUDRAN, R. & FOSTER, M. S. **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals**, 1996. Washington: Smithsonian Press. 409p.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**, 1999. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N. J. 929p.

CONCLUSÕES FINAIS

As duas áreas não apresentam as mesmas características topográficas tanto de traçado da estrada, quanto de declividade do terreno, principalmente em relação à margem oposta à instalação das grades. A margem oposta da área 1 é uma encosta recortada, enquanto o terreno onde as parcelas de areia foram instaladas é plano, seguindo o nível da estrada até os 200m para dentro da floresta. Já a topografia da margem oposta da área 2 (Campolina), é a mesma observada no local onde as parcelas de areia foram instaladas (terreno plano), até o encontro com o Rio Doce, que faz o limite leste do PERD. Partindo-se do pressuposto de que a margem imediatamente à frente da área analisada apresenta estrutura física diferente, e que esta é uma fonte de troca de indivíduos entre as duas margens, espera-se que o incremento de indivíduos de espécies de mamíferos seja menor na área 1, comparativamente à área 2. Os resultados das estimativas de riqueza de espécies para cada área reforçam esta hipótese.

É possível que a área 1 seja mais representativa do padrão de movimentação da mastofauna em áreas onde apenas uma das margens é permeável o suficiente para abrigar os indivíduos que utilizam a estrada como recurso. A porosidade ou permeabilidade referida neste trabalho indica que a margem apresenta condições físicas e estruturais compatíveis com as habilidades das espécies de mamíferos, que em momentos de alerta, podem

se refugiar no sentido da margem. Na impossibilidade de se refugiarem aleatoriamente para uma das duas margens da estrada, a única margem receptível à entrada de indivíduos é utilizada, podendo ser esta uma das causas da maior riqueza de espécies nas distâncias mais próximas da estrada neste local, suportando os resultados deste trabalho.

Na área 2, onde as duas margens apresentam compatibilidade em relação à declividade do terreno (plano em ambas as margens), os indivíduos podem se refugiar de carros, pessoas, predadores ou simplesmente ocupar novas áreas de vida (dispersão de indivíduos) dos dois lados. Se isso ocorre aleatoriamente, é possível supor que a riqueza de espécies nas distâncias mais próximas à estrada neste local seja menor do que a observada na área 1, onde os animais que frequentam a estrada só tem uma opção e obrigatoriamente devem usar mais este espaço. Na área 2, a estrada está influenciando a utilização do habitat diferentemente em relação à área 1, sendo os efeitos de borda e ecológicos provocados pela estrada mais notados neste trecho, o que pode estar repelindo a mastofauna para distâncias mais afastadas da estrada.

Outro fator que pode ter influenciado os resultados deste estudo é que a área 2 (Campolina) é o local mais visitado por pesquisadores de diversas áreas do conhecimento e, tanto a presença como a intensidade de uso desta área para pesquisa, podem estar influenciando o padrão observado de utilização do habitat por espécies de médios e grandes mamíferos. Além dos impactos gerados pela estrada, a constante presença humana no local pode estar repelindo a mastofauna para maiores distâncias da estrada.

Sabe-se que é bastante comum o uso de áreas mais abertas como estradas e trilhas por predadores, pois estes deixam à vista suas marcações de território. Este fato pode ser comprovado com a observação de pegadas de *Puma concolor* (onça-parda), *Leopardus wiedii* (gato-maracajá), *Panthera onca* (onça-pintada) e *Procyon cancrivorus* (mão-pelada), estas duas últimas registradas apenas no leito da estrada, indicando que estas espécies, bem como outras também identificadas no leito da estrada, utilizam a origem do distúrbio. Vários autores concordam com esta observação e afirmam que algumas espécies, principalmente carnívoras, utilizam pequenas distâncias de

estradas e faixas de vegetação paralelas a estas para forragear, em locais onde o tráfego de pessoas e veículos é pequeno.

Espécies carnívoras se deslocam mais e requerem maiores áreas de vida, o que provavelmente interferiu na estimativa do índice de abundância destas espécies no sistema de amostragem proposto por este estudo, não permitindo um número suficiente de registros para uma discussão mais apropriada sobre o padrão de distribuição dessas espécies.

O método das parcelas de areia se mostrou rápido e eficiente para estimar a riqueza de espécies de mamíferos que frequentam a estrada que corta o Parque Estadual do Rio Doce. Além disso, a utilização deste método permitiu a proposição de um programa de monitoramento da riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte, às margens da estrada da Ponte Queimada (PERD). Este programa é de fácil aplicação no campo e poderá ser útil na detecção de alterações na riqueza de espécies de mamíferos que utilizam a estrada e seu entorno, além de permitir o monitoramento do status da mastofauna do PERD. Comparado a outros métodos, principalmente os métodos diretos de observação de fauna, o método das parcelas de areia se mostrou barato e de rápida aplicação no campo.

Os resultados deste estudo suportam os argumentos de vários autores e indicam que a presença da estrada da Ponte Queimada: i) altera o ambiente físico das margens, tornando-as habitats de borda; ii) modifica o comportamento animal em função de características tanto da estrada e da vegetação das margens desta, quanto das espécies de mamíferos que a utilizam; iii) provoca efeitos de borda, tanto efeitos abióticos como biológicos indiretos; iv) atua como corredor favorecendo a invasão de espécies exóticas; e v) provoca a perda de indivíduos de diversas espécies da fauna por atropelamento.

Os resultados deste estudo não permitiram a indicação direta de medidas que possam amenizar os impactos ambientais provocados pela estrada, mas indicam claramente que a estrada é uma área que pode fornecer informações importantes sobre a biota do PERD. A instalação de redutores de velocidade, placas de sinalização, maior fiscalização e monitoramento do

número e frequência de atropelamentos, devem ser medidas consideradas no plano de manejo da unidade e adotadas com rigor.

Por fim, recomenda-se a adoção imediata de um programa de monitoramento dos atropelamentos de animais na estrada interna ao PERD, e do tamanho populacional de espécies de mamíferos, principalmente as ameaçadas de extinção. A partir das informações geradas através do programa de monitoramento das populações naturais será possível indicar medidas de manejo apropriadas à preservação das espécies e à manutenção da integridade biológica do Parque Estadual do Rio Doce.