

JOÃO BOSCO GONÇALVES DE BARROS

ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA ONÇA PARDA (*Puma concolor* Linnaeus, 1771) NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE (PERD) E ENTORNO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO (PESB), MINAS GERAIS

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

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2009

JOÃO BOSCO GONÇALVES DE BARROS

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA ONÇA PARDA (*Puma concolor
linnaeus*, 1771) NO PARQUE ESTADUAL DO RIO DOCE (PERD) E
ENTORNO DO PARQUE ESTADUAL DA SERRA DO BRIGADEIRO (PESB),
MINAS GERAIS**

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

APROVADA: 27 de fevereiro de 2009.

**Prof. Fabiano Rodrigues de Melo
(coorientador)**

Prof. Sérgio Luis Pinto da Mata

Prof. Rômulo Ribon

Prof. José Domingos Guimarães

**Prof. Tarcízio Antônio Rêgo de
Paula (Orientador)**

Aos meus amados pais, minha fonte de incentivo, apoio, amor e constante aprendizado para a vida.

AGRADECIMENTOS

Aos meus queridos pais, por acreditarem e confiarem em mim, até o último segundo! Realmente, não tenho palavras para expressar com clareza minha gratidão por tudo que fizeram. Muito obrigado! Amo os dois!

Ao meu irmão Wanderbilt e família (“Os Queixo-duro”) pelo incentivo de sempre.

À minha irmã Monique e família (“Os Pituchos”) pelo apoio prestado.

À minha esposa Juliana, presente em tudo que faço. Sem você, não sou ninguém! Te amo! E que venham “Os Topetes”...!

Às minhas sobrinhas: Maria Eduarda (Pitucha), Iasmim (Iaiá) e Ana Carolina (Aninha) por existirem e alegrarem minha vida!

Aos meus amigos caninos que já se foram ao longo desta caminhada: Bianca e Teco. Minha gratidão pelos anos de companhia que alegraram minha vida...E também, ao meu companheiro remanescente Bonno!

Aos sempre amigos, Júlio e Priscila, pelo companheirismo e amizade. E eu ainda não conheci meu “*brotherzinho*” Artur!

Aos meus amigos, Mafia e Ítalo: mesmo distantes se fazem presentes. Obrigado pelo apoio.

À Universidade Federal de Viçosa, em particular aos professores e funcionários do Departamento de Veterinária, pelos anos de acolhimento e aprendizado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo fornecimento de bolsa de estudo durante o Curso.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG, pela aprovação e financiamento do projeto (Protocolo CVZ 374/2006).

Ao Professor e amigo Tarcízio Antônio Rego de Paula (“Homi”), pela orientação eficiente, amizade, compreensão, paciência e, sobretudo, por acreditar em mim e me dar liberdade de executar algo em que acredito.

Ao CETAS/UFV, Centro de Triagem de Animais Silvestres da Universidade Federal de Viçosa, na pessoa de seu Responsável Técnico, Professor Tarcízio Antônio Rego de Paula, pelo suporte logístico/financeiro ao longo do projeto.

Ao amigo e “irmão mais velho” Fabiano (Bião): acima de tudo Zé, obrigado pela sua sempre dedicada atenção, carinho e paciência. Você sempre correspondeu acima de qualquer expectativa. Só tenho a lhe agradecer *brother!* Tenha meu sincero reconhecimento e gratidão. Estaremos sempre juntos, se Deus quiser!

Ao Professor e amigo Sérgio Luis Pinto da Matta, do Laboratório de Biologia Estrutural do Departamento de Biologia Geral da UFV: muito obrigado pela sempre pronta disponibilidade em ajudar e pelos conselhos que sempre me foram úteis.

Aos Professores do Setor de Morfologia do Departamento de Veterinária, Cláudio César Fonseca e Marco Túlio David das Neves (*in memoriam*), pelo incentivo, confiança e experiências transmitidas.

Ao funcionário e amigo do Setor de Morfologia do Departamento de Veterinária, Luciano, pela essencial ajuda na confecção das gaiolas de captura e por estar sempre pronto à me auxiliar. Valeu demais Lu!

Ao Centro de Estudos Ecológicos e Educação Ambiental – CECO, Carangola/MG, nas pessoas de seu Presidente, Professor Fabiano Rodrigues de Melo, Vice-Presidente Professor Braz Cosenza, e pesquisadores: Áquila Oliveira, Fernanda Tabacow e Carla Possamai, que tanto colaboraram na logística para a realização deste estudo.

À Sociedade de Investigações Florestais – SIF, na pessoa do Professor Ismael Eleotério Pires, pelo apoio prestado.

Ao amigo Leandro Moraes Scoss, por toda disposição em colaborar (e muito!) no projeto. Seja a campo, seja com as armadilhas fotográficas, seja nas análises dos dados, sempre prestativo, e eu admiro isto. Espero um dia poder retribuir. Obrigado!

Ao Instituto Estadual de Florestas – IEF de Minas Gerais, pela liberação da licença para pesquisa na Unidade de Conservação.

Às Gerências dos Parques Estaduais do Rio Doce e da Serra do Brigadeiro, respectivamente, ao Sr. Marcus Vinícius e Sr. José Roberto pela receptividade e extremo apoio prestados.

À Gerência de Projetos e Pesquisas – GPROP do Instituto Estadual de Florestas – IEF de Minas Gerais, nas pessoas de Janaína Aguiar e Denize Fontes.

Aos funcionários do IEF do Parque Estadual do Rio Doce e do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, pela disponibilidade e dedicação em ajudar durante as campanhas de campo, com doses de bom humor e amizade.

Ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, pela liberação da licença para captura e manejo dos animais.

Ao amigo e colega Daniel Ambrósio da Rocha Vilela, por estar sempre presente e pronto a ajudar. Apesar de ser especialista em captura de muriquis...

À Regina e Tarczinho, pelos momentos compartilhados.

À amiga e colega Professora Flaviana Lima Guião Leite, por sempre estar disposta a ajudar, colaborando sempre que requisitada para somar conhecimentos à minha formação.

À querida Rosi da Secretaria de Pós Graduação do Departamento de Veterinária da Universidade Federal de Viçosa, por estar sempre pronta a auxiliar e resolver “pepinos” para nós! Você é 100%.

Ao meu grande amigo (“cabra macho”) Luiz Carlos Chierogatto: cidadão, você simplesmente não existe! Sou muito grato por conhecê-lo e ter a satisfação de desfrutar de sua valiosa amizade. Se Deus quiser, um dia trabalharemos juntos!

Aos colegas de Pós Graduação: Thyara, Antônio Carlos (Carlão), Marcos e Eduardo Ávila, pela ajuda, amizade e convivência sadia.

Aos colegas do CETAS que me surgiram como equipe de apoio no projeto, Gediendson (Gê) e Rafael (Mãozinha/Popó).

A todos aqueles que, direta ou indiretamente, colaboraram para a realização deste estudo.

BIOGRAFIA

JOÃO BOSCO GONÇALVES DE BARROS, filho de Antônio Alberto Alessandro de Barros e Maria Auxiliadora Gonçalves de Barros, nasceu em 07 de outubro de 1976, em Viçosa-MG.

Em dezembro de 1992, concluiu o Ensino Fundamental pela Escola Normal Nossa Senhora do Carmo, em Viçosa-MG.

Em março de 1993 iniciou os estudos do Ensino Médio no Colégio Universitário (COLUNI/UFV-MG). Em 1996 terminou os estudos pelo Colégio Anglo de Viçosa-MG.

Em fevereiro de 1999 ingressou no Curso de Medicina Veterinária pelo Centro Universitário da Fundação de Ensino “Octávio Bastos”, em São João da Boa Vista-SP, onde em dezembro de 2003 graduou-se nesta Instituição.

Em agosto de 2004, ingressou no Programa de Pós-graduação em Medicina Veterinária, nível de mestrado, com área de concentração em Morfologia, junto ao Departamento de Veterinária da Universidade Federal de Viçosa-MG, finalizando o Curso em dezembro de 2005.

Em fevereiro de 2006, em continuidade na mesma Instituição e Departamento, iniciou os estudos de doutorado.

CONTEÚDO

RESUMO	ix
ABSTRACT	xi
1. Introdução Geral	01
1.1 O Bioma Mata Atlântica.....	02
1.2 As Unidades de Conservação (UCs): PERD e PESB	04
1.3 Os grandes carnívoros e a conservação da biodiversidade.....	08
1.4 A onça parda ou suçuarana (<i>Puma concolor</i>)	09
1.5 Ferramentas de monitoramento e estudo de fauna.....	12
1.5.1 Armadilhas fotográficas e o método “captura-recaptura”.....	12
1.5.2 Rádio telemetria aplicada à conservação.....	17
1.5.3 Coleta e avaliação de sêmen em carnívoros.....	21
Referências bibliográficas	25
CAPÍTULO I: Estimativa populacional de felinos de médio e grande porte na região sul do Parque Estadual do Rio Doce – MG.....	34
Resumo	34
Introdução	34
Material e Métodos	36
Resultados	39
Discussão	44
Referências bibliográficas	47
CAPÍTULO II: Análise preliminar da área de uso através de monitoramento por rádio telemetria de exemplar de onça parda (<i>Puma concolor</i>) reintroduzido no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – MG	51
Resumo	51
Introdução	51
Material e Métodos	53
Resultados	54
Discussão	56
Referências bibliográficas	58

CAPÍTULO III: Protocolo para coleta e avaliação do sêmen de onças pardas (<i>Puma concolor</i>) em cativeiro	60
Resumo	60
Introdução	60
Material e Métodos	62
Resultados	63
Discussão	66
Referências Bibliográficas	69
CONCLUSÕES GERAIS	72

RESUMO

BARROS, João Bosco Gonçalves de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2009. **Ecologia e conservação da onça parda (*Puma concolor* Linnaeus, 1771) no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) e entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Minas Gerais.** Orientador: Tarcízio Antônio Rêgo de Paula. Coorientadores: Sérgio Luis Pinto da Matta e Fabiano Rodrigues de Melo.

Com a crescente fragmentação da Mata Atlântica, maior bioma brasileiro ameaçado, o entendimento do comportamento de espécies-chave de grande porte como a onça parda (*Puma concolor*), torna-se importante para elaboração de estratégias de conservação. Neste sentido, os objetivos deste estudo foram avaliar o status de conservação da espécie e de outros felinos de maior porte na região sul do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Marliéria-MG; acompanhamento por técnica de rádio telemetria, de exemplar macho subadulto de onça parda re-introduzido no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Araponga-MG; e coleta e avaliação do sêmen de exemplares de *P. concolor* em condições de cativeiro, a fim de se fornecer dados preciosos em programas de reprodução assistida em espécies sob risco de extinção. Foram utilizados 8 pontos de amostragem no PERD, durante 120 dias (960 armadilhas-noite), em uma área aproximada de 1 km², objetivando o levantamento da população de felinos de médio e grande porte. Os dados foram analisados quanto ao modelo de heterogeneidade para populações fechadas no *software* CAPTURE[®]. A estimativa para densidade de *L. pardalis*, *P. concolor* e *P. onca* foram, respectivamente: 6,75 – 4,75 – 2,87. O monitoramento de um exemplar macho no PESB foi de 110 dias onde o mesmo foi realizado de forma aleatória, com intervalos descontínuos, para se evitar dependência entre localizações consecutivas. Os dados preliminares do acompanhamento, por rádio telemetria, sugerem que a área de uso provisória utilizada por este espécime seja de, aproximadamente, 26 km². Esta configura como o menor índice já descrito para a espécie. No entanto, deve-se ressaltar a importância deste monitoramento básico, visto a incipiência do comportamento de um felino de grande porte re-introduzido

em habitat natural após longo período em cativeiro. Amostras de sêmen de cinco onças pardas provenientes de cativeiro foram coletadas por eletroejaculação para análise da qualidade e motilidade espermáticas. Os valores médios encontrados para volume total (ml), concentração espermática (10^6 /ml) e o total de espermatozóides por ejaculado (10^6) foram, respectivamente: 0,43, 165,0 e 75,2 apresentando ampla variação individual. A motilidade e vigor espermáticos não apresentaram grande variação individual. No entanto, assim como outros parâmetros, apresentaram grande variação quando comparadas com as demais espécies de felinos selvagens já estudadas.

ABSTRACT

BARROS, João Bosco Gonçalves de, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February 2009. **Ecology and conservation of cougar (*Puma concolor*, Linnaeus, 1771) in Rio Doce and Serra do Brigadeiro State Parks**. Advisor: Tarcízio Antônio Rêgo de Paula. Co-Advisors: Sérgio Luís Pinto da Matta and Fabiano Rodrigues de Melo.

Due to high degradation of the Atlantic Forest in the last two centuries, nowadays this is the largest threatened Brazilian Biome. The comprehension of the behavior of key-species of large mammals species like the cougar (*Puma concolor*), becomes important for elaboration of conservation strategies. We evaluated the conservation status of this species and of other large felids in the southern portion of the Rio Doce State Park (RDSP), in Marliéria, Minas Gerais. Also, we collected data about one subadult male of cougar reintroduced in the Serra do Brigadeiro State Park (SBSP), in Araponga, MG, using radio tracking; and, finally, we evaluated semen samplings of captive specimens of *P. concolor*. Eight sampling points of camera traps were used in RDSP, for 120 days (960 trap-nights), in an approximate area of 1 km². The data were analyzed as for the heterogeneity model for closed populations in the software CAPTURE[®]. The estimates for density of *L. pardalis*, *P. concolor* and *P. onca* were, respectively, 6.75 – 4.75 – 2.87. The monitoring of the male cougar in SBSP lasted for about 110 days, in which the individual was accompanied randomly, at irregular intervals, to avoid dependence among consecutive locations. The preliminary data for radio tracking suggest that the home range used by this specimen is, approximately, 26 km². It configures the smallest range described already for this species. However, the relevance of this result should be seen with caution due to the possible unusual behavior of a large cat re-introduced in a natural habitat after long period in captivity. Samples of semen of five cougars in captivity were collected by electroejaculation for analysis of the sperm quality and mobility. The medium values found for total volume ejaculated (ml), sperm concentration (10⁶/ml) and the total of spermatozoids per ejaculate (10⁶) were, respectively, 0.43, 165.0 and 75.2. The mobility and status did not present significant individual variation. However, as well as

other parameters, they presented great differences when compared to data from other species of wild felines.

1. Introdução Geral

Com a crescente fragmentação da Mata Atlântica, maior bioma brasileiro ameaçado, o entendimento do comportamento de espécies de grande porte como a onça parda (*Puma concolor*) em áreas pequenas, torna-se importante para elaboração de estratégias de conservação (Cullen et al., 2001).

Carnívoros, sobretudo os grandes felinos, tendem a ocupar grandes áreas de vida para atender suas necessidades e, com isso, tornam-se extremamente vulneráveis em situações de redução e fragmentação de áreas naturais (Sutherland, 2000; Pinto et al., 2006). Reduzidas à pequenas populações isoladas, algumas espécies ficam mais suscetíveis a processos de perda de diversidade genética e eventos ambientais e demográficos, comprometendo sua viabilidade em longo prazo (Eizirik, 1996). Ao mesmo tempo, muitas destas espécies, como a onça parda, são fundamentais e insubstituíveis em importantes processos ecológicos (espécies-chave), e sua ausência ou escassez pode causar danos irreversíveis ao ecossistema onde ocorrem (Caughley & Sinclair, 1994; Sutherland, 2000; Ray et al., 2005).

No entanto, ainda sabe-se pouco sobre os requerimentos de área de grandes felinos neotropicais, uma vez da dificuldade de estudá-los em condições naturais, visto que uma das características básicas do sucesso dos felinos como predadores é justamente sua capacidade de evitar ser detectado por suas presas (Crawshaw Junior, 1995). Este mesmo motivo, aliado à baixa densidade populacional em que ocorrem, dificultam o estudo destas espécies sem o auxílio de técnicas de armadilhamento fotográfico (*camera trap*) e de rádio telemetria (Tomas & Miranda, 2003; Jacob & Rudran, 2003). Esta última envolve a dificuldade de captura em armadilhas iscadas para colocação de rádio-colar, visto a necessidade de contenção farmacológica segura (tanto para o animal quanto para a equipe de captura) com equipamentos adequados como projetores remotos de dardos anestésicos (Mangini & Nicola, 2003).

Adicionalmente, pesquisas envolvendo a reprodução de carnívoros selvagens, sobretudo grandes felinos, devem ser conduzidas (Wildt et al., 1987) em virtude da perda de habitat e do isolamento geográfico, que por sua vez ocasionam homogeneidade genética, tendo como consequência direta, o aumento de anormalidades espermáticas e o desbalanceamento endócrino de hormônios reprodutivos (Wildt et al., 1995).

O presente estudo objetiva realizar a descrição da morfologia espermática de *Puma concolor* em cativeiro; avançar no conhecimento da ecologia da espécie por meio de levantamento da densidade em que ocorre, bem como de outras espécies de felinos de maior porte em áreas do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), Marliéria – MG; avaliar o comportamento territorial de exemplar de onça parda após soltura, no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Araponga – MG, fornecendo nestes contextos, informações aplicáveis em programas de conservação e proteção da vida silvestre.

1.1. O Bioma Mata Atlântica

Em virtude de sua riqueza biológica e níveis de ameaça, a Mata Atlântica, ao lado de outras 33 regiões localizadas em diferentes partes do planeta, é apontada como um dos *hotspots* mundiais, ou seja, uma das prioridades para conservação de biodiversidade em todo o mundo (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2005). A Mata Atlântica apresenta grandes variações no relevo, nos regimes pluviométricos e nos mosaicos de unidades fitogeográficas, as quais contribuem para a vasta biodiversidade encontrada neste bioma (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

Reduzida a menos de 8% de sua extensão original, a devastação da Mata Atlântica é o reflexo da ocupação territorial e da exploração desordenada dos recursos naturais (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2008). Os sucessivos impactos resultantes de diferentes ciclos de exploração, da concentração de população e dos maiores núcleos urbanos e industriais, levaram a uma drástica redução na cobertura vegetal natural, que resultou em paisagens hoje, fortemente dominadas pelo homem (Mittermeier et al., 2005). Informações estas, pontuais e concretas para as

regiões metropolitanas do Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP) e Vitória (ES), que apresentaram um aumento expressivo nos últimos três anos do desmatamento da Mata Atlântica (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2008).

A dinâmica da destruição na Mata Atlântica, acelerada ao longo das últimas três décadas, resultou em alterações severas nos ecossistemas que compõem o bioma, especialmente pela perda e fragmentação de habitats (Hirota, 2003). De acordo com Fonseca et al. (1997), ainda não ocorreram muitas extinções na Mata Atlântica, provavelmente porque os efeitos da fragmentação não se fazem notar de imediato e ainda permitem algum nível de intercâmbio de indivíduos entre diferentes comunidades e, desta forma, mantêm uma fração significativa da diversidade original (Ribon et al., 2003).

As implicações da fragmentação florestal e, conseqüentemente, da perda de habitat, sobre a Mata Atlântica ainda necessitam de melhor entendimento. Estudos sobre fauna, neste sentido, concentram-se em sua maioria em aves e pequenos mamíferos (Chiarello, 1999; Ribon et al., 2003; Pardini, 2004). No entanto, de acordo com Grelle et al. (1999), constata-se que não somente estas, além daquelas com maior requerimento de área de vida, como os carnívoros, respondem muito rapidamente à dinâmica de fragmentação e, por isso, compõem hoje um conjunto significativo de táxons altamente ameaçados e com necessidade de proteção urgente em Unidades de Conservação (UCs). As regiões onde se concentram as maiores áreas de remanescentes de Mata Atlântica estão, usualmente, associadas às atuais UCs de proteção integral (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2008).

Apesar da perda expressiva de habitat, a Mata Atlântica ainda abriga uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil, com altíssimos níveis de endemismo. Fato este que corrobora para o elevado grau de ameaça que sofrem estas populações (Valladares-Pádua et al., 2002).

O futuro da Mata Atlântica certamente dependerá do manejo de espécies e ecossistemas, a fim de se garantir a proteção de sua biodiversidade em longo prazo (Fonseca, 1985). No entanto, a conservação e a recuperação deste *hotspot* constituem um grande desafio, visto que as estratégias, ações e intervenções necessárias, esbarram em dificuldades impostas pelo nível do conhecimento atual sobre o funcionamento dos seus

ecossistemas, em um ambiente sob forte pressão antrópica, marcado pela complexidade nas relações sociais e econômicas (Myers et al., 2000).

1.2. As Unidades de Conservação (UCs): PERD e PESB

A destruição e a degradação dos ambientes naturais em todo mundo, induzem a que milhares de espécies estejam em processo de extinção. Alguns ambientes estão sob sério risco, com a maior parte de sua cobertura original já destruída (Myers et al., 2000), e a maior parcela da biodiversidade pode não ser capaz de sobreviver sem efetiva proteção (Bruner et al., 2001).

A criação de áreas protegidas ou Unidades de Conservação (UCs) atendem, de alguma forma, à necessidade de se conservar amostras de ambientes naturais que, de outra forma, estariam sujeitos à degradação ambiental (Rodrigues & Oliveira, 2006). Segundo Shafer (1990), a melhor forma para se preservar exemplares dos diversos ecossistemas, terrestres e aquáticos, bem como das comunidades bióticas dos quais fazem parte, ainda é a criação de Unidades de Conservação. Entretanto, o processo de criação de UCs, na maioria das vezes, resulta em sistemas de parques e reservas naturais altamente isolados ou apenas parcialmente representativos (Soulé & Terborgh, 1999).

Ainda que os primeiros parques brasileiros tenham sido estabelecidos em 1937, as últimas duas décadas têm atestado uma explosão no número de UCs (Rylands & Brandon, 2005). No ano de 2000, estabeleceu-se um sistema formal e unificado para Unidades e Conservação Federais, Estaduais e Municipais: o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que institui doze categorias de UCs (MMA, 2002), divididas em dois grandes grupos com características específicas: UCs de Proteção Integral, que têm como objetivo básico a preservação e permitem a utilização apenas indireta dos recursos naturais. Englobam parques nacionais (PN), parques estaduais (PE), estações ecológicas (Esec), reservas biológicas (Rebio), refúgio da vida silvestre (RVS) e Monumento Natural, em qualquer dos níveis, federal, estadual ou municipal; e UCs de Uso Sustentável, que visam compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais e, englobam, áreas de proteção ambiental (APA), florestas

nacionais (FN), florestas estaduais, reservas particulares do patrimônio natural (RPPN), reservas extrativistas (RESEX) e reserva de desenvolvimento sustentável (RDS).

Assim sendo, os Parques (como é o caso dos Estaduais) têm a finalidade de proteger toda a biodiversidade regional, porém são particularmente importantes para a conservação de algumas espécies que, em algumas paisagens, dificilmente encontrariam possibilidade de sobreviver sem essas áreas protegidas (Rodrigues & Oliveira, 2006). Por outro lado, o tamanho da UC traz conseqüências diretas para a conservação de animais que requerem grandes áreas de vida, como os carnívoros (Santos & Câmara, 2002).

Neste contexto, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), localizado no Estado de Minas Gerais (Figura 1), sob administração do Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG), é caracterizado pela grande variedade de lagos e lagoas e se encontra delimitado pelos municípios de Ipatinga, Coronel Fabriciano, Timóteo, Marliéria e Pingo D'água, onde se localizam as sedes das siderúrgicas ACESITA S/A (associada ao grupo Arcelor Mittal Inox Brasil), CENIBRA (Celulose Nipo-Brasileira S/A) e USIMINAS (Usinas Siderúrgicas de Minas Gerais S/A), caracterizando a região como "Vale do Aço" (Scoss et al., 2004).

Apesar do limite com regiões densamente povoadas e industrializadas (como o município de Ipatinga), é uma das principais reservas de proteção à biodiversidade do estado, constituindo o maior fragmento contínuo protegido de Mata Atlântica, com área aproximada de 36.000 ha, abrigando grande variedade da fauna e flora endêmicas (Scoss, 2002).

O Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), também localizado no Estado de Minas Gerais (Figura 2) e assim como o PERD, está sob administração do Instituto Estadual de Florestas (IEF-MG).

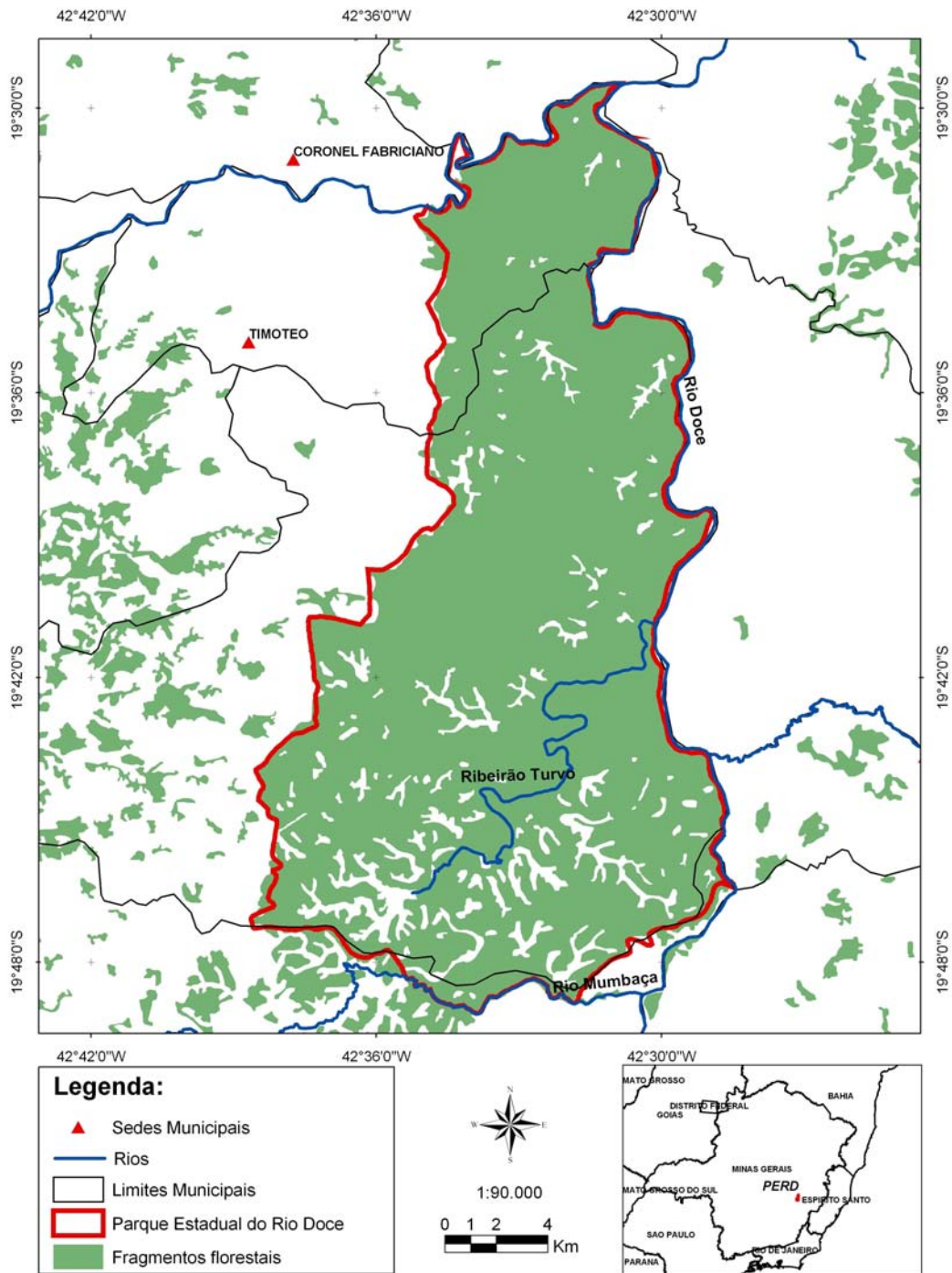


Figura 1 – Mapa de localização do Parque Estadual do Rio Doce.

O PESB é caracterizado por uma paisagem dominada por picos, montanhas e vales e é delimitado por vários municípios: Araponga, Fervedouro, Miradouro, Ervália, Sericita, Pedra Bonita, Muriaé e Divino. A Unidade de Conservação detém cerca de 15.000 ha e, além de possuir uma grande variedade de flora, é também um refúgio de muitas espécies da fauna ameaçadas de extinção (Feio, 2008).

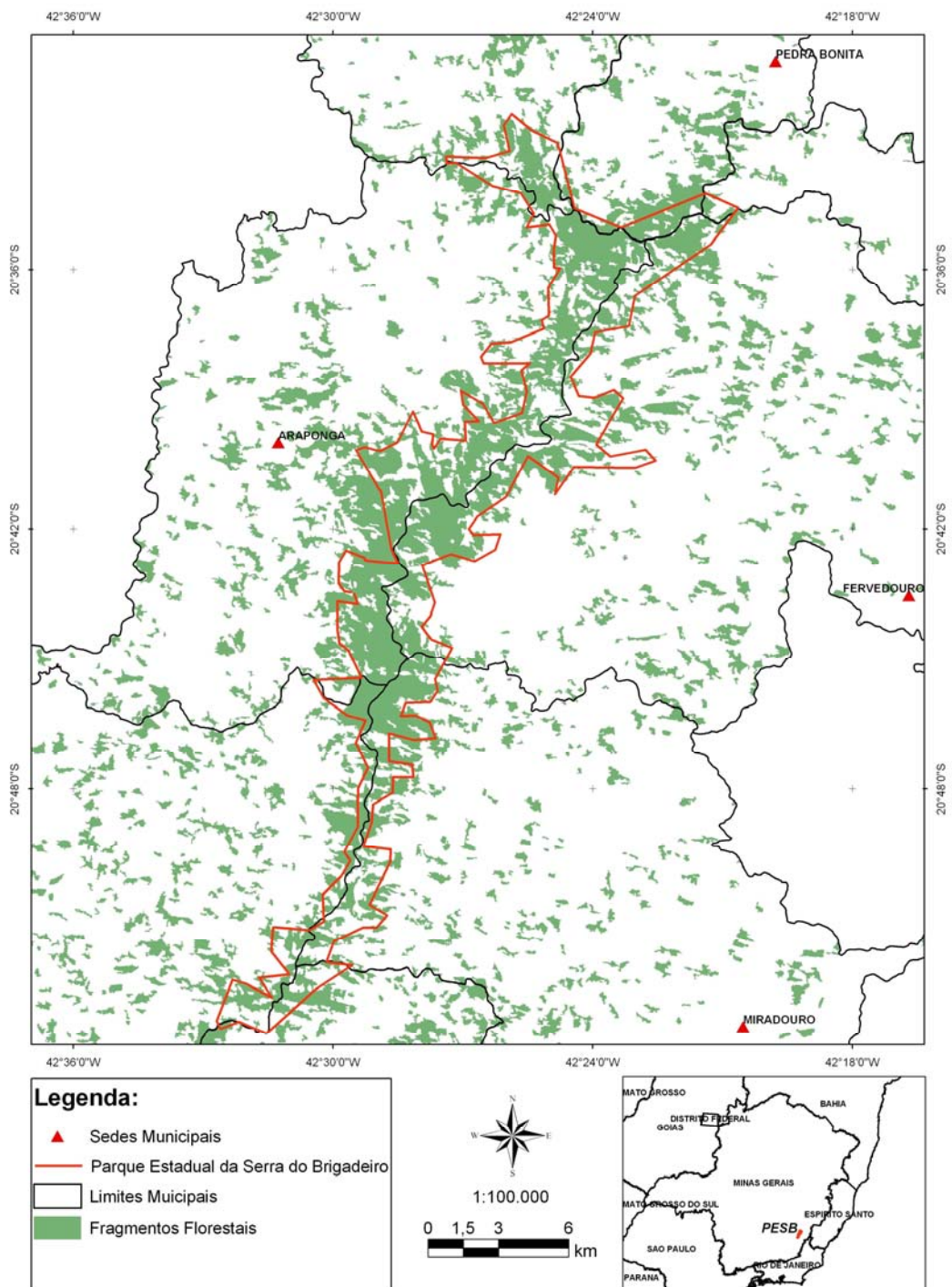


Figura 2 – Mapa de localização do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro.

1.3. Os grandes carnívoros e a conservação da biodiversidade

Uma das conseqüências da falta de monitoramento e manejo em reservas naturais é a redução de contingente populacional de certas espécies, grupos taxonômicos ou funcionais (Jacob, 2002). Espécies que exigem grandes áreas de uso ou dependem de recursos muito particulares, são normalmente as mais afetadas por este processo (Cullen et al., 2001; Cleverger & Waltho, 2005). Reduzidas a pequenas populações isoladas, tais espécies são mais suscetíveis a processos de perda de diversidade genética e eventos estocásticos (ambientais e demográficos), comprometendo sua viabilidade em longo prazo (Meffe & Carroll, 1994). Ao mesmo tempo, muitas destas espécies são fundamentais e insubstituíveis em importantes processos ecológicos (espécies-chave) e sua ausência ou escassez pode causar danos irreversíveis ao ecossistema em que ocorrem (Redford & Feinsinger, 2001; Sutherland, 2000).

Emmons (1988) sugere que a ausência de predadores resulta em densidades menos homogêneas de espécies-presa, e que este desequilíbrio apresenta conseqüências particularmente graves, se ocorrer com aquelas espécies que desempenham processos ecológicos importantes no consumo e dispersão de sementes específicas. Pode haver aumento da quantidade de determinadas espécies-presa em detrimento de outras do mesmo sistema. Da mesma forma, Janzen (1978) sugere que a extinção de predadores pode afetar a estrutura arbórea das florestas, devido ao aumento populacional de certos herbívoros.

Pela sua posição no topo da cadeia alimentar, os predadores naturais são, geralmente, animais de grandes proporções físicas e baixas densidades populacionais, subsistindo de uma parcela da energia total disponível nos ecossistemas (Vidolin, 2004). Dentre os predadores terrestres de topo de cadeia, a família Felidae é a mais especializada nos mecanismos de detecção e captura de presas (Kitchener, 1991). Sua fisiologia extremamente adaptada à digestão de carne impossibilita suas espécies de complementar a dieta com matéria vegetal, como seus parentes próximos na Ordem Carnivora (cães, lobos, ursos, entre outros). Tal grau de especialização coloca a conservação de felinos em situação ainda mais

delicada, tornando-os dependentes de um estoque suficiente de presas para sua subsistência (Jacob, 2002).

Sunquist & Sunquist (1989) afirmam que o grau de adequação de habitat para felinos é largamente determinado, não somente pela dimensão da área, mas também pela disponibilidade de presas. De fato, mesmo em UCs, a limitação espacial impõe limites aos seus números populacionais. Estudos sobre carnívoros apontam que algumas espécies de maior porte vivem em áreas consideravelmente grandes: 30 km² para onças pardas e até 160 km² para onças pintadas no bioma Cerrado (Silveira, 2004).

Desta forma, por sua importância ecológica e situação de risco, associado ao carisma e fascínio que exercem sobre o homem, os felinos são muitas vezes colocados no centro das atenções dos esforços da comunidade científica conservacionista. No entanto, a dificuldade de estudá-los em condições naturais apresenta-se como forte obstáculo para sua efetiva conservação. Uma das características básicas para o sucesso dos felinos como predadores, reside no fato de sua capacidade de evitar ser detectado por suas presas (Crawshaw Junior, 1995). Este mesmo motivo, aliado à baixa densidade populacional em que normalmente ocorrem, dificulta o estudo de muitas espécies (Jacob & Rudran, 2003).

1.4. A onça parda ou suçuarana (*Puma concolor*)

É o felino de maior área de distribuição no continente americano (Figura 3), ocorrendo do oeste do Canadá ao extremo sul do continente sul-americano e por todo o Brasil (Nowak, 1999; Oliveira & Cassaro, 2005). Está presente em todos os biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado, Caatinga, Pantanal, Mata Atlântica e Campos Sulinos) e possui adaptação a diversos tipos de ambientes e climas, de desertos quentes aos altiplanos andinos e florestas tropicais e temperadas, tanto em áreas de vegetação primária quanto secundária (Logan & Sweenor, 2001; Silva et al., 2004).

No Brasil, a onça parda constitui a segunda maior espécie de felino, com comprimento total variando de 155,4 a 169,9 cm e peso corporal de 22,0 a 70,0 kg quando adulto. É um animal de conformação delicada e alongada, o que lhe proporciona muita agilidade, sendo capaz de saltar a

alturas superiores a 5,0 m (Margarido & Braga, 2004; Oliveira & Cassaro, 2005).

De hábitos solitários, formando pares apenas em época reprodutiva, possui atividades crepusculares e noturnas (Nowak, 1999; Silveira, 2004). São predadores oportunistas, de dieta composta basicamente por mamíferos de médio porte, como porcos-do-mato (*Tayassu pecari* e *Tayassu tajacu*), veados (*Mazama* spp.), paca (*Cuniculus paca*), quati (*Nasua nasua*) e capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*). No entanto, há registros de predação de presas menores, como pequenos mamíferos, aves e répteis, peixes e invertebrados (Emmons, 1987; Romo, 1995; Nunez et al., 2000; Crawshaw & Quigley, 2002; Rocha-Mendes, 2005). Animais adultos de grande porte como anta (*Tapirus terrestris*), bovinos e eqüinos, dificilmente são atacados, mas o mesmo não acontece aos seus filhotes (Hornocker, 1970; Iriarte, et al., 1991).

Onças pardas após abaterem um animal, cobre o restante da carcaça com folhas e galhos para voltar a alimentar-se nos dias subseqüentes, caso não tenha sucesso em encontrar outra presa (Nowak, 1999; Oliveira & Cassaro, 2005).

Emmons (1987) pesquisou o uso de hábitat pelas onças pintada (*Panthera onca*) e parda no Peru, onde ambas as espécies foram visualizadas praticamente com a mesma freqüência em áreas de floresta. Porém, a freqüência de observação da onça pintada nas margens de rios ou lagos foi muito maior que a parda (36% e 7%, respectivamente).

As principais ameaças à sobrevivência da onça parda são ações antrópicas diretas como a caça predatória, e outras ações indiretas como a alteração de habitats que tem como conseqüência a redução da disponibilidade de suas presas potenciais (Nowak, 1999; Indrusiak & Eizirik, 2003; Oliveira & Cassaro, 2005).



Puma concolor

range type

- native (resident)
- native (breeding)
- native (non breeding)
- reintroduced
- introduced
- origin uncertain
- possibly extinct
- extinct

- national boundaries
- subnational boundaries
- lakes, rivers, canals
- salt pans, intermittent rivers

data source:
IUCN (International Union for Conservation of Nature)



azimuthal equal area central point: 0°, 0°

map created 10/03/2008

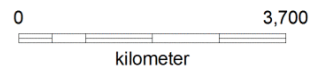


Figura 3 – Distribuição latitudinal e longitudinal de *Puma concolor* nas Américas. (Fonte: IUCN, 2008)

A onça parda é classificada como vulnerável no Estado de Minas Gerais (Chiarello et al., 2008) e na Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de

Extinção (para as duas subespécies brasileiras: *Puma concolor capricornensis* e *Puma concolor greeni* (Machado et al., 2005), quase ameaçada na Lista Vermelha da *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN, 2008) e ainda, citada no Apêndice I da *Convention on International Trade in Endangered Species* (CITES, 2006).

1.5. Ferramentas de monitoramento e estudo de fauna

1.5.1 Armadilhas fotográficas e o método “captura-recaptura”

A estimativa de tamanho de populações é de importância central no manejo e conservação de fauna (Tomas & Miranda, 2003). Segundo Mourão & Magnusson (1997), os levantamentos populacionais podem ser ferramentas auxiliares na definição dos propósitos de manejo de populações silvestres. Estes permitem, de acordo com Caughley & Sinclair (1994), o tratamento de populações pequenas ou em declínio, visando aumentar sua densidade e/ou área de distribuição e, ainda, o tratamento de populações com densidade e/ou taxa de crescimento inaceitavelmente elevado, visando estabilizar ou reduzir sua densidade.

A maioria das espécies de mamíferos carnívoros são animais de hábitos crípticos, além de serem crepusculares ou noturnos, tornando-se de difícil observação em condições naturais (Wilson & Delahay, 2001). Estas mesmas espécies apresentam, via de regra, densidades baixas, resultando em levantamentos, baixo ou virtualmente nenhum encontro (Duckworth, 1998). Neste contexto, outro problema comum seria resultante da baixa probabilidade de captura e recaptura, seja porque a espécie em questão evita artefatos de pesquisa (por exemplo, as gaiolas ou armadilhas de captura) ou porque, em algumas espécies, a captura provoca algum tipo de resposta comportamental, reduzindo substancialmente as chances de recaptura do mesmo indivíduo (Tomas & Miranda, 2003). Estes tipos de problemas geram estimativas de pouca precisão e requerem formas de detecção adequadas para contornar estas limitações.

A maioria dos levantamentos populacionais de felídeos e de carnívoros de uma forma geral baseia-se em observações indiretas

(pegadas, tocas, fezes), seja para determinar a distribuição espacial de uma espécie (presença/ausência) ou para estimar a abundância-relativa (por exemplo, número de pegadas ou fezes por km percorrido). Embora esta técnica seja bastante utilizada como índice de abundância ou frequência de ocorrência, não é adequada para obtenção de estimativas acuradas de abundância ou densidade (Gese, 2001; Karanth et al., 2003; Tomas et al., 2006).

Neste sentido, o equipamento fotográfico (*camera trap* – Figura 4 e 5) surge como alternativa viável de levantamento de parâmetros populacionais. A *camera trap* consiste, basicamente, de uma câmera fotográfica comum de filme, fotômetro com disparo de *flash*, foco, avanço do filme automático e um sistema disparador com sensor de raios infravermelhos (RIV), capazes de detectar calor corporal irradiado e movimentos relativos ao fundo de dispersão dos RIV.

As câmeras são equipadas com impressão de dia e hora em que cada foto foi tirada, sendo possível monitorar os horários de atividades das espécies registradas. Esta tecnologia constitui um recurso que recentemente vem sendo utilizado por pesquisadores para responder questões ecológicas, podendo ser manipulado em estimativas de tamanho populacional, no estudo de uso de habitats e também para avaliação de períodos de atividades de espécies (Nascimento et al., 2004). As datas e os horários são essenciais para determinar o evento de captura individual. Cada período de 24 horas é considerado um evento diferente, de modo que as fotos de um indivíduo flagrado em um mesmo dia são consideradas como uma única captura.

A técnica de armadilhas fotográficas permite que indivíduos de espécies que possuem marcas naturais (por exemplo, rosetas em onça pintada e jaguatirica) possam ser identificados (Karanth, 1995). As espécies que não possuem manchas naturais, como a onça parda, deverá ser identificada por outros tipos de parâmetros, tais como dimorfismo sexual, intensidade de coloração (mais escuras/claras) em regiões peculiares do corpo e ainda, cicatrizes ou feridas ocasionais. Uma série de trabalhos e recomendações para uso de *camera trap* associadas aos modelos de captura-recaptura para estimar o tamanho populacional de felídeos vem

sendo realizados: tigres (Karanth et al., 2004), leopardo-das-neves (Jackson et al., 2005), onça pintada (Maffei et al., 2004; Soisalo & Cavalcanti, 2006; Salom-Perez et al., 2007), onça parda (Kelly et al., 2008) e jaguatirica (Jacob, 2002; Dillon, 2005; Haines et al., 2006a).



Figura 4 – Armadilha fotográfica (*camera trap*), modelo Tigrinus[®], instalada em árvore, a cerca de 50 cm do solo.

Métodos de captura-recaptura têm sido desenvolvidos e aplicados para grande quantidade de espécies de animais e situações, haja vista que sua base conceitual e estatística é relativamente robusta e bastante adequada à maioria dos casos. E, em algumas situações, tornam-se a única alternativa viável para se obter estimativas de tamanho populacional (Tomas & Miranda, 2003).



Figura 5 –(A) Armadilha fotográfica instalada em área de estudo no PERD;
 (B) Fotografia remota de exemplar de *Puma concolor*;
 (C) Fotografia remota de *Leopardus pardalis*;
 (D) Fotografia remota de exemplar de *Panthera onca*.

O estimador mais simples de captura-recaptura é o de Lincoln-Peterson e baseia-se em duas ocasiões de captura (Fernandez, 1995):

$$N = \frac{n_1 * n_2}{m_2}$$

Onde:

N = estimativa do tamanho da população

n_1 = nº de animais capturados e marcados em uma primeira ocasião

n_2 = nº de animais capturados em uma segunda ocasião

m_2 = nº de animais capturados marcados na segunda ocasião

A acurácia deste estimador depende de premissas (Tomas & Miranda, 2003), tais como que a população em estudo terá que ser considerada fechada (não ocorrem mortes, nascimentos, imigração ou emigração entre a primeira e segunda amostragem) e que a chance de captura na segunda ocasião seja a mesma para todos os indivíduos presentes na população (marcados e não marcados). A partir dos estimadores de Lincoln-Peterson, vários métodos mais sofisticados foram desenvolvidos para populações fechadas sujeitas a mais de duas ocasiões de amostragem (Otis et al., 1978). Todos os modelos propostos para populações fechadas estão inseridos no *software* de livre acesso CAPTURE[®] (Rexstad & Burnham, 1991). Neste programa há um método para seleção do modelo que mais se ajusta aos dados coletados.

Basicamente, três principais modelos foram desenvolvidos, considerando variações na probabilidade de captura: **Mt (temporal)**: onde as probabilidades de captura variam com o tempo, para todos os indivíduos na população, ao longo do período de amostragem. Entretanto, as probabilidades de captura são iguais para todos os indivíduos; **Mb (comportamental)**: onde as probabilidades de captura variam devido a respostas comportamentais à captura. Há dois tipos: animais já capturados podem ter maior ou menor capturabilidade do que os não capturados anteriormente (repulsão ou atração, respectivamente); **Mh (heterogeneidade)**: onde as probabilidades de captura variam dentro de uma população de acordo com característica dos indivíduos (heterogeneidade entre sexos, idades, status social, etc.). Cada animal tem uma probabilidade única de captura, a qual permanece constante ao longo do estudo (Tomas & Miranda, 2003).

De certa forma, o modelo para densidade ou para estimativa de populações fechadas que mais se insere na realidade das populações de animais, é o modelo heterogêneo (Mh), ou seja, as probabilidades de captura variam dentro de uma população de acordo com característica dos indivíduos (heterogeneidade entre sexos, idades, status social), onde cada animal tem uma probabilidade única de captura a qual permanece constante ao longo do levantamento (Thompson et al., 1998).

Em relação ao esforço amostral em delineamentos com *camera trap*, por exemplo, em um armadilhamento fotográfico de sete noites consecutivas, cada noite representará uma amostra ou “ocasião de amostragem”, ou várias noites combinadas poderão ser tratadas como uma amostra (Karanth et al., 2003). À partir dos dados amostrados, elabora-se um histórico de capturas fotográficas, constituído de uma matriz ocasiões \times indivíduos, onde será atribuído o valor de “1” para o evento de captura ou recaptura, de determinado indivíduo em uma dada ocasião e “0” para a ausência de captura. Desta matriz formada, estima-se a abundância de uma determinada espécie para uma área amostral (Jacob, 2002).

Como já visto, uma premissa crítica ao se utilizar modelos de população fechada, é justamente que a população esteja demograficamente estável (sem emigrações/imigrações nem nascimentos/mortes) durante o período de levantamento (Tomas & Miranda, 2003). Portanto, o ideal seria realizar o levantamento populacional em apenas uma noite, mas isto não seria viável (Karanth et al., 2003).

Sendo os felídeos animais com expectativa de vida razoavelmente longa, o período de amostragem da grande maioria dos estudos utilizando armadilhas fotográficas, é de cerca de 60 a 120 noites, assumindo que durante este período as chances de violação da premissa de população fechada seja mínima ou nula (Tomas & Miranda, 2003).

1.5.2. Rádio telemetria aplicada à conservação

Historicamente, há aproximadamente 40 anos a técnica de rádio telemetria vem permitindo à pesquisadores obterem preciosas informações sobre a ecologia e o comportamento de populações silvestres, sem estarem obrigatoriamente em contato com os indivíduos estudados (Le Munyan et al., 1959; Eliassen, 1960).

A partir de uma amostra representativa de determinada população em estudo, com um conjunto de localizações coletadas ao longo de um gradiente temporal, para cada indivíduo marcado com rádio-transmissor, pode-se buscar padrões de movimentação, territorialidade e utilização de recursos, bem como avaliar parâmetros demográficos, tais como densidade,

sobrevivência e dispersão de uma determinada espécie (Jacob & Rudran, 2003). A rádio telemetria permite ainda, obter dados sobre a localização de animais, tempo passado em repouso, em deslocamento ou em atividade sem deslocamento e parâmetros fisiológicos, tais como temperatura corporal e frequência cardíaca (Soisalo & Cavalcanti, 2006).

Para espécies de grande porte, migratórias ou que necessitam de áreas muito extensas, a proteção de uma área de tamanho suficiente para englobar as dimensões das áreas de uso dos indivíduos pode representar um problema, agravado pelo fato de que estas dimensões variem em diferentes ecossistemas (Jacob & Rudran, 2003).

Uma das aplicações mais imediatas e comuns da rádio telemetria é conseguir um número de localizações de um dado animal, que permita calcular sua respectiva área de uso (White & Garrott, 1990). O acompanhamento, por esta técnica, de vários indivíduos de uma população permite obter, além de estimativas das áreas de uso, o padrão de distribuição espacial dos animais. Desta forma, é possível definir se os indivíduos ou grupos daquela população defendem territórios exclusivos ou utilizam áreas sobrepostas (Beisiegel, 2007).

A técnica de rádio telemetria provê uma estimativa da localização dos animais marcados. Algumas características como a propagação das ondas em diferentes ambientes, variações no equipamento e até o comportamento da espécie estudada, certamente estarão interagindo e influenciando constantemente as estimativas de localização realizadas. A antena do rádio receptor é sempre direcional para captação do sinal do rádio transmissor (rádio colar). Considerando o fato de que a potência do sinal recebido decresce conforme o transmissor se afasta, pode-se estimar a direção de origem dos sinais por eliminação das áreas "surdas" à antena, nos 360° possíveis ao redor do observador (Figura 6). O ângulo de origem do sinal é a bissetriz entre os limites "surdos" e não surdos no arco de captação do sinal (Piovezan & Andriolo, 2004).

O esquema de triangulação para se estimar a localização de um animal, proposto por White & Garrott (1990), é realizado com ao menos dois ângulos, tomados a partir de pontos conhecidos (Figura 7). Desta forma, é possível estimar a localização de um terceiro ponto: o rádio-transmissor.

Rádio-transmissor (rádio-collar)

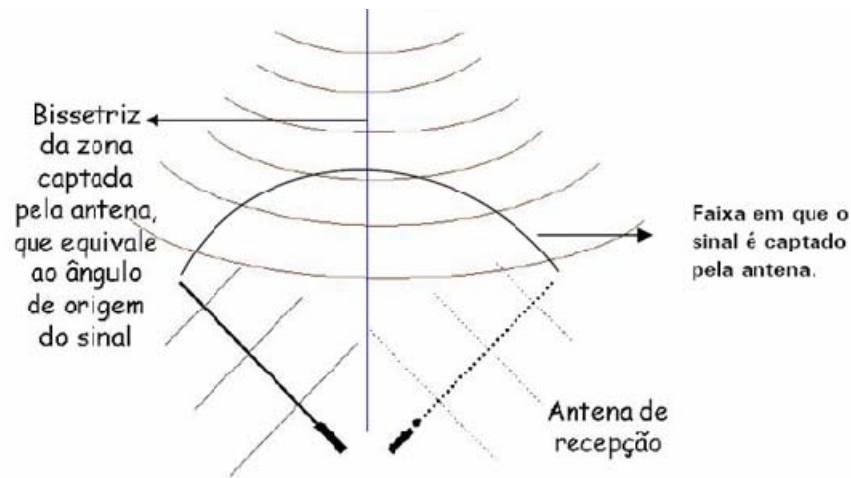


Figura 6 – Ilustração do procedimento para estimativa de ângulo de origem de sinal.

O comportamento da espécie em questão estudada, características da área e precisão exigida para a pesquisa, irão corroborar para os melhores protocolos de triangulação. Deve-se salientar da importância de se respeitar o intervalo máximo de tempo entre tomadas sucessivas de ângulos, para se evitar que o animal se movimente e influencie na localização estimada (Piovezan & Andriolo, 2004).

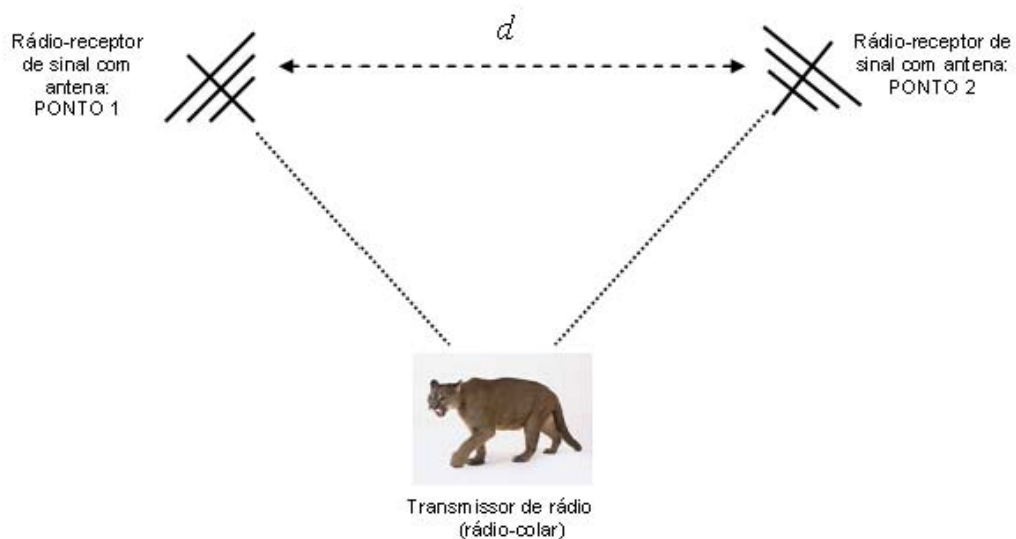


Figura 7 – Esquema ilustrativo da técnica de triangulação para estimativa de localização de animais marcados com rádio-collar, segundo White & Garrott (1990).

A rádio telemetria por GPS (*Global Positioning System*) tem sido especialmente empregada para espécies que utilizam grandes áreas, como o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e onça pintada (*Panthera onca*), de acordo com Bandeira de Melo (2007) e Soisalo & Cavalcanti (2006), respectivamente. No entanto, em alguns ambientes não é possível a utilização desta tecnologia, já que o relevo e a vegetação interferem na recepção dos sinais via satélite (Haines et al., 2006b). Porém, a técnica convencional (Figura 8), via sistema de frequência de ondas de rádio VHF (*Very High Frequency*), tem obtido relativo sucesso na obtenção de dados sobre espécies de grande porte. Dietz (1984) utilizando a técnica de rádio telemetria convencional por sistema VHF, calculou áreas de uso de lobos-guará e, mais recentemente, Kautz et al. (2006) também utilizando da mesma técnica, estimaram área de uso e de sobreposição entre elas, de panteras-da-Flórida (*Puma concolor coryi*).



Figura 8 – Exemplar de onça parda (*Puma concolor*) com rádio-colar convencional, via sistema VHF.

Embora com resultados ainda controversos e custos altíssimos, estratégias de conservação como a re-introdução e a translocação de animais selvagens têm sido utilizadas como formas de estabelecer populações de determinadas espécies em locais de sua distribuição geográfica original, como forma de aumentar populações em risco de extinção, devido ao seu tamanho limitado (Reading & Clark, 1996). A rádio telemetria é uma técnica particularmente útil e largamente utilizada nestes tipos de projetos, permitindo a coleta de dados sobre dispersão, mortalidade, áreas de uso, ciclos de atividades, além da localização dos animais para simples monitoramento (Vandell et al., 2006). A própria identificação de áreas apropriadas para re-introdução depende de dados prévios sobre a espécie e seus padrões de uso de habitat, que em geral são obtidos em estudos utilizando a rádio telemetria (Tatcher et al., 2006).

1.5.3 Coleta e avaliação de sêmen em carnívoros

Uma melhor compreensão da fisiologia reprodutiva de felídeos neotropicais faz-se necessária, não somente para um desempenho reprodutivo mais consistente em animais de cativeiro, como também para se elucidar aspectos peculiares da fisiologia reprodutiva principalmente de espécies sob risco de extinção, vislumbrando que técnicas em reprodução assistida sejam aplicadas com maior sucesso (Wildt et al., 1995; Moreira, 2001).

Neste contexto, uma das ameaças mais aparentes em carnívoros, sobretudo em pequenas populações isoladas em consequência da fragmentação e perda de habitat (Eizirik, 1996; Lacy, 1997), é a perda de variabilidade genética por deriva genética (alterações aleatórias na frequência de alelos resultantes do fato de cada descendente herdar apenas metade do genótipo de cada um dos pais). Em populações de felinos selvagens, este fato vem sendo associado ao aumento da incidência de espermatozoides estruturalmente anormais, tanto em populações de vida livre como em cativeiro (Wildt et al, 1987; Munson et al., 1996).

A avaliação da morfologia espermática visa, basicamente, determinar a proporção de células exibindo característica morfológica normal (pleiomorfismo), podendo-se classificar as anomalias de várias formas (CBRA, 1998). Um sistema de classificação importante divide as anormalidades espermáticas em defeitos primários e defeitos secundários, sendo os primeiros originados durante a espermatogênese e, os últimos, durante a maturação no epidídimo, transporte ou contato com o meio externo (Howard et al., 1984; Wildt, 1996).

As técnicas clássicas de avaliação seminal consistem de uma série de análises descritivas delineadas para se determinar: o volume do ejaculado, pH, proporção de espermatozoides móveis, motilidade progressiva, concentração espermática, morfologia estrutural e integridade acrossômica (Pineda et al., 1984). De acordo com Howard (1993), por meio da proporção de espermatozoides móveis e da motilidade progressiva, é possível calcular uma taxa de motilidade geral, que leva em conta esses dois aspectos, denominada Índice de Motilidade Espermática (IME).

A eletroejaculação é um método apropriado para coleta de sêmen em espécies não-domésticas, devendo ser realizada com animais sob anestesia (Howard, 1993). Esta técnica envolve a estimulação de vias nervosas dos órgãos reprodutivos por meio de eletrochoques de baixa voltagem e amperagem. No entanto, alguns anestésicos como o Halotano ou tranqüilizantes como o Diazepam[®], podem causar relaxamento de musculatura que envolve a vesícula urinária, resultando em contaminação do sêmen por urina durante o procedimento de coleta (Zambelli et al., 2007). Essa contaminação é particularmente problemática em carnívoros, mas pode ser atenuada por meio da sondagem da vesícula, drenando-se a urina (Howard, 1993; Moreira, 2001). Um protocolo padronizado de eletroejaculação, no qual cada macho recebe o mesmo número de estímulos elétricos na mesma voltagem, é útil para comparar as características do ejaculado entre indivíduos e espécies (Howard, 1993). Para isso, um estimulador elétrico e um transdutor retal são necessários. O transdutor retal (probe) possui três eletrodos longitudinais, sendo lubrificado e inserido de 7 a 9 centímetros no reto (Figura 9) com os eletrodos dirigidos ventralmente (Platz et al., 1978).

Diferentes protocolos de estimulação foram descritos, mas muitos autores utilizam o descrito por Howard et al. (1986), que consiste em um total de 80 estímulos elétricos de 2 a 5 Volt (V) aplicados em três séries (30, 30 e 20 estímulos). Cada estímulo é aplicado de forma a demorar aproximadamente 1 segundo para ir de zero V à voltagem desejada, permanecendo por 2 a 3 segundos na voltagem desejada, seguido por um retorno abrupto a zero V, onde permanece por 2 a 3 segundos, novamente. A primeira série consiste em 10 estímulos de 2 V, 10 de 3 V e, finalmente, 10 de 4 V. O animal fica em repouso por 2 a 3 minutos. A próxima série consiste de 10 estímulos a 3 V, 10 estímulos a 4 V e, finalmente, 10 a 5 V e o animal novamente descansa por 2 a 3 minutos. A última série consiste de 10 estímulos de 4 V, seguidos por 10 de 5 V. Para cada estímulo, o animal responde com a extensão dos membros pélvicos.



Figura 9 – Probe retal, dotado de três eletrodos longitudinais, utilizado na coleta de sêmen de onça parda (*Puma concolor*).

Para a coleta do sêmen, o pênis é exposto pela aplicação de uma suave pressão em sua base (Figura 10), e o ejaculado é coletado em um

pequeno frasco pré-aquecido, colocado próximo à glânde do pênis (Howard et al., 1986).

Wildt et al. (1983) padronizaram protocolo para eletroejaculação de guepardos (*Acinonyx jubatus*) que já foi utilizado com sucesso para a obtenção de sêmen de várias outras espécies de felídeos selvagens, tais como o leopardo (*Panthera pardus* – Brown et al., 1989), tigre (*Panthera tigris* – Donoghue et al., 1990), onça parda (*Puma concolor* – Wildt et al., 1988), jaguatirica (*Leopardus pardalis* – Swanson et al., 1996), onça pintada (*Panthera onca* – Morato et al., 1998; Morato et al., 2001), gato-maracajá (*Leopardus wiedii* – Morais et al., 2002) e gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus* – Swanson et al., 2003 e Erdmann et al., 2005).



Figura 10 – Exposição de pênis para coleta de sêmen de onça parda (*Puma concolor*).

Em gatos domésticos (*Felis domestica*), ejaculados obtidos por eletroejaculação geralmente possuem maior volume, menor concentração, menor número de espermatozoides totais, quando em comparação com coletas por vagina artificial. Isto se deve à estimulação elétrica das glândulas

acessórias (Axné & Linde-Forsberg, 2002). Nesta espécie, a morfologia do sêmen coletado por uma vagina artificial não difere daquele colhido por eletroejaculação (Pukazhenth et al., 2001). Há relato de que a estimulação elétrica e anestésias repetidas não afetaram a capacidade de ejaculação no gato doméstico (Pineda et al., 1984).

Referências bibliográficas

- Axné, E.; Linde-Forsberg, C. Semen collection and assessment, and artificial insemination in the cat. 2002. In: Concannon, P.W.; England, G.; Versteegem, J.; Linde-Fosberg (eds.). Recent advances in small animal reproduction. International Veterinary Information Service, Ithaca, New York, USA, 2002. Disponível em: <<http://www.ivis.org>> Acesso 15 maio 2002.
- Bandeira de Melo, L. 2007. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1815): as revealed by GPS tracking collars. *Journal of Zoology*, v. 271, p. 27-36.
- Beisiegel, B. M. 2007. Telemetria aplicada à conservação. In: Anais do IV Simpósio Brasileiro sobre Animais Silvestres e Selvagens. Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, Minas Gerais – Brasil. 132 p.
- Brown, J. L.; Wildt, d. E.; Phillips, L. G.; seidensticker, J.; Fernando, S. B. U.; Miththapala, S.; Goodrowe, K. L. 1989. Adrenal-pituitary-gonadal relationships and ejaculate characteristics in captive leopards (*Panthera pardus kotiya*) isolated on island of Sri Lanka. *Journal of Reproduction and Fertility*, v. 85, p. 605-613.
- Bruner, A. G.; Gullison, R. E.; Rice, R. E.; Fonseca, G. A. B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, v. 219, p. 125-128.
- Caughley, G.; Sinclair, A. R. E. 1994. *Wildlife ecology and management*. Blackwell Scintific Publications: Boston, 334 p.
- CBRA – Colégio Brasileiro de reprodução Animal. 1998. Manual para Exame Andrológico e Avaliação de Sêmen Animal. 2ª ed. Colégio Brasileiro de Reprodução Animal: Belo Horizonte-MG, 49 p.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammals communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 89, p. 71-82.
- Chiarello, A. G.; Aguiar, L. M. S.; Gregorin, R.; Hirsch, A.; Melo, F. R. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção em Minas Gerais. In: Fundação Biodiversitas e Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. (Org.). CD-ROM. Listas vermelhas das espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção em Minas Gerais. 2ª ed. Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.
- CITES – Convention on International Trade in Endangered Species. 2006. CITES Species Database. Disponível em: <http://www.cites.org/> Acesso em 09 maio 2006.

- Clevenger, A. P.; Waltho, N. 2005. Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, v. 121, p. 453-464.
- Crawshaw, P. G.; Quigley, H. B. 2002. Jaguar and puma feeding habitats in the Pantanal (Brazil) with implications for the management and conservation. In: Medellín, R. A.; Chetkiewicz, C.; Rabinowitz, A. Redford, K. H. Robinson, J. G.; Sanderson, E.; Taber, A. (eds.). *El jaguar en nuevo milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society: México.
- Crawshaw Junior, P.G. 1995. Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in Protected Subtropical Forest in Brazil and Argentina. 195 p. Ph.D. Thesis. University of Florida: Gainesville, FL.
- Cullen, L.; Bodmer, E.R.; Valladares-Pádua, C. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo-Brazil. *Oryx*, v. 35, p. 137-144.
- Dietz, J. M. 1984. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian Contributions to Zoology*, v. 392, p. 1-51.
- Dillon, A. 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera trapping and radio telemetry. 136 p. M.Sc. dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.
- Donoghue, A. M.; Johnston, L. A.; Seal, U. S.; Armstrong, d. L.; Tilson, R. L.; Wolf, P.; Petrini, K.; Simmons, L. G. Gross, T.; Wildt, D. E. 1990. *In vitro* fertilization and embryo development *in vitro* and *in vivo* in the tiger (*Panthera tigris*). *Biology of Reproduction*, v. 43, p. 733-744.
- Duckworth, J. W. 1998. The difficulty of estimating population densities of nocturnal forest mammals from transect counts of animals. *Journal of Zoology*, v. 246, p. 466-468.
- Eizirik, E. 1996. Ecologia molecular, genética da conservação e o conceito de unidades evolutivamente significativas. *Braz. J. of Genetics*, v. 19, p. 23-29.
- Eliassen, E. 1960. A method for measuring the heart rate and stroke/pulse pressures of birds in normal flight. *Arbok Universitet: Bergen. Matematisk Naturvitenskaleig*, v. 12, p. 1-22.
- Emmons, L. H. 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behavior ecology Sociobiology*, v.20, p. 271-283.
- Emmons, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, v. 43, p. 133-157.
- Erdmann, R.H.; Juvenal, J.C.; Moraes, W.; Cubas, P.; Carvalho, A.L.; Moreira, N. 2005. Exame reprodutivo em gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus* Schreber, 1775). *Archives of Veterinary Science*, v. 10, p. 75-79.
- Feio, R. N. 2008. Anfíbios da Serra do Brigadeiro-MG. *MG Biota: Boletim Técnico Científico da Diretoria de Biodiversidade do IEF-MG*, v.1, p. 4-26.
- Fernandez, F. A. S. 1995. Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura. In: Peres-Neto, P. R.; Valentin, J. L.; Fernandez, F. A. S. (eds.). *Oecologia Brasiliensis*. Editora UFRJ: Rio de Janeiro. pp. 1-26.
- Fonseca, G. A. B. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, v. 34, p. 17-34.

- Fonseca, G. A. B.; Pinto, L. P.; Rylands, A. B. 1997. Biodiversidade e Unidades de Conservação. In: Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, pp. 189-209.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados ao período de 2005-2008. São Paulo-SP (Disponível em: www.sosmataatlantica.com.br).
- Gese, E. M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. In: Gittleman, J. L.; Funk, S. M.; Macdonald, D. W.; Wayne, R. K. (eds.). Carnivore Conservation. Cambridge University Press: Cambridge, p. 373-396.
- Grelle, C. E.; Fonseca, G. A. B.; Fonseca, M. T.; Costa, L. P. 1999. The question on scale in the threat analysis: a case study with brazilian mammals. *Animal Conservation*, v. 2, p. 149-152.
- Haines, A.; Grassman Jr, L. I.; Tewes, M. E.; Janecka, J. E. 2006a. First ocelot (*Leopardus pardalis*) monitored with GPS telemetry. *European Journal of Wildlife Research*, v. 52, p.216-218.
- Haines, A. M.; Janecka, J. E.; Tewes, M. E.; Grassman Jr., L. I.; Morton, P. 2006b. The importance of private lands for ocelot (*Leopardus pardalis*) conservation in the United States. *Oryx*, v. 40, p. 90-94.
- Hirota, M. M. 2003. Monitoring the Brazilian Atlantic Forest cover. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I.G. (eds). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook*. Center for applied Biodiversity Science. Washington, DC: Island Press. pp. 60-65.
- Hornocker, M. G. 1970. An analysis of mountain lion predation upon mule deer and elk in the Idaho Primitive Area. *Wildl. Monogr.*, v.21, p.1-39.
- Howard, J. G. 1993. Semen collection and analysis in carnivores. In: Fowler, M. E. *Zoo and Wild Animal Medicine: current therapy*. W. B. Saunders: Philadelphia. pp. 390-399.
- Howard, J. G.; Bush, M.; Hall, L. L.; Wildt, D. E. 1984. Morphological abnormalities in spermatozoa of 28 species of non-domestic felids. In: *International Congress on Animal Reproduction and Artificial Insemination. Proceedings...*v. 2, 57 p.
- Howard, J.G.; Bush, M.; Wildt, D.E. 1986. Semen collection, analysis and cryopreservation in nondomestic mammals. In: Morrow, D.A. (ed.). *Current Therapy in Theriogenology*. W.B. Saunders: Philadelphia, p.1047-1053.
- Indrusiak, C.; Eizirik, E. 2003. Carnívoros. In: Fontana, C. S.; Bencke, G. A.; Reis, R. E. (eds.). *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul*. EDIPUCRS: Porto Alegre, RS. P. 507-533.
- Iriarte, J. A.; Johnson, W. E.; Franklin, W. L. 1991. Feeding ecology of the Patagonia puma in southernmost Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, v. 64, p.145-156.
- IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org> Acesso em: 03 de fevereiro de 2009.
- Jackson, V.L.; Laack, L. L.; Zimmerman, E. G. 2005. Landscape metrics associated with habitat use by ocelots in south texas. *Journal of Wildlife Management*, v. 69, p. 733-738.

- Jacob, A. A. 2002. Ecologia e conservação da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) no Parque Estadual do Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema, SP. 56 p. Dissertação de mestrado. Universidade de Brasília: Brasília, DF.
- Jacob, A. A.; Rudran, R. 2003. Rádio telemetria em estudos populacionais. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Janzen, D. H. 1978. Complications in interpreting the chemical defenses of tree tropical arboreal plant eating vertebrates. In: Montgomery, G. G. (ed.). The ecology of arboreal folivores. Smithsonian Institution Press: Washington, DC. pp. 73-84.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera onca* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, v. 71, p. 333-338.
- Karanth, K. U.; Chundawat, R. S.; Nichols, J. D.; Kumar, N.S. 2004. Estimation of tiger densities in the tropical dry forest of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Animal Conservation*, v. 7, p. 285-290.
- Karanth, K. U.; Nichols, J. d.; Cullen Jr., L. 2003. Armadilhamento fotográfico de grandes felinos: algumas considerações importantes. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Kautz, R.; Kawula, R.; Hctor, T.; Comiskey, J.; Jansen, D.; Jennings, D.; Kasbohm, J.; Mazzotti, F.; McBride, R.; Richardson, L.; Root K. 2006. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biological Conservation*, v. 130, p. 118-133.
- Kelly, M. J.; Noss, A. J.; Di Bitetti, M. S.; Maffei, L.; Arispe, R. L.; Paviolo, A.; De Angelo, C. D.; Di Blanco, Y. E. 2008. Estimating *Puma* densities from camera trapping across three study sites: Bolívia, Argentina and Belize. *Journal of Mammalogy*, v. 89, p. 408-418.
- Kitchener, A. 1991. The natural history of the wild cats. Comstock Publishing Associates: Ithaca, NY. 280p.
- Lacy, R. C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. *J. Mammal.*, v. 78, p. 320-335.
- Le Munyan, C. D.; White, W.; Nybert, E.; Christian, J.J. 1959. Design of a miniature radio transmitter for use in animal studies. *Journal of Wildlife Management*, v. 23, p. 107-110.
- Logan, K. A.; Swenar, L. L. 2001. Desert Puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Island Press: Washington, DC. 463 p.
- Machado, A. B. M.; Fonseca, G. A. B.; Machado, R. B.; Aguiar, L. M.; Lins, L. V. 1998. Livro Vermelho das Espécies Ameaçadas de Extinção da Fauna de Minas Gerais. Fundação Biodiversitas: Belo Horizonte-MG. 608 p.
- Machado, A. B. M.; Martins, C. S.; Drummond, G. M. 2005. Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Fundação Biodiversitas: Belo Horizont-MG. 158 p.
- Maffei, L.; Cuellar, E.; Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *Journal of Zoology*, v. 262, p. 295-304.

- Mangini, P. R.; Nicola, P. A. 2003. Captura e marcação de animais silvestres. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Margarido, T. C. M.; Braga, F. G. 2004. Mamíferos. In: Mikich, S. B.; Bernils, R. S. (eds.). Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná: Curitiba-PR. 763 p.
- Meffe, G. K.; Carroll, C. R. 1994. Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates Inc.: Sunderland, MA. 600p.
- Mittermeier, R.A.; Fonseca, G.A.B.; Rylands, A. B.; Brandon, K. 2005. Uma breve história da Conservação da Biodiversidade no Brasil. Megadiversidade, v. 1, p. 14-21.
- MMA, 2002. Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Ministério do Meio Ambiente: Brasília-DF. 404 p.
- Morais, R. N.; Mucciolo, r. G.; Gomes, M. L. F.; Lacerda, O.; Moraes, W.; Moreira, N.; Graham, L. H.; Swanson, W. F. Brown, J. L. 2002. Seasonal analysis of sêmen characteristics, serum testosterone and fecal androgens in the ocelot (*Leopardus pardalis*), margay (*L. wiedii*) and tigrina (*L. tigrinus*). Theriogenology, v. 57, p. 2027-2041.
- Morato, R. G.; Conforti, V. A.; Azevedo, F. C.; Jacomo, T. A.; Silveira, L.; Sana, D.; Nunes, A. L. V.; Guimarães, M. A. B. V.; Barnabé, R. C. 2001. Comparative analyses of semen and endocrine characteristics of free-living versus captive jaguars (*Panthera onca*). Reproduction, v. 122, p. 745-751.
- Morato, R. G.; Guimarães, M. A. B. V.; Nunes, A. L. V.; Teixeira, R. H.; Carciofi, A. C.; Ferreira, F.; Barnabé, V. H.; Barnabé, R. C. 1998. Colheita e avaliação espermática em onça pintada (*Panthera onca*). Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science, v. 35, p. 178-181.
- Moreira, N. 2001. Reprodução e estresse em fêmeas de felídeos do gênero *Leopardus*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná: Curitiba-PR.
- Mourão, G. M.; Magnusson, W. 1997. Uso e levantamentos aéreos para manejo de populações silvestres. In: Valladares-Pádua, C.; Bodmer, R. E.; Cullen Jr., L. (eds.). Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil. MCT-CNPq/sociedade Civil Mimirauá, Belém-PA. pp. 23-33.
- Munson, L.; Brown, J.L.; Bush, M.; Packer, C.; Janssen, D.; Reiziss, S. M.; Wildt, D.E. 1996. Genetic diversity affects testicular morphology in free-ranging lions (*Panthera leo*) of Serengeti Plains and Ngorongoro Crater. J. Reprod. Fertil., v.108, p.11-15.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, v. 403: 853-858.
- Nascimento, V. L.; Ferreira, J. A.; Freitas, D. M.; Souza, L. L.; Borges, P. A. L.; Tomas, W. M. 2004. Período de atividade de alguns vertebrados do pantanal, estimado por fotografia remota. In: Anais do IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal. Corumbá, MS.
- Nowak, R.M. 1999. Walker's mammals of the world. The Johns Hopkins University Press: Baltimore. 1936 p.

- Nunez, R. Miller, B.; Lindzey, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology*, v. 252, p. 373-379.
- Oliveira, T. G.; Cassaro, K. 2005. Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnívoros e Sociedade de Zoológicos do Brasil: São Paulo, SP. 80 p.
- Oliveira-Filho, A. T.; Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica*, v. 32, p. 793-810.
- Otis, D. L.; Burnham, K. P.; white, G. C.; Anderson, D. R. 1978. Statistical inference from the capture data on closed animal population. *Wildlif. Monogr.*, v. 62, pp. 1-135.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small animals in the Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, v. 13, p. 2567-2586.
- Pineda, M. H.; Dooley, M. P.; Martin, P. A. 1984. Long term study on the effects of eletroejaculation on seminal characteristics of the domestic cat. *American Journal of veterinary research*, v. 45, p. 1038-1041.
- Pinto, L. P.; Bedê, L.; Paese, A.; Fonseca, M.; Paglia, A.; Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Sluys, M.V.; Alves, M. A. S. (eds). *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos-SP: Rima Editora, 582 p.
- Piovezan, U.; Andriolo, A. 2004. A vida selvagem e as ondas do rádio: apenas uma técnica chamada telemetria. Embrapa Pantanal: Corumbá, MS. 28 p.
- Platz, C. C.; Wildt, D. E.; Seager, W. J. 1978. Semen collection by eletroejaculation in the domestic cat. *J. Am. Vet. Med. Ass.*, v. 173, p. 1353-1355.
- Sutherland, W. J. 2000. *The conservation handbook: research, management and policy*. United Kingdom: Blackwell Science. 278 p.
- Pukazhenth, B.; Wildt, D.E.; Howard, J.G. 2001. The phenomenon and significance of teratospermia in felids. *Journal of Reproduction and Fertility*, v. 57, p. 423-433.
- Ray, J.; Redford, K.; Steneck, R.; Berger, J. 2005. *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press: Connecticut. 526p.
- Reading, R. P.; Clark, T. M. 1996. Carnivore reintroductions: an interdisciplinary examination. In: Gitlleman, J. L. (ed.). *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Vol 2. Cornell University Press: new York. pp. 296-336.
- Redford, K. H.; Feinsinger, P. 2001. The half-empty forest: sustentable use and the ecology of interactions. In: Reynolds, J. D.; Mace, G. M.; Redford, K. H.; Robinson, J. G. (eds.). *Conservation of exploited species*. Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Rexstad, E.; Burnham, K. P. 1991. User`s guide for interactive program CAPTURE abundance estimation of closed population animal population. Collins, US. 30 p.
- Ribon, R. ; Simon, J. E. ; Mattos, G. T. 2003. Bird Extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Vicosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology*, v. 17, p. 1827-1839.

- Rocha-Mendes, F. 2005. Ecologia alimentar de carnívoros e elementos de etnozootologia do município de Fênix, Paraná-Brasil. 72 p. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista (UNESP): São José do Rio Preto, SP.
- Rodrigues, F. H. G.; Oliveira, T. G. 2006. Unidades de Conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: Morato, R. G.; Rodrigues, F. H. G.; Eizirik, E.; Mangini, P. R. ; Azevedo, F. C. C.; Marinho-Filho, J. (eds). Manejo e conservação de carnívoros neotropicais. São Paulo: IBAMA, 396p.
- Romo, M. C. 1995. Food habits of the andean fox (*Pseudalopex culpaeus*) and notes on the mountain cat (*Felis colocolo*) and puma (*Felis concolor*) in the Rio Abiseo National Park, Peru. *Mammalian*, v. 56, p. 335-343.
- Rylands, A. B.; Brandon, K. 2005. Unidades de Conservação Brasileiras. *Megadiversidade*, v. 1, p. 27-35.
- Salom-Perez, R.; Carrillo, E.; Saenz, J. C.; Mora, J. M. 2007. Critical condition of the jaguar (*Panthera onca*) in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx*, v. 41, p. 51-56.
- Santos, T. C. C.; Câmara, J.B. D. 2002. Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil. Brasília: Edições IBAMA, 440p.
- Scoss, L. M. 2002. Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. 97 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa: Viçosa-MG.
- Scoss, L.M.; Junior, P.D.M.; Silva, E.; Martins, S.V. 2004. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. *Revista Árvore*, v.28, n.1, p. 121-127.
- Shafer, C. L. 1990. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. 189pp.
- Silva, J. M. C.; Tabarelli, M. Fonseca, M. T.; Lins, L. V. 2004. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. MMA e Universidade Federal de Pernambuco: Brasília, DF. 382 p.
- Silveira, L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça pintada (*Panthera onca*) e onça parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. 231 p. Tese de doutorado. Universidade de Brasília: Brasília, DF.
- Soisalo, M.; Cavalcanti, S. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera traps and capture-recapture sampling in combinations with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, v. 129, p. 487-496.
- Soulé, M. E.; Terborgh, J. 1999. *Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks*. Island Press, Washington, D.C. 227pp.
- Sunquist, M. E.; Sunquist, F.C. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. In: Gittleman, J. L. (ed.). *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Cornell University Press: Ithaca, NY. pp. 283-301.
- Swanson, W. F.; Howard, J. G.; Roth, T. L.; Brown, J. L.; Alvarado, T.; Burton, M.; Starnes, d.; Wildt, D. E. 1996. Responsiveness of ovaries to exogenous gonadotrophins and laparoscopic artificial insemination with frozen-thawed spermatozoa in ocelots (*Leopardus pardalis*). *Journal of Reproduction and Fertility*, v. 106, p. 87-94.

- Swanson, W.F.; Johnson, W.E.; Cambre, R.C. 2003. Reproductive status of endemic felid species in Latin American zoos and implications for ex situ conservation. *Zoo Biology*, v. 22, p. 421-441.
- Thatcher, C. A.; Van Manen, F. T.; Clark, J. D. 2006. Identifying suitable sites for Florida panther reintroduction. *Journal of Wildlife Management*, v. 70, p. 752-763.
- Thompson, W.L.; White, G. C.; Gowan, C. 1998. *Monitoring vertebrate populations*, Academic Press: San Diego. 365 p.
- Tomas, W. M.; Miranda, G. H. B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Tomas, W. M.; Rodrigues, F. H. G.; Fusco-Costa, R. 2006. Levantamento e monitoramento de populações de carnívoros. In: Morato, R. G.; Rodrigues, F. H. G.; Eizirik, E.; Mangini, P. R. ; Azevedo, F. C. C.; Marinho-Filho, J. (eds). *Manejo e conservação de carnívoros neotropicais*. São Paulo: IBAMA, 396p.
- Valladares-Pádua, C. B.; Padua, S. M.; Cullen, L. 2002. Within and surrounding the Morro do Diabo State Park: biological value, conflicts mitigation and sustainable development alternatives. *Environ. Sci. and Policy*, v. 5, p. 69-78.
- Vandell, J. M.; Stahl, P.; Herrenschmidt, V.; Marboutin, E. 2006. Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival movements to population development. *Biological Conservation*, v. 131, p. 370-385.
- Vidolin, G. P. 2004. Aspectos bio-ecológicos de *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* e *Leopardus tigrinus* na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. 89 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná: Curitiba, PR.
- White, G. C.; Garrott, R. A. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press: San Diego, 383p.
- Wildt, D. E. 1996. Male reproduction: assessment, management and control of fertility. In: Kleiman, D. G.; Allen, M. E.; Thompson, K. V.; Lumpkins, S. (eds.). *Wild mammals in captivity: principles and techniques*. University of Chicago Press: Chicago. P. 429-450.
- Wildt, D. E.; Bush, M.; Howard, J. G.; O'Brien, S. J.; Meltzer, D.; Dyk, A. V.; Ebedes, H.; Brand, D. J. 1983. Unique seminal quality in the south African cheetah and a comparative evaluation in the domestic cat. *Biology of Reproduction*, v. 29, p. 1019-1025.
- Wildt, D.E.; Pukazhenti, B.; Brown, J.; Monfort, S.; Howard, J.G.; Roth, T.L. 1995. Spermatology for understanding managing and conserving rare species. *Rep. Fert. Develop.*, v.7, p.812-824.
- Wildt, E.D.; Bush, M.; Goodrowe, K.L.; Packer, C.; Pusey, A.E.; Brown, J.L.; Joslin, P.; O'Brien, S.J. 1987. Reproductive and genetic consequences of founding isolated lion populations. *Nature*, v.329, p.328-331.
- Wilson, G. L.; Delahay, R. J. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observations. *Wildlife Research*, v. 28, p. 151-164.

Zambelli, D.; Cunto, M.; Prati, F.; Merlo, B. 2007. Effects of ketamine or medetomidine administration on quality of eletroejaculated sperm and sperm flow in the domestic cat. *Theriogenology*, v. 68, p. 796-803.

CAPÍTULO I: Estimativa populacional de felinos de médio e grande porte na região sul do Parque Estadual do Rio Doce – MG

Resumo

A maioria dos felídeos neotropicais são animais discretos e de difícil observação na natureza. A técnica de armadilhamento fotográfico, surge como um dos principais métodos de estudo destas espécies. Neste sentido, foi realizada uma pesquisa na região sul do Parque Estadual do Rio Doce, utilizando 8 pontos de amostragem, durante 120 dias (960 armadilhas-noite), em uma área aproximada de 1 km², objetivando o levantamento da população de felinos de médio e grande porte. Os dados foram analisados quanto ao modelo de heterogeneidade para populações fechadas no *software* CAPTURE[®]. A estimativa para densidade de *L. pardalis*, *P. concolor* e *P. onca* foram, respectivamente: 6,75 – 4,75 – 2,87 indivíduos por Km² na área estudada.

Palavras chave: *camera trap*, tamanho populacional, felinos

Introdução

Carnívoros, sobretudo os grandes felinos, tendem a ocupar grandes áreas de vida para atender suas necessidades e, com isso, tornam-se extremamente vulneráveis a processos de extinção em situações de redução e fragmentação de áreas naturais (Sutherland, 2001; Pinto et al., 2006). Este mesmo motivo, aliado à baixa densidade populacional em que normalmente ocorrem, dificulta o estudo de muitas espécies (Jacob & Rudran, 2003; Paviolo et al., 2008).

Neste contexto, a estimativa de tamanho de populações é de importância central no manejo e conservação de fauna (Tomas & Miranda, 2003). Segundo Mourão & Magnusson (1997), os levantamentos populacionais são ferramentas auxiliares na definição dos propósitos de manejo de populações silvestres. Estes permitem, de acordo com Caughley & Sinclair (1994), o tratamento de populações pequenas ou em declínio, visando aumentar sua densidade e/ou área de distribuição e, ainda, o

tratamento de populações com densidade e/ou taxa de crescimento inaceitavelmente elevado, visando estabilizar ou reduzir sua densidade.

O armadilhamento fotográfico (que faz uso de *camera trap*) é um recurso que recentemente vem sendo utilizado para responder não somente questões ecológicas, mas também estimativas de tamanho populacional, uso de habitats e, ainda, elucidar períodos de atividade de espécies (Nascimento et al., 2004). Este tipo de pesquisa, envolvendo métodos de captura-recaptura associada a modelos estatísticos, tem obtido sucesso em estimativas populacionais e de densidade de felinos selvagens (O'Brien et al., 2003; Linkie et al., 2006; Di Bitetti et al., 2006; Cúellar et al., 2006; Dillon & Kelly, 2007).

Uma identificação individual é necessária para se criar um histórico de captura, marcação e recaptura para posterior análise de estimativa de abundância (Trolle & Kéry, 2003). Esta metodologia é direta para espécies naturalmente marcadas, como por exemplo, o tigre, a onça pintada e a jaguatirica, mas pode ser aplicada também em espécies não marcadas para identificação individual, como a onça preta (Logan & Sweanor, 2001; Kelly et al., 2008).

Adicionalmente, o conhecimento sobre horários de atividades das espécies, pode corroborar em estudos ecológicos, sobretudo em espécies com sobreposição/uso de áreas e hábitos alimentares, como os felinos de grande porte (Nascimento et al., 2004).

Esforços desta natureza devem ser despendidos no sentido de levantar informações sobre parâmetros ecológicos, comportamentais e viabilidade de espécies-chave em reservas naturais (Jacob & Rudran, 2003). Desta forma, tornam-se possíveis ações de manejo que, porventura, sejam necessárias em Unidades de Conservação.

Neste contexto, o Parque Estadual do Rio Doce (PERD), representa uma das principais reservas de proteção à biodiversidade do Estado de Minas Gerais, constituindo o maior fragmento contínuo protegido de Mata Atlântica, com área aproximada de 36.000 ha, abrigando grande variedade da fauna e flora endêmicas (Scoss, 2002).

O presente estudo teve por objetivos estimar o tamanho populacional, por armadilhamento fotográfico, de três espécies de felinos (*Panthera onca*,

Puma concolor e *Leopardus pardalis*) em áreas da porção sul do Parque Estadual do Rio Doce-MG, bem como avaliar o período de atividade das espécies em questão, fornecendo informações relevantes ao manejo conservacionista destas espécies na Unidade de Conservação.

Material e Métodos

O modelo de sistema fotográfico utilizado neste trabalho foi de câmera fotográfica comum de filme (modelos nacionais Tigrinus[®] e Trapacâmera[®]) dotada de fotômetro com disparo de *flash*, foco, avanço do filme automático e um sistema disparador com sensor de raios infravermelhos (RIV). As câmeras foram programadas para o registro de dia e hora em que cada foto foi tirada, sendo possível monitorar os horários de atividades das espécies registradas. Também foram ajustadas para disparar fotos durante o dia e a noite, com intervalo entre uma foto e outra de 10 (dez) segundos. Se o animal permanecer sob o sensor neste intervalo de tempo, este continuará sendo fotografado. Foram utilizados filmes ASA100 de 36 poses e baterias “C” (pilhas médias).

Foram utilizadas um total de 8 (oito) armadilhas fotográficas na região sul do Parque Estadual do Rio Doce – PERD (19°45'19,30"S e 42°38'08,56"O), Estado de Minas Gerais, identificadas por numeração arábica e coordenadas geográficas obtidas por GPS (*Global Positioning System*) conforme o Quadro 1.

Em função do número reduzido de armadilhas, cada ponto amostral contava com apenas uma *camera*, sujeitando o processo amostral ao descarte de fotografias em virtude da assimetria (direita e esquerda) dos indivíduos flagrados. O espaçamento médio entre os pontos de amostragem foi de, aproximadamente, 0,3 km de distância com uma distribuição de pontos o mais próxima possível de uma área de amostragem contínua (polígono) – Figura 1.

Quadro 1 – Identificação numérica das armadilhas fotográficas e respectivas coordenadas geográficas.

Nº da armadilha fotográfica	Coordenada geográfica
01	19°48'21,37"S e 42°32'20,90"O
02	19°48'16,68"S e 42°32'19,95"O
03	19°48'20,09"S e 42°32'25,91"O
04	19°47'50,98"S e 42°33'07,98"O
05	19°47'46,72"S e 42°33'10,09"O
06	19°48'00,51"S e 42°33'10,40"O
07	19°48'17,86"S e 42°33'09,62"O
08	19°48'05,43"S e 42°33'10,14"O

Felídeos têm o hábito de se deslocarem em trilhas já estabelecidas (Karanth et al., 2004; Dillon, 2005; Di Bitetti et al., 2006). Assim, os sítios de armadilhas fotográficas foram distribuídos em trilhas pré-estabelecidas na região sul do Parque Estadual do Rio Doce (PERD). Para cada ponto de amostragem com as armadilhas fotográficas foram anotadas as coordenadas geográficas (por aparelho de GPS) bem como a data da instalação. O esforço amostral foi calculado seguindo a fórmula adotada por Srbek-Araújo & Chiarello (2005): número de armadilhas fotográficas X número de dias que as câmeras operaram (1d= 24h). Os oito pontos de armadilhamento foram amostrados durante o período entre agosto e novembro de 2008 (120 dias) e divididas em 8 (oito) ocasiões (pontos) de captura, cada uma com 15 (quinze) dias, perfazendo uma área interna de, aproximadamente, 1 (um) km². Não foi utilizado qualquer tipo de isca ou atrativo aos animais.

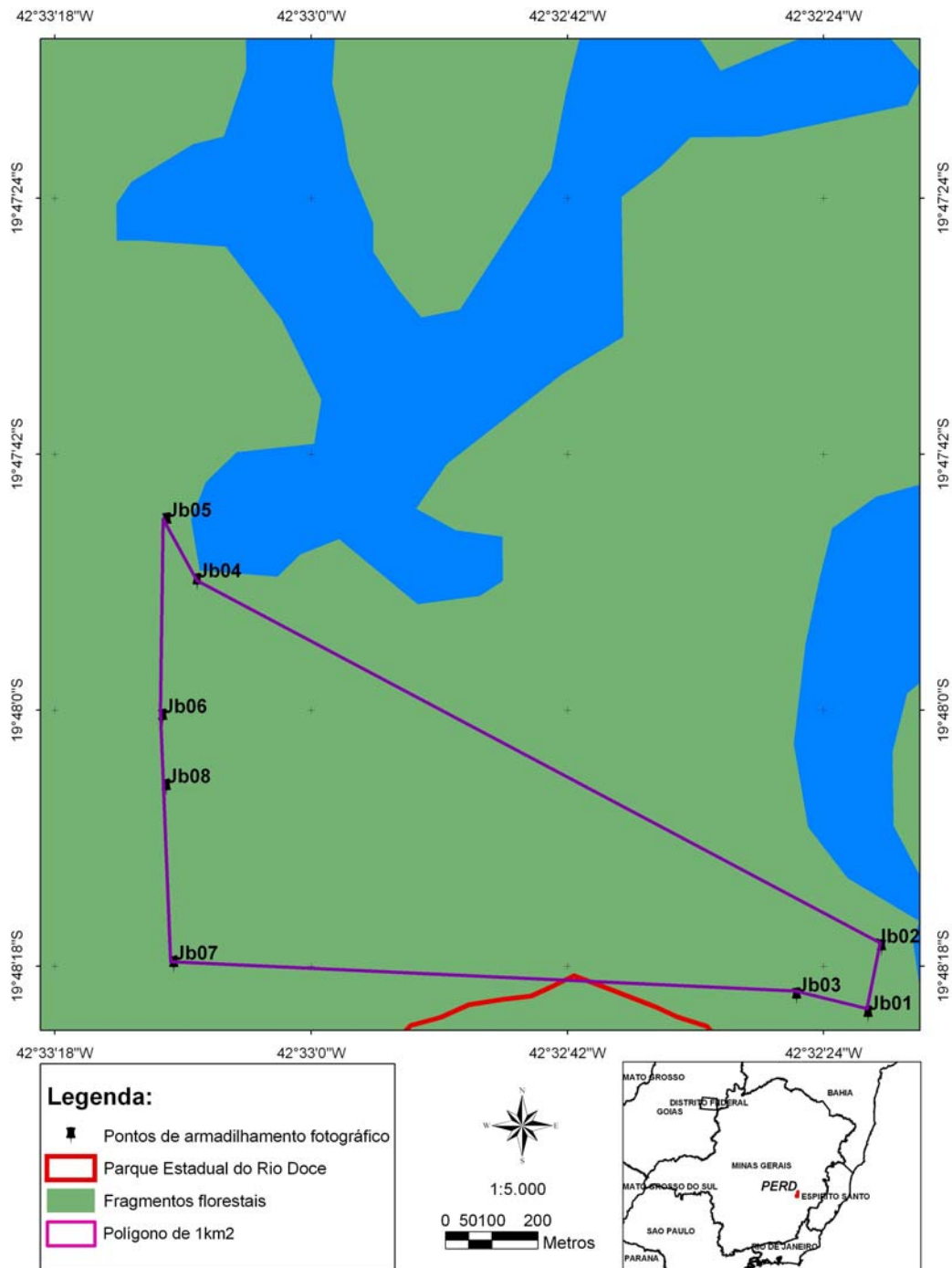


Figura 1 – Pontos de amostragem das oito armadilhas fotográficas dispostas ao sul do PERD.

Seguindo o desenho experimental proposto, foi montado um histórico de capturas fotográficas, resultando em uma matriz “ocasiões x indivíduos”, onde se atribuiu o valor de “1” para o evento de captura (re-captura) de determinado indivíduo/espécie em uma dada ocasião e “0” para a ausência de quaisquer captura na mesma ocasião. Os períodos de atividade dos felinos

registrados pelas armadilhas fotográficas foram também estudados. Na análise dos dados obtidos, utilizou-se o método não-paramétrico *Jackknife* para estimativa de populações fechadas presentes na área amostral. O método faz uma estimativa baseada na frequência de espécies observadas na amostra, utilizando a rotina do *software* CAPTURE[®] (Rexstad & Burnham, 1991).

No *software* CAPTURE[®] existem três fontes de variação que afetam a probabilidade de captura: variação temporal (Mt), variação de comportamento (Mb) e variação de heterogeneidade (Mh). A variação temporal (Mt) permite mudar a probabilidade de captura com o passar do tempo; a variação de comportamento (Mb) permite que a probabilidade de captura altere após a sua primeira captura; e, a variação de heterogeneidade (Mh) prediz que probabilidade de captura dos animais seja única para cada indivíduo capturado.

Com base no melhor modelo selecionado pelo *Software*, foi estimada a abundância populacional (média \pm erro padrão), a probabilidade de fotocaptura por ocasião (p) e o intervalo de confiança (IC 95%) e nível de significância de $p < 0,05$. A partir desta matriz, foi estimada a população de felinos (onça pintada – *Panthera onca*; onça parda – *Puma concolor*; jaguatirica – *Leopardus pardalis*) para a área amostrada ao sul da Unidade de Conservação.

A pesquisa foi devidamente licenciada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), sob nº 12.593 e pelo Instituto Estadual de Florestas do estado de Minas Gerais (IEF-MG) sob nº 157/07.

Resultados

A Tabela 1 sintetiza a metodologia utilizada com os respectivos resultados de captura-recaptura de felinos ao sul do PERD, dentro da área amostrada no decorrer do período amostral.

Tabela 1 – Número de armadilhas, esforço amostral, área amostral; número de felinos capturados e recapturados (número de fotos); número de indivíduos marcados e sexo, para a coleta de dados no sul do PERD.

Espécies	Número de armadilhas (un.)	Período amostral (dias)	Esforço Amostral (armadilhas/noite)	Área aproximada (km ²)	Número fotos (un.)	Número indivíduo	
						M	F
<i>L. pardalis</i>	8	120	960	1,0	14	2	3
<i>P. concolor</i>	8	120	960	1,0	4	2	1
<i>P. onca</i>	8	120	960	1,0	3	0	2

Também há combinações de todas as três fontes de variação, gerando modelos diferentes para análise de dados. A Tabela 2 representa o resultado pela análise dos dados obtidos, utilizando o método não-paramétrico *Jackknife* para estimativa de populações fechadas presentes na área amostral. Estão representados, além dos valores de significância, os demais estimadores e suas conjugações.

O Gráfico 1 expõe a variação do período de atividade dos três felinos capturados-recapturados no sul do PERD.

O modelo mais simples para estimativa de abundância populacional, o modelo nulo (M₀), assume uma mesma e constante probabilidade de captura entre os indivíduos em todas as ocasiões. No entanto, isso é bastante improvável de acontecer com populações de animais. Considerando os potenciais efeitos na probabilidade de captura-recaptura, que podem ser causados pela resposta comportamental dos animais às armadilhas (atração ou repulsão); pela variação do clima; pela heterogeneidade comportamental de cada indivíduo (territorialidade, estágio reprodutivo, sexo) ou das possíveis combinações destes fatores, o programa CAPTURE também estimou a abundância de mais seis diferentes modelos (Tabela 2). O *software* também seleciona o melhor modelo com base no critério de valores que varia de 0 a 1, onde o mais alto valor indica o modelo que melhor se ajusta aos dados.

Tabela 2 – Teste para populações fechadas no programa CAPTURE[®], demonstrando valores para *z* do teste de *Jackknife* e significância de *p*, além do ranking dos modelos selecionados para análise*.

Espécies	Teste <i>Jackknife</i> (Mh)		Modelos selecionados							
	<i>z</i>	<i>p</i>	Mo	Mh	Mb	Mbh	Mt	Mth	Mtb	Mtbh
<i>L. pardalis</i>	0,81	0,20	1,00	0,83*	0,38	0,67	0,00	0,40	0,33	0,73
<i>P. concolor</i>	0,57	0,28	0,70	1,00*	0,88	0,63	0,20	0,00	0,85	0,38
<i>P. onca</i>	0,00	0,50	1,00	0,87*	0,43	0,70	0,00	0,40	0,38	0,73

As Figuras de 2 (A e B) a 4 representam exemplares de indivíduos flagrados nos diversos pontos de amostragem na porção sul da Unidade de Conservação (UC). Para as espécies *L. pardalis* e *P. onca*, a identificação individual foi realizada pelo padrão de pelame (rosetas) e sexagem (Figuras 3 e 4). Já para os exemplares de *P. concolor*, foram avaliadas manchas e cicatrizes (Figura 2 – A e B), além de sexagem.



Figura 2A – Exemplar macho de *P. concolor*. Círculos indicando marcas ocasionadas na pelagem que serviram para identificação do indivíduo em comparação com o outro macho da espécie também capturado na área amostral.



Figura 2B – Exemplar fêmea de *P. concolor* capturado em armadilha fotográfica no sul do PERD.



Figura 3 – Exemplar macho de *L. pardalis* capturado na área amostral ao sul da Unidade de Conservação.



Figura 4 – Exemplar fêmea de *P. onca* flagrada em armadilha fotográfica na área amostrada ao sul do PERD.

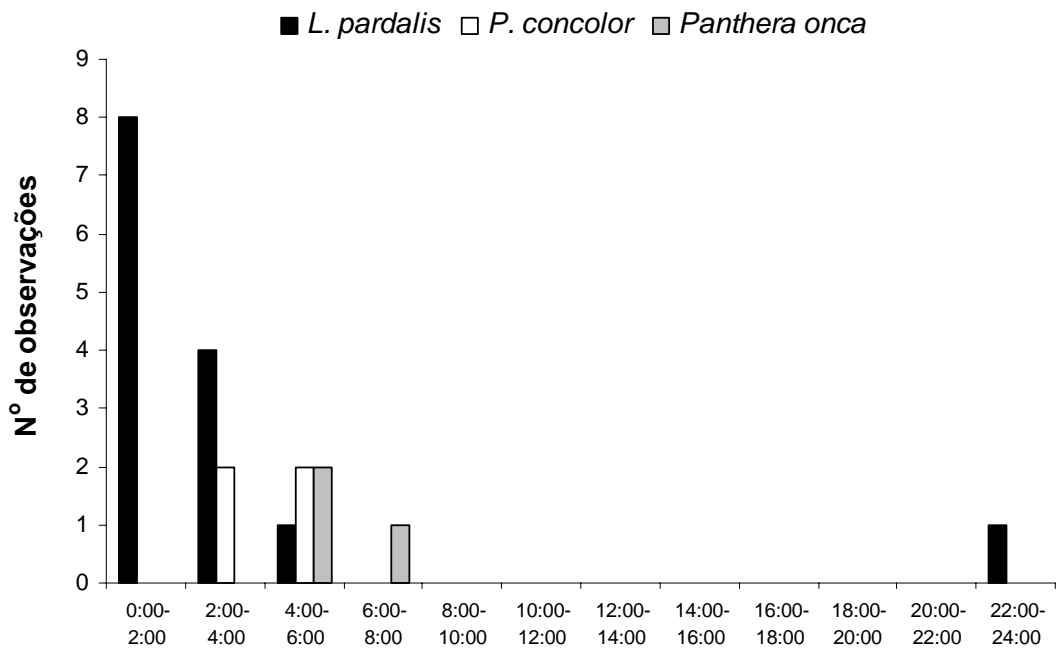


Gráfico 1 – Período de atividade para todos os felinos capturados em armadilhas fotográficas ao sul do PERD.

A estimativa de populações dos três diferentes táxons para a área amostrada ao sul da Unidade de Conservação, está descrita na Tabela 3. O intervalo de confiança das médias estimadas para *L. pardalis*, *P. concolor* e *P. onca* foram, respectivamente: 6 a 14, 4 a 12 e 3 a 9 indivíduos de cada uma das espécies.

Tabela 3 - Estimativa populacional (Média \pm erro padrão) com intervalo de confiança para as três espécies de felinos no sul do PERD.

Espécies	Estimativa populacional (CAPTURE [®])	Intervalo confiança (un.)
<i>L. pardalis</i>	6,75 \pm 1,88	6 a 14
<i>P. concolor</i>	4,75 \pm 1,89	4 a 12
<i>P. onca</i>	2,87 \pm 1,33	3 a 9

Discussão

O delineamento do estudo que contou com 8 (oito) pontos amostrais, em um total de 120 dias (1 dia = 24h), totalizando um esforço amostral de 960 armadilhas/noite, registrou 14 fotos de *L. pardalis* (sendo capturados-recapturados 02 machos e 03 fêmeas), 04 de *P. concolor* (sendo capturada 01 fêmea e capturados-recapturados 02 machos) e 03 de *P. onca* (sendo capturadas-recapturadas 02 fêmeas) em uma área aproximada de 1 km² ao sul da Unidade de Conservação (Tabela 1). O desenho experimental então, amostrou uma área menor e em menor espaço de tempo, seguindo as premissas para estudo de populações fechadas.

Uma das principais premissas do método de captura-recaptura para populações fechadas é a ausência de recrutamento (nascimento ou imigração) ou de perdas (morte ou emigração) de indivíduos durante o período de amostragem (Costa, 2007). Portanto, o ideal seria fazer o levantamento populacional em apenas uma noite, mas isso não é viável (Karanth et al., 2003). Sendo os felídeos animais de vida razoavelmente longa, o período de amostragem da grande maioria dos estudos de estimativa de abundância dos felídeos usando armadilhas fotográficas é de, aproximadamente 60-120 noites, assumindo que durante este período as

chances de violar a premissa de população fechada são mínimas. Pelas análises referentes aos três táxons, foi constatado a probabilidade (Tabela 2) de se tratar de populações fechadas ($p > 0,05$).

Apesar do fato de que para as espécies *L. pardalis* e *P. onca*, o modelo mais linear tenha sido o nulo (Mo), o modelo para variação de heterogeneidade (Mh) foi o escolhido para efeito de análise pelo *software* CAPTURE[®]. Além de constituir a segunda melhor opção que mais se adequa aos dados (Tabela 2), acredita-se que o modelo Mh seja mais apropriado no tocante às variações comportamentais das espécies estudadas. O teste z com estimador *Jackknife* confirmou uma população fechada (Tabela 2) durante o período de amostragem para *L. pardalis* ($z = 0,81$; $p = 0,20$), *P. concolor* ($z = 0,57$; $p = 0,28$) e para *P. onca* ($z = 0,00$; $p = 0,50$). Ambos os modelos, de heterogeneidade (Mh) e nulo (Mo), foram selecionados para estimativa de abundância. No entanto, considerando que o modelo Mo é mais sensível à violação da premissa de homogeneidade de captura e o modelo Mh é um estimador estatístico mais robusto (Karanth, 1995), a população de felinos foi estimada com base neste último. A população estimada por Km² na área estudada (área amostral de 1 km²) ao sul do PERD foi de 6,75 ($\pm 1,8$) indivíduos para *L. pardalis*, de 4,75 ($\pm 1,8$) indivíduos para *P. concolor* e de 2,87 ($\pm 1,3$) indivíduos para *P. onca* (Tabela 3).

Os efeitos abrangidos pelo modelo de heterogeneidade são variados e buscam aleatoriedade sob influências de sexo e sobreposição de áreas, por exemplo. Se pensarmos em termos de felinos de maior porte, sabe-se que para uma determinada área de vida, exista uma sobreposição de proporção ao menos de 2:1 (02F:01M) o que, no caso, o modelo busca casualidade entre sexos (Costa, 2007).

O surgimento e comprovação da existência do chamado “Efeito Pardalis” (Oliveira, 2007), explica que a jaguatirica seria a espécie que tem maior influência sobre a composição da comunidade de felinos de uma determinada área, e não as onças, como se pensava anteriormente. Este efeito pode explicar a escala numérica da pesquisa de *L. pardalis* em relação à *P. concolor* e, principalmente à *P. onca*.

Diferentemente dos felídeos pintados, a onça-parda carece de sinais que possam identificá-la individualmente. Maffei et al. (2005) conseguiram identificar diferentes indivíduos de onça-parda, dado o grande número de foto-capturas por armadilhas fotográficas, e suas densidades populacionais estimadas foram relativamente bem inferiores do que as densidades estimadas para a população da jaguatirica em diferentes regiões na Bolívia, entretanto, maiores que as estimadas para onça pintada.

Segundo Ludlow & Sunquist (1987), o aumento da área de vida potencializaria uma maior sobreposição de área entre as jaguatiricas, podendo explicar a foto-captura de novos indivíduos. No entanto, essa conjectura não justifica o porquê de uma fêmea ter sido foto-capturada uma única vez e não mais durante o resto período amostral. Eventuais saídas ou entradas de diferentes indivíduos adultos na população em diferentes épocas do ano, na mesma área, podem ocorrer em função de processos da dinâmica populacional (mortalidade, emigração) e/ou comportamentais da espécie (Emmons, 1988). Normalmente, esses processos são difíceis de serem detectados somente com base em armadilhamento fotográfico dispostos em uma única área e num curto intervalo de tempo. Usando armadilhas fotográficas, outros estudos com felinos (Maffei et al., 2005) também registraram diferentes indivíduos em amostragens consecutivas na mesma área e num determinado período (<1 ano). No entanto, somente estudos com rádio telemetria poderão fornecer mais detalhes sobre tamanho de área de vida e padrões de movimentação dos felinos de maior porte.

Adicionalmente, maiores informações sobre a sobreposição de área pode ser vinculada à disponibilidade de espécies-presa e sua influência no comportamento dos felinos estudados na parte sul do PERD. Foram foto-capturado no mesmo período e pontos amostrais, potenciais espécies-presas (Nunez et al., 2000; Giordano, 2008) para *L. pardalis*, *P. concolor* e *P. onca*, como: anta (*Tapirus terrestris*), cateto (*Pecari tajacu*), veado-mateiro (*Mazama americana*), cutia (*Dasyprocta leporina*), irara (*Eira barbara*), quati (*Nasua nasua*), cuíca (*Metachiurus nudicaudatus*), macaco-prego (*Cebus nigritus*), tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*) e tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*).

O período de atividade de felinos de maior porte é ainda, um tema que necessita de maiores informações (Vidolin, 2004; Rezini et al., 2007; Giordano, 2008). Além de estimativas de abundância e outros parâmetros de dinâmica populacional, o uso de armadilhas fotográficas também pode ser aplicado em outros estudos populacionais, como uso de habitat, padrões de atividade diária e sazonal, área de vida mínima, entre outros (Tomas & Miranda, 2003; Tomas et al., 2006).

O período de atividade dos felinos investigados na UC (Gráfico 1), pode servir como parâmetro referencial em futuros estudo que envolvam a captura, em gaiolas de captura, de indivíduos para coleta de material biológico ou mesmo para fixação de rádio colares para estudos mais significativos da área de vida de felinos por técnica de telemetria. Os hábitos das jaguatiricas capturas-recapturadas no sul do PERD, variaram de 22:00 às 04:00hs. Já para os indivíduos de onça parda, o período de atividade foi mais conciso, variando de 02:00 às 04:00hs. Os indivíduos de onça pintada capturados tiveram seu período de atividade com variação crepuscular de 05:00 às 08:00hs.

Devido ao difícil acesso às áreas do PERD, constituído de vários sistemas lacustres, não foi possível realizar o levantamento populacional da espécie em uma extensa área amostral. Uma alternativa preferível foi amostrar uma área relativamente pequena e com uma alta concentração de sítios amostrais, e desta forma, garantir que qualquer indivíduo que passasse na área amostrada fosse fotografado. A desvantagem foi não permitir fazer extrapolações confiáveis. E, considerando as limitações do tamanho de área amostral, sugere-se a exploração de outros locais da UC, a fim de obter uma maior representatividade do tamanho populacional dos táxons estudados na região sul do Parque e, adicionalmente, monitorar a ocorrência de outros felídeos.

Referências bibliográficas

- Caughley, G.; Sinclair, A. R. E. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell Scintific Publications: Boston, 334 p.
- Costa, R. F. 2007. Levantamento populacional da jaguatirica (*Leopardus pardalis*), através do uso de armadilhas fotográficas no Parque Estadual

- Ilha do Cardoso, litoral sul do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de São Paulo – ESALQ, Piracicaba. 53 p.
- Cúellar, E.; Maffei, L.; Arispe, R.; Noss, A. J. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests. *Studies on Neotropical fauna and Environment*, v. 41, p. 169-178.
- Di Bitetti, M. S.; Paviolo, A.; De Angelo, C. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, v. 270, p. 153-163.
- Dillon, A. 2005. Ocelot density and home range in Belize, Central America: camera trapping and radio telemetry.. Dissertation (Master in Fisheries and Wildlife Sciences). Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg. 136 p.
- Dillon, A.; Kelly, M. J. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and animal movement on density estimates. *Oryx*, v. 41, p. 469-477.
- Emmons, L. H. 1988. A field study of ocelots (*Leopardus pardalis*) in Peru. *Revue D'Ecologie, La Terre et la Vie, Paris*, v.43, p.133-157.
- Giordano, C. 2008. Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho trófico de Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*), Onça-Parda (*Puma concolor*) e Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal no Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de São Paulo – USP, São Paulo. 69p.
- Jacob, A. A.; Rudran, R. 2003. Rádio telemetria em estudos populacionais. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera onca* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, v. 71, p. 333-338.
- Karanth, K. U.; Chundawat, R. S.; Nichols, J. D.; Kumar, N.S. 2004. Estimation of tiger densities in the tropical dry forest of Panna, Central India, using photographic capture-recapture sampling. *Animal Conservation*, v. 7, p. 285-290.
- Karanth, K. U.; Nichols, J. d.; Cullen Jr., L. 2003. Armadilhamento fotográfico de grandes felinos: algumas considerações importantes. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Kelly, M. J.; Noss, A. J.; Di Bitetti, M. S.; Maffei, L.; Arispe, R. L.; Paviolo, A.; De Angelo, C. D.; Di Blanco, Y. E. 2008. Estimating *Puma* densities from camera trapping across three study sites: Bolívia, Argentina and Belize. *Journal of Mammalogy*, v. 89, p. 408-418.
- Linkie, M.; Chapron, G.; Martyr, D. J.; Holden, J.; Leader-Williams, N. 2006. Assessing the viability of tiger subpopulations in a fragmented landscape. *Journal of Applied ecology*, v. 43, p. 576-586.
- Logan, K. A.; Swenor, L. L. 2001. Desert Puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore. Island Press: Washington, DC. 463 p.

- Ludlow, M.E.; Sunquist, M.E. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research*, v.3, p. 447-461.
- Maffei, L.; Noss, A.J.; Cuéller, E.; Rumiz, D. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of easter Bolívia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, Cambridge, v. 21, p. 349-353.
- Mourão, G. M.; Magnusson, W. 1997. Uso e levantamentos aéreos para manejo de populações silvestres. In: Valladares-Pádua, C.; Bodmer, R. E.; Cullen Jr., L. (eds.). *Manejo e conservação de vida silvestre no Brasil*. MCT-CNPq/sociedade Civil Mamirauá, Belém-PA. pp. 23-33.
- Nascimento, V. L.; Ferreira, J. A.; Freitas, D. M.; Souza, L. L.; Borges, P. A. L.; Tomas, W. M. 2004. Período de atividade de alguns vertebrados do pantanal, estimado por fotografia remota. In: *Anais do IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*. Corumbá, MS.
- Nunez, R. Miller, B.; Lindzey, F. 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology*, v. 252, p. 373-379.
- O'Brien, T. G.; Kinnaird, M. F.; Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, v. 6, p. 131-139.
- Oliveira, T. G. 2007. Projeto gatos-do-mato Brasil: surgimento e comprovação da existência do "Efeito Pardalis". Disponível em: <http://www.fapema.br/site/noticia>
- Paviolo, A.; De Angelo, C. D.; Di Blanco, Y. E.; Di Bitetti, M. S. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Fauna & Flora Internacional*, v. 42, p. 554-561.
- Pinto, L. P.; Bedê, L.; Paese, A.; Fonseca, M.; Paglia, A.; Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: Rocha, C. F. D.; Bergallo, H. G.; Sluys, M.V.; Alves, M. A. S. (eds). *Biologia da Conservação: essências*. São Carlos-SP: Rima Editora, 582 p.
- Sutherland, W. J. 2000. *The conservation handbook: research, management and policy*. United Kingdom: Blackwell Science. 278 p.
- Rexstad, E.; Burnham, K. P. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE abundance estimation of closed population animal population. Collins, US. 30 p.
- Rezini, J. A.; Caglioni, E.; Jesus, C. R.; Laps, R. R. 2007. Análise do comportamento diário de mamíferos através de armadilhas fotográficas. In: *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu-MG, Brasil.
- Scoss, L. M. 2002. Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. 97 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa: Viçosa-MG.
- Srbek-Araujo, A. C.; Chiarello, A. G. 2005. Is camera-trapping an efficient method for surveying mammals in Neotropical forests? A case study in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, v. 21, p.1-5.
- Tomas, W. M.; Miranda, G. H. B. 2003. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). *Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Tomas, W. M.; Rodrigues, F. H. G.; Fusco-Costa, R. 2006. Levantamento e monitoramento de populações de carnívoros. In: Morato, R. G.; Rodrigues,

- F. H. G.; Eizirik, E.; Mangini, P. R. ; Azevedo, F. C. C.; Marinho-Filho, J. (eds). Manejo e conservação de carnívoros neotropicais. São Paulo: IBAMA, 396p.
- Trolle, M.; Kery, M. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy*, v. 84, p. 607-614.
- Vidolin, G. P. 2004. Aspectos bio-ecológicos de *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* e *Leopardus tigrinus* na Reserva Natural Salto Morato, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. 89 p. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná: Curitiba, PR.

CAPÍTULO II: Análise preliminar da área de uso através de monitoramento por rádio telemetria de exemplar de onça parda (*Puma concolor*) re-introduzido no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro – MG.

Resumo

Um exemplar macho, sub-adulto de onça parda re-introduzido, foi monitorado por técnica de rádio telemetria. O monitoramento foi de 110 dias onde o mesmo foi realizado de forma aleatória, com intervalos descontínuos, para se evitar dependência entre localizações consecutivas. Os dados preliminares do acompanhamento, por rádio telemetria, sugerem que a área de uso provisória utilizada por este espécime seja de, aproximadamente, 26 km². Esta configura como o menor índice já descrito para a espécie. No entanto, deve-se ressaltar a importância deste monitoramento básico, visto a incipiência do comportamento de um felino de grande porte re-introduzido em habitat natural após longo período em cativeiro.

Palavras chave: rádio telemetria, área de uso, re-introdução, *Puma concolor*

Introdução

A utilização da técnica de rádio telemetria em pesquisas que buscam o conhecimento aprofundado de processos ecológicos de vertebrados são crescentes (Wauters et al., 2007). Em geral, este tipo de pesquisa busca elucidar padrões de movimentação, territorialidade e utilização de recursos, bem como avaliar parâmetros demográficos, tais como densidade, sobrevivência e dispersão de uma determinada espécie (Jacob & Rudran, 2003; Soisalo & Cavalcanti, 2006).

Para espécies de grande porte, que requerem áreas muito extensas, a proteção e o conhecimento de uma área de tamanho suficiente para englobar as dimensões das áreas de uso dos indivíduos, podem representar um problema, agravado pelo fato de que estas dimensões variem em diferentes ecossistemas (Jacob & Rudran, 2003; Clewenger & Waltho, 2005; Rodrigues & Oliveira, 2006).

Uma das aplicações mais imediatas e comuns da rádio telemetria é conseguir um número de localizações de um dado animal, que permita calcular sua respectiva área de uso (White & Garrott, 1990; Piovezan & Andriolo, 2004; Wauters et al., 2007). O acompanhamento, por esta técnica, de indivíduos de uma população permite obter, além de estimativas das áreas de uso, o padrão de distribuição espacial dos animais. Desta forma, é possível definir se os indivíduos ou grupos daquela população defendem territórios exclusivos ou utilizam áreas sobrepostas (Beisiegel, 2007; Mantovani et al., 2007).

A rádio telemetria por GPS (*Global Positioning System*) tem sido especialmente empregada para espécies que utilizam grandes áreas, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), a onça pintada (*Panthera onca*), e o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), de acordo com Haines et al. (2006), Soisalo & Cavalcanti (2006) e Bandeira de Melo (2007), respectivamente. Porém, a técnica convencional, via sistema de frequência de ondas de rádio VHF (*Very High Frequency*), tem obtido relativo sucesso na obtenção de dados sobre espécies de grande porte. Dietz (1984) utilizando a técnica de rádio telemetria convencional calculou áreas de uso de lobos-guará e, mais recentemente, Logan & Swenor (2001) e Kautz et al. (2006) também utilizando da mesma técnica, estimaram área de uso e de sobreposição entre elas, do puma-do-deserto (*Puma concolor azteca*) e panteras-da-Flórida (*Puma concolor coryi*), respectivamente.

Embora com resultados ainda controversos e custos altíssimos, estratégias de conservação como a re-introdução e a translocação de animais selvagens têm sido utilizadas como forma de estabelecer populações de determinadas espécies em locais de sua distribuição geográfica original, como forma de aumentar populações em risco de extinção, devido ao seu tamanho limitado (Reading & Clark, 1996). A rádio telemetria é uma técnica particularmente útil e largamente utilizada nestes tipos de projetos, permitindo a coleta de dados sobre dispersão, mortalidade, áreas de uso, ciclos de atividades, além da localização dos animais para simples monitoramento (Vandell et al., 2006). A própria identificação de áreas apropriadas para re-introdução, depende de dados prévios sobre a

espécie e seus padrões de uso de habitat, que em geral são obtidos em estudos utilizando a rádio telemetria (Thatcher et al., 2006).

Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi, por meio da técnica de rádio telemetria convencional, rastrear um exemplar de onça parda re-introduzido em habitat natural, para monitoramento e caracterização preliminar de dados relativos à sua área de uso.

Material e Métodos

Um exemplar macho de onça parda (*Puma concolor*) capturado em região antropizada, no município de Astolfo Dutra-MG (21°18'39,17"S e 42°51'42,66"O) foi encaminhado ao Centro de Triagem de Animais Silvestres da Universidade Federal de Viçosa (CETAS/UFV). O animal foi sedado para criteriosa avaliação clínica veterinária, coleta de material biológico e para que fosse processada uma total biometria. Após avaliação da coloração e desgaste dos dentes pela equipe, constatou-se em consenso que tratava-se de um espécime sub-adulto de, aproximadamente, 1 ano e meio. Na ocasião de chegada, a suçuarana teve seu peso corporal checado em 29 kg. Após um ano no CETAS/UFV, sendo condicionada com presas vivas, o animal passou por mais uma sedação para nova avaliação clínica, novas pesagem e biometria. Depois de realizados estes procedimentos, em que verificou-se um ganho de peso de, aproximadamente 10 kg acompanhado de crescimento corpóreo, foi instalado o rádio-colar no animal para posterior soltura, licenciada pelo Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais – IEF/MG sob nº 080/08.

A re-introdução da onça parda foi realizada na Área de Proteção Ambiental (APA) Fazenda Serra D'água, localizada na zona de amortecimento da Unidade de Conservação Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Araponga-MG (20°43'21,22"S e 42°28'44,95"O).

Foi utilizado um rádio-colar convencional, com transmissão via sistema VHF (*Very High Frequency*), com faixa de 150 MHz da ATS[®], com duração da bateria prevista para 18 meses. Cuidado especial foi tomado na fixação do collar, com uma folga suficiente para garantir o máximo possível de conforto sem permitir ao indivíduo desvencilhar-se do mesmo. Após a

soltura do animal foi realizado o monitoramento terrestre (trilhas, picos e estradas) por rádio telemetria no PESB. Para isso, utilizou-se um rádio-receptor, modelo TR-4 da Telonics[®], com auxílio de uma antena direcional rígida do tipo *Adcock* ou “H”.

Uma vez capturado algum sinal, buscava-se o melhor posicionamento para realizar o procedimento de triangulação, de acordo com White & Garrott (1990), no qual foram tomados ao menos dois azimutes (cada direção de um ponto diferente no terreno) do sinal do transmissor. O tempo máximo admitido entre a tomada de pontos foi de 10 minutos. Todos os azimutes foram corrigidos para o efeito da declinação magnética em relação ao norte geográfico, subtraindo-se 21° (declinação magnética para o ano de 2008 para o Estado de Minas Gerais).

O monitoramento foi de 110 dias onde o mesmo foi realizado de forma aleatória, com intervalos descontínuos, para se evitar dependência entre localizações consecutivas (Swihart & Slade, 1985).

O processamento dos azimutes corrigidos e estimativas de localizações para a determinação da área de uso do animal foram executados no *software* Tracker[®]. Como o valor da área de uso é dependente de modelo matemático, o método do Polígono Mínimo Convexo (PMC) foi escolhido como estimador por sua simplicidade e por ser um método amplamente utilizado, oferecendo maior grau de comparabilidade com estudos semelhantes.

Resultados

A metodologia de uso da rádio telemetria convencional, via sistema VHF, mostrou-se satisfatória para o rastreamento pós-soltura do exemplar de onça parda. Apesar da dificuldade de locomoção, devido às grandes conformações de montanhas e vales dentro da UC, buscou-se sempre o sinal do rádio em pontos de elevada altitude a fim de maximizar a utilização do receptor.

Os dados preliminares de acompanhamento, por rádio telemetria de um exemplar macho subadulto de onça parda, re-introduzido em imediações do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), Araponga-MG, sugerem

que a área de uso deste espécime, em 110 dias de monitoramento, seja de, aproximadamente, 26 km² (Figura 1).

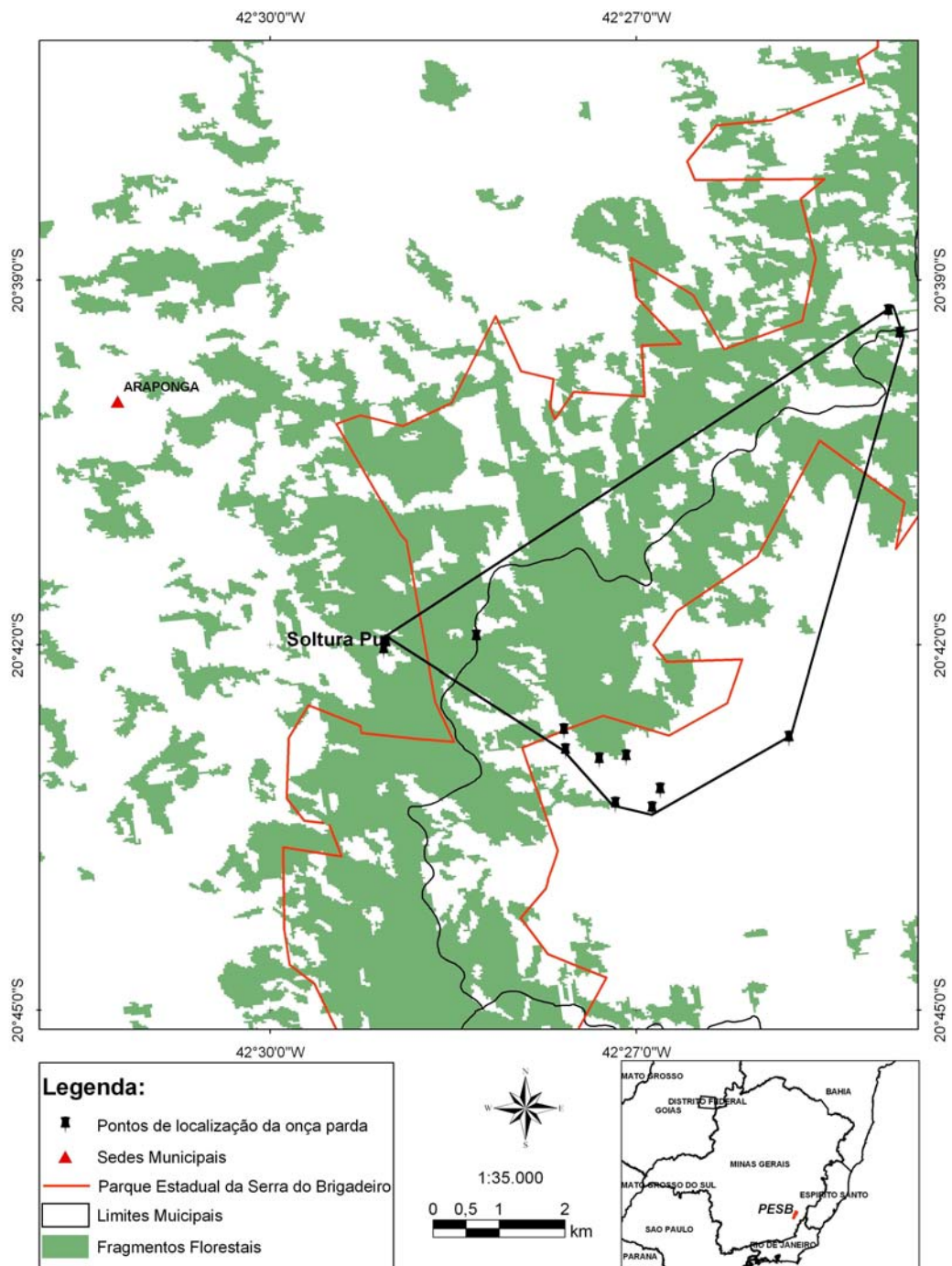


Figura 1 – Área de uso de exemplar de *Puma concolor* reintroduzido no entorno do PESB: dados preliminares.

Discussão

De acordo com Miller et al. (1999), a translocação e re-introdução de carnívoros constituem estratégias que requerem várias considerações, sejam elas, genéticas, demográficas, comportamentais, de doenças ou mesmo de requerimentos de habitats particulares de cada espécie.

Devido aos hábitos solitários e necessidades alimentares, a onça parda costuma ocupar grandes áreas. No Pantanal Mato-Grossense foram observadas áreas de vida da espécie, variando de 32 a 155 km² (Crawshaw & Quiley, 1984). No Chile, em áreas com diferentes fitofisionomias, a área de vida média encontrada para a espécie foi de cerca de 91 km² (Franklin et al., 1999). Por sua vez, no deserto do Novo México, foram encontrados valores de 144 a 317 km² para o puma-do-deserto (Logan & Sweanor, 2001).

Grigione et al. (2002) apontam diversos fatores ecológicos intrínsecos que podem influenciar o tamanho da área de vida de *P. concolor*. Entre estes, sexo, idade, status reprodutivo e massa corporal, além de correlações indiretas extrínsecas como abundância de espécies-presa.

Animais sub-adultos são importantes para o estabelecimento, manutenção e crescimento das populações, assim como incremento de material genético entre populações (Miller et al., 1999; Logan & Sweanor, 2001). No entanto, animais jovens ou sub-adultos em fase de dispersão, costumam percorrer distâncias muito maiores do que aquelas percorridas por adultos com território estabelecido. Assim, valores encontrados para área de uso de animais sub-adultos de *Puma concolor*, variaram de 51 a 104 km², respectivamente, para fêmeas e machos (Logan & Sweanor, 2001).

No sul da Flórida, Kautz et al. (2006) avaliaram o uso da paisagem em programa de conservação de panteras-da-Flórida (*Puma concolor coryi*), identificaram e sugeriram, através de animais marcados, a importância dos vários tipos e tamanho de habitat da espécie. Com esta mesma sub-espécie, Thatcher et al. (2006) identificaram áreas que satisfaçam a re-introdução de espécimes na Flórida. Estes autores sugerem que fatores antrópicos têm influenciado e muito o sucesso de re-introdução de espécies deste porte e, apontam como melhor alternativa de área de soltura, unidades de

conservação de proteção integral, como por exemplo, Parques Nacionais por apresentarem uma efetiva área de habitat protegida.

Avaliando três diferentes áreas na Califórnia (EUA), Grigione et al. (2002) verificaram diferenças sazonais em relação à área de vida de *P. concolor*, observando pouca diferença entre o período de verão em relação ao inverno.

A área de uso encontrada no presente estudo, para um exemplar macho sub-adulto re-introduzido de *Puma concolor* figura como o menor índice já descrito para a espécie (26 km²), mesmo considerando que se tratam de dados preliminares. Área semelhante foi descrita para a panteras-da-Flórida (*P. concolor coryi*), em estudo mais longínquo (cerca de 14 meses de monitoramento) por Maehr et al. (2002), que revelaram uma área de vida para machos e fêmeas subadultos de, respectivamente, 68 km² e 20 km². Estes autores apontam como justificativas para este baixo índice, a influência da área de ocorrência da espécie (muito fragmentada) associada à forte influência antrópica nas intermediações da área.

Desta forma, à semelhança dos dados encontrados por Maehr et al. (2002), as oportunidades de expansão da área de uso do exemplar re-introduzido no entorno do PESB, torna-se um processo mais retardado e delicado, visto a real paisagem recortada que hoje representa o Bioma Mata Atlântica.

Neste contexto, pode-se esperar que áreas de vida, mesmo de felinos de grande porte, sejam menores do que normalmente era de se esperar (Logan & Swenar, 2001). Entretanto, o exemplar re-introduzido e rastreado, pode estar utilizando ainda uma área maior em busca de um território definitivo (Grigione et al., 2002).

Deve-se ressaltar a importância deste monitoramento básico, visto a incipiência do comportamento de um felino de grande porte re-introduzido em habitat natural após longo período em cativeiro. A continuidade da pesquisa em busca do rastreamento do animal torna-se imprescindível para uma melhor elucidação dos dados preliminares apresentados. Assim sendo, uma análise da ocupação da área de uso do espécime será melhor estabelecida e calculada a fim de se comparar com estudos consolidados, não somente para Mata Atlântica, mas também para outros biomas.

Referências bibliográficas

- Bandeira de Melo, L. 2007. Secret lives of maned wolves (*Chrysocyon brachyurus* Illiger, 1815): as revealed by GPS tracking collars. *Journal of Zoology*, v. 271, p. 27-36.
- Beisiegel, B. M. 2007. Telemetria aplicada à conservação. In: anais do IV Simpósio Brasileiro sobre Animais Silvestres e Selvagens. Universidade Federal de Viçosa: Viçosa, Minas Gerais – Brasil. 132 p.
- Clevenger, A. P.; Waltho, N. 2005. Performance indices to indentify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, v. 121, p. 453-464.
- Crawshaw, P. G.; Quiley, H. B. 1984. Estudos Bioecológicos do Pantanal. A Ecologia do jaguar ou onça pintada no Pantanal. Instituto de Desenvolvimento Florestal. Relatório final. 69 p.
- Dietz, J. M. 1984. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian Contributions to Zoology*, v. 392, p. 1-51.
- Franklin, W. L.; Johnson, W. E.; Sarno, R. J.; Iriarte, J. A. 1999. Ecology of the Patagonia puma *Felis concolor patagonica* in Southern Chile. *Biological Conservation*, v. 90, p. 33-40.
- Grigione, M. M.; Beier, P.; Hopkins, R. A.; Neal, D.; Padley, W. D.; Schonewald, C. M.; Johnson, M. L. 2002. Ecological and allometric determinants of home-range size for mountain lions (*Puma concolor*). *Animal Conservation*, v.5, p. 317–324.
- Haines, A.; Grassman Jr, L. I.; Tewes, M. E.; Janecka, J. E. 2006. First ocelot (*Leopardus pardalis*) monitored with GPS telemetry. *European Journal of Wildlife Research*, v. 52, p.216-218.
- Jacob, A. A.; Rudran, R. 2003. Rádio telemetria em estudos populacionais. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de Estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba-PR: Editora da UFPR, 667 p.
- Kautz, R.; Kawula, R.; Hcctor, T.; Comiskey, J.; Jansen, D.; Jennings, D.; Kasbohm, J.; Mazzotti, F.; McBride, R.; Richardson, L.; Root K. 2006. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biological Conservation*, v. 130, p. 118-133.
- Logan, K. A.; Swenor, L. L. 2001. Desert Puma: evolutionary ecology and conservation o fan enduring carnivore. Island Press: Washington, DC. 463 p.
- Maehr, D. S.; Land, E. D.; Shindle, D. B.; Bassc, O. L.; Hcctor, T. S. 2002. Florida panther dispersal and conservation. *Biological Conservation*, v.106, p.187–197.
- Mantovani, J. E.; Mattos, P. S. R.; Santos, J. E.; Pires, J. S. R. 2007. Sensoriamento remoto e rádio telemetria no estudo de padrões de uso da paisagem pelo lobo-guará no interior do estado de São Paulo. In: Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE: Florianópolis, SC - Brasil.
- Miller, B.; Ralls, K.; Reading, R. P.; Scott, J. M.; Estes, J. 1999. Biological and technical considerations of carnivore translocation: a review. *Animal Conservation*, v. 2, p. 59-68.

- Piovezan, U.; Andriolo, A. 2004. A vida selvagem e as ondas do rádio: apenas uma técnica chamada telemetria. Embrapa Pantanal: Corumbá, MS. 28 p.
- Reading, R. P.; Clark, T. M. 1996. Carnivore reintroductions: an interdisciplinary examination. In: Gitelman, J. L. (ed.). Carnivore behavior, ecology and evolution. Vol 2. Cornell University Press: new York. pp. 296-336.
- Rodrigues, F. H. G.; Oliveira, T. G. 2006. Unidades de Conservação e seu papel na conservação de carnívoros brasileiros. In: Morato, R. G.; Rodrigues, F. H. G.; Eizirik, E.; Mangini, P. R. ; Azevedo, F. C. C.; Marinho-Filho, J. (eds). Manejo e conservação de carnívoros neotropicais. São Paulo: IBAMA, 396p.
- Soisalo, M.; Cavalcanti, S. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera traps and capture-recapture sampling in combinations with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, v. 129, p. 487-496.
- Swihart, R. K.; Slade, N. A. 1985. Influence of sampling intervals on estimates of home range size. *Journal of Wildlife Management*, v. 49, p. 1019-1025.
- Thatcher, C. A.; Van Manen, F. T.; Clark, J. D. 2006. Identifying suitable sites for Florida panther reintroduction. *Journal of Wildlife Management*, v. 70, p. 752-763.
- Vandell, J. M.; Stahl, P.; Herrenschmidt, V.; Marboutin, E. 2006. Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival movements to population development. *Biological Conservation*, v. 131, p. 370-385.
- Wauters, L. A.; Preatori, D. G.; Molinari, A.; Tosi, G. 2007. Radio-tracking squirrels: Performance of home range density and linkage estimators with small range and sample size. *Ecological Modelling*, v. 202, p. 333-344.
- White, G. C.; Garrott, R. A. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press: San Diego, 383p.

CAPÍTULO III: Protocolo para coleta e avaliação do sêmen de onças pardas (*Puma concolor*) em cativeiro

Resumo

Amostras de sêmen de cinco onças pardas provenientes de cativeiro foram coletadas para análise da qualidade e motilidade espermáticas. Previamente à coleta de sêmen, foi realizado o esvaziamento e lavagem da bexiga urinária. O sêmen foi obtido por eletroejaculação e foram desferidos cerca de 20 estímulos elétricos de 16 volts, para obtenção da amostra desejada. Os valores médios encontrados para volume total (mL), concentração espermática ($10^6/\text{mL}$) e o total de espermatozóides por ejaculado (10^6) foram, respectivamente: 0,43, 165,0 e 75,2 espermatozóides apresentando ampla variação individual. A motilidade e vigor espermáticos não apresentaram grande variação individual. Embora, assim como outros parâmetros, apresentaram grande variação quando comparadas com as demais espécies de felinos selvagens já estudadas.

Palavras chave: eletroejaculação, sêmen, *Puma concolor*

Introdução

Todas as 37 espécies de felinos hoje conhecidas e existentes, à exceção do gato doméstico (*Felis domestica*), estão listadas sob algum grau de ameaça (IUCN, 2008). Uma das ameaças mais aparentes, sobretudo em pequenas populações isoladas em consequência da fragmentação e perda de habitat (Eizirik, 1996; Lacy, 1997), é a perda de variabilidade genética por deriva gênica. Em populações de felinos selvagens neotropicais, este fato vem sendo associado ao aumento da incidência de espermatozóides estruturalmente anormais, tanto em populações de vida livre como em cativeiro (Wildt et al., 1987; Munson et al., 1996; Moreira, 2001).

Existe um consenso de que a manutenção da diversidade genética nas espécies que requerem grande área de vida, como os grandes felinos, seja dependente do processo reprodutivo (Swanson & Brown, 2004). Um aspecto com importância crescente para a preservação de espécies ameaçadas é a reprodução em cativeiro, onde populações de coleções

zoológicas são especificamente manejadas a fim de se estabelecer uma maior variabilidade genética, evitando endocruzamentos e desta forma, garantir a biodiversidade (Moreira, 2001; Bristol-Gould & Woodruff, 2006).

Neste contexto, a melhor compreensão da fisiologia reprodutiva de felídeos neotropicais faz-se necessária, não somente para um desempenho reprodutivo mais consistente em espécimes de cativeiro, mas também para se elucidar aspectos peculiares da fisiologia reprodutiva de espécies sob risco de extinção, vislumbrando aplicação de técnicas em reprodução assistida com maior sucesso (Wildt et al., 1995; Swanson & Brown, 2004).

Diferenças marcantes são observadas entre as espécies com relação às influências sazonais e sociais sobre a reprodução (Morais et al., 2002). Embora extrapolações no uso de técnicas reprodutivas interespecíficas sejam de grande importância para o avanço do conhecimento, de acordo com Johnston et al. (1994), muitas vezes o desenvolvimento de estratégias de pesquisa para elucidação de respostas pontuais, no conhecimento da fisiologia seja realizado espécie por espécie (processo espécie-específico).

A eletroejaculação é um método apropriado para coleta de sêmen em espécies não-domésticas, devendo ser realizada com animais sob anestesia (Howard, 1993). Wildt et al. (1983) padronizaram protocolo para eletroejaculação de guepardos (*Acinonyx jubatus*) que já foi utilizado com sucesso para a obtenção de sêmen de várias outras espécies de felídeos selvagens, tais como o leopardo (*Panthera pardus* – Brown et al., 1989), tigre (*Panthera tigris* – Donoghue et al., 1990), onça parda (*Puma concolor* – Wildt et al., 1988), jaguatirica (*Leopardus pardalis* – Swanson et al., 1996), onça pintada (*Panthera onca* – Morato et al., 1998; Morato et al., 2001), gato-maracajá (*Leopardus wiedii* – Morais et al., 2002) e gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus* – Swanson et al., 2003 e Erdmann et al., 2005).

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar o protocolo para procedimento de coleta de sêmen por eletroejaculação bem como o protocolo anestésico utilizado para esta finalidade em onça parda (*Puma concolor*), verificando a qualidade seminal pela análise da concentração, motilidade, vigor e índice espermáticos.

Material e Métodos

Foram utilizados 05 (cinco) machos adultos de onça parda, mantidos no Centro de Reabilitação de Animais Silvestres de Campo Grande-MS (CRAS-MS). O presente projeto foi devidamente autorizado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, sob licença nº 12.593 e Comitê de Ética e Experimentação Animal do Departamento de Veterinária da Universidade Federal de Viçosa, processo nº 44/2007.

Os animais foram contidos através de dardos anestésicos e mantidos em anestesia geral com a utilização da associação de cloridrato de quetamina e cloridrato de xilazina na dose de 10 mg/kg e 1,2 mg/kg, respectivamente. Durante todo o procedimento, foram monitorados quanto a parâmetros fisiológicos (frequências respiratória e cardíaca, temperatura retal e tempo de preenchimento capilar). Uma vez anestesiados, os animais foram pesados, mensurados quanto ao comprimento focinho-base da cauda, comprimento da cauda, diâmetro torácico, diâmetro cervical, altura de cernelha, altura dos membros pélvicos e largura e comprimento da face solear dos membros torácicos e pélvicos.

O pênis e o prepúcio foram examinados quanto à morfologia, presença de secreção e de espículas na glândula ao passo que, os testículos foram palpados e examinados quanto à consistência e tamanho, sendo mensurados quanto ao comprimento, largura e espessura, por meio de paquímetro digital, assim como a prega dupla de pele escrotal. O volume testicular foi calculado através da fórmula do volume da elipsóide:

$$V = \frac{4\pi}{3}(ABC), \text{ onde: } V = \text{volume da elipsóide; } A = \text{raio do comprimento, } B =$$

raio da espessura, C = raio da largura testicular, descontando-se a espessura da pele escrotal. Uma vez que a densidade volumétrica testicular é próxima de 1,0 (Johnston et al., 1981), o peso dos testículos foi considerado como o volume testicular. Foi ainda calculado o índice gonadossomático, ou seja, o percentual do peso corporal alocado em gônadas.

O sêmen foi obtido por eletroejaculação, para tal utilizou-se eletroejaculador modelo Eletrogen[®], dotado de probe com três eletrodos longitudinais com 10,5 cm de perímetro. A probe foi lubrificada com óleo mineral e introduzida cerca de 15 cm intrarretal e foram desferidos cerca de 20 estímulos elétricos de 16 volts, para a obtenção da amostra desejada. Previamente à coleta de sêmen, foi realizado o esvaziamento e lavagem da bexiga urinária com sonda uretral e seringa de 10 ml estéreis, a fim de se evitar a contaminação da amostra com urina, ainda neste sentido as amostras foram fracionadas em vários tubos ao longo da coleta. As alíquotas foram coletadas em tubos de *ependorf* de 1,5 ml e mantidos aquecidos a 37 °C, até a avaliação e processamento. Foi realizada a avaliação macroscópica do sêmen quanto ao aspecto (para cor e viscosidade), posteriormente as amostras foram reunidas em um único tubo e então, calculado o volume total do ejaculado, por meio de micro-pipeta de volume variável de 0 a 100 µL.

Cerca de 20 µL de sêmen foi colocado em lâmina de vidro e coberta com lamínula para avaliação à microscopia de luz em aumento de 200 vezes, quanto a motilidade (porcentagem de espermatozóides com móveis, de 0 a 100) e vigor (determinando-se um índice de 0 a 5). Posteriormente, estes valores foram utilizados para se calcular o Índice Spermático (Morais et al., 2002), de acordo com a fórmula: $IE = \frac{[M + (V \times 20)]}{2}$ em que, M é motilidade e V é vigor.

Para determinação da concentração espermática, uma alíquota de 10 µL) utilizada para análise, em microscópio de luz portátil (Handcope[®]) dotado de câmara de contagem própria de campo único.

Resultados

O resultado da biometria corporal, realizada com o propósito de elucidar a grandeza do porte dos animais pesquisados, está presente na Tabela 1. Na Tabela 2 estão descritos o peso corporal, os parâmetros testiculares e índice gonadossomático dos animais estudados. A média para o peso corporal foi de 54870 gramas e para o volume testicular total foi de,

aproximadamente, 15 ml, gerando um índice gonadossomático (IGS) de 0,03.

O protocolo anestésico foi eficiente para o proposto, embora um dos animais tenha apresentado episódio de convulsão, sendo necessário a aplicação intravenosa de fenobarbital (Diazepam[®]) na dosagem 0,03 mg/kg.

Com o protocolo proposto não foi observado nenhuma alíquota contaminada com urina, sendo que em média 20 estímulos elétricos, na voltagem descrita, foram eficientes para coleta de amostras em volume adequado à análise em todos os animais.

Os resultados individuais obtidos quanto ao volume total, concentração espermática, total de espermatozóides por ejaculado, motilidade, vigor, índice espermático e espermatozóides móveis por ejaculado, estão descritos na Tabela 3. O aspecto do sêmen obtido por eletroejaculação em onças pardas de cativeiro foram, respectivamente, translúcido, turvo, translúcido, turvo e turvo para os animais 1, 2, 3, 4 e 5.

O volume total médio do ejaculado obtido foi de 0,43 ml, enquanto que a concentração espermática média foi de 165×10^6 /ml com um total médio de espermatozóides por ejaculado de $75,2 \times 10^6$.

A motilidade média e o vigor médio obtidos para o sêmen coletado de onças pardas de cativeiro foram, respectivamente, 62% e 3.

O índice espermático médio calculado para as amostras coletadas foi de 61% e, os espermatozóides móveis obtidos por ejaculado demonstraram valor médio de, aproximadamente, $53,6 \times 10^6$.

Tabela 1 – Valores unitários e médios (Média ± desvio padrão) para características de biometria corporal (cm) das onças pardas adultas em condições de cativeiro. CFC = comprimento focinho-base da cauda; CC = comprimento da cauda; AC = altura de cernelha; AMP = altura de membro pélvico; DT = diâmetro torácico e DC = diâmetro cervical.

Animal	CFC	CC	AC	AMP	DT	DC
1	130,0	64,0	68,0	64,5	75,0	49,0
2	137,0	58,0	66,0	68,0	74,5	45,0
3	135,0	62,0	68,0	70,5	99,0	49,0
4	135,0	65,0	69,0	70,0	74,0	45,0
5	128,0	65,0	68,0	71,0	75,0	45,0
M ± d.p.	133,0 ± 3,81	62,8 ± 2,95	67,8 ± 1,10	68,8 ± 2,66	79,5 ± 10,91	46,6 ± 2,19

Tabela 2 – Valores unitários e médios (Média ± desvio padrão) para peso corporal (PC), volume do testículo (direito, esquerdo e total) e índice gonadossomático (IGS) das onças pardas adultas, em condições de cativeiro.

Animal	PC (g)	Volume do testículo direito (mL)	Volume do testículo esquerdo (mL)	Volume testicular total (mL)	IGS (%)
1	49150	7,67	8,92	16,59	0,034
2	48250	9,93	9,09	19,02	0,039
3	80000	4,32	5,19	9,51	0,012
4	48450	9,14	7,81	16,95	0,035
5	48500	6,92	6,45	13,37	0,028
M ± d.p.	54870 ± 14052	7,60 ± 2,18	7,49 ± 1,66	15,09 ± 3,72	0,030 ± 0,011

Tabela 3 – Valores unitários e médios (Média ± desvio padrão) das características do sêmen de onças pardas adultas de cativeiro, coletado por técnica de eletroejaculação. Vol = volume total; [] sptz (10^6 mL) = concentração espermática; sptz/ejac = concentração espermática por ejaculado; Mot = motilidade espermática por ejaculado; Vig = vigor; IE = Índice espermático e Sptz móveis/ejac = espermatozóides móveis por ejaculado.

Animal	Vol (mL)	[] sptz (10^6 /mL)	Sptz/ejac (10^6)	Mot (%)	Vig (0-5)	IE (%)	Sptz móveis/ejac (10^6)
1	0,40	180	72	60	3	60	43,2
2	0,50	400	200	70	3	65	140
3	0,40	5	2	10	1	15	0,2
4	0,45	60	30	90	4	85	27
5	0,40	180	72	80	4	80	57,6
M ± d.p.	0,43 ± 0,04	165,0 ± 151,9	75,2 ± 75,8	62,0 ± 31,1	3,0 ± 1,2	61,0 ± 27,7	53,6 ± 52,8

Discussão

Embora a onça parda, seja ainda um dos felinos mais abundantes da fauna brasileira, poucos relatos nesta espécie têm sido observados na literatura (Wildt et al., 1988). O valor médio obtido para o IGS foi o mesmo já verificado para a espécie, também de cativeiro, por Guião Leite & Paula (2003).

A coleta de sêmen em felinos silvestres e domésticos segue em geral o protocolo sugerido por Howard (1993), o qual consiste de 80 estímulos elétricos de 2 a 5 Volts, aplicados em três séries de 30, 30 e 20 estímulos cada. Já o protocolo descrito no presente experimento, propõe a utilização de uma voltagem constante, intermediária à descrita por Howard (1993), e em número reduzido. Embora ambos os protocolos de coleta tenham se revelado eficientes em diversas espécies de felinos (Wildt et al., 1987; 1988; Byers et al., 1990; Morato et al., 1998; 2001; Jayaprakash et al., 2001; Morais et al., 2002), o protocolo proposto para onça parda, neste estudo, mostrou-se menos agressivo, uma vez que reduziu significativamente o número de estímulos elétricos.

Alguns trabalhos citam a contaminação com urina, como um problema na coleta de sêmen por eletroejaculação, visto que os estímulos elétricos deflagrariam também uma contração da bexiga urinária (Howard, 1993; Moreira, 2001). Zambelli et al. (2007) implicam ainda o efeito de alguns anestésicos como o Halotano ou tranqüilizantes como o Diazepam[®], que podem causar relaxamento de musculatura que envolve a uretra pélvica, resultando em contaminação do sêmen por urina durante o procedimento de coleta. Essa contaminação é particularmente problemática em carnívoros, porém, a sondagem da bexiga, drenando-se a urina é uma alternativa viável, desde que feita com sonda de diâmetro adequado e pessoal treinado, uma vez que sangramentos podem ser observados com o uso de pressão excessiva na sucção pela seringa.

Swanson et al (2003) relataram a utilização, para eletroejaculação em felídeos neotropicais, da combinação de tiletamina-zolazepan (5 – 10 mg kg). Esta anestesia injetável produzia um plano anestésico adequado para

todas as espécies com exceção do puma e do gato-mourisco. Zambelli et al. (2007), avaliaram os efeitos da quetamina e medetomidina na qualidade espermática do gato doméstico após coleta por eletroejaculação, observando um aumento do número de espermatozóides por ejaculado com o uso da medetomidina, demonstrando assim um bom protocolo anestésico para procedimentos de coleta por eletroejaculação. O uso da combinação xilazina-quetamina, é amplamente difundida para procedimentos de curta duração em animais silvestres, tendo demonstrado eficiência nos animais utilizados no presente experimento para a coleta de sêmen via eletroejaculação, porém com inconvenientes de episódios de vocalização em três dos animais utilizados e a indução de convulsão em um animal.

Wildt et al. (1988) relataram um alto índice de episódios convulsivos em pumas anestesiados com cloridrato de quetamina para finalidade de coleta de sêmen por eletroejaculação.

A Tabela 4 ilustra o comparativo das características seminais em oito espécies de felinos distintas, incluindo a onça parda. Alguns valores discrepantes para a espécie *Puma concolor* foram verificados no presente estudo em relação aos resultados encontrados por Wildt et al. (1988). Estes pesquisadores encontraram valores médios muito superiores aos descritos para os animais de nosso estudo, para o volume total do ejaculado (Tabelas 3 e 4). No entanto, valores médios foram muito similares para os parâmetros de motilidade, vigor, índice espermático e espermatozóides móveis por ejaculado nesta espécie em relação ao estudo de Wildt et al. (1988).

O valor médio para volume total do ejaculado foi encontrado para a espécie estudada em relação aos demais felinos. Grande variação para o volume total do ejaculado pôde ser observada, não somente entre espécies, mas principalmente no gênero *Panthera*, com o tigre (*Panthera tigris*) evidenciando maior valor em relação ao Leopardo (*Panthera pardus*) e a onça pintada (*Panthera onca*). Os menores valores observados para tal pertencem ao gênero *Leopardus* (jaguaritica – *Leopardus pardalis*; gato-domato-pequeno – *Leopardus tigrinus*; gato-maracajá – *Leopardus wiedii*).

A concentração espermática obtida para onça parda foi intermediária em relação aos demais felinos selvagens já estudados (Tabelas 3 e 4). Uma alta discrepância é notada entre a maior concentração

do gato-do-mato-pequeno com a bem menor concentração relatada para a onça pintada. O maior e menor valor médio relatado para o total de espermatozoides por ejaculado foram para, respectivamente, a jaguatirica e guepardo (*Acinonyx jubatus*). Para a onça parda, o valor encontrado neste parâmetro mostrou-se intermediário em relação aos demais felinos, no entanto, maior que o verificado por Wildt et al. (1988) para a espécie.

Tabela 4 – Valores médios (Média ± desvio padrão) das características do sêmen de felinos selvagens, obtidos por técnica de eletroejaculação. Vol =volume total; [] sptz (10^6 mL) = concentração espermática; sptz/ejac = concentração espermática por ejaculado; Mot = motilidade espermática por ejaculado; Vig = vigor; IE = Índice espermático e Sptz móveis/ejac = espermatozoides móveis por ejaculado.

Animal	Vol(mL)	[] sptz (10^6 /mL)	Sptz/ejac (10^6)	Mot (%)	Vig (0-5)	IE (%)	Sptz móveis/ejac (10^6)
<i>Panthera onca</i> ¹	7,40 ± 3,70	6,2 ± 3,0	59,3 ± 12,8	62,6 ± 11,0	2,7 ± 0,5	61,0 ± 2,2	42,8 ± 10,5
<i>Panthera tigris</i> ²	10,30 ± 3,90	57,0 ± 54,6	31,9 ± 8,6	81,5 ± 3,7	4,0 ± 0,2	80,7 ± 4,4	230,6 ± 71,6
<i>Panthera pardus</i> ³	1,57 ± 1,26	55,7 ± 38,6	46,2 ± 9,8	57,0 ± 16,9	3,0 ± 0,3	58,5 ± 2,9	108,0 ± 25,6
<i>Acinonyx jubatus</i> ⁴	1,80 ± 0,30	54,3 ± 27,1	27,3 ± 5,8	69,0 ± 5,8	3,7 ± 0,2	71,5 ± 5,2	30,9 ± 6,7
<i>Leopardus pardalis</i> ⁵	1,40 ± 0,10	101,2 ± 10,6	137,9 ± 18,7	81,4 ± 1,2	3,7 ± 0,1	77,5 ± 1,3	114,7 ± 15,8
<i>Leopardus tigrinus</i> ⁵	0,30 ± 0,10	411,9 ± 46,3	103,7 ± 12,6	71,4 ± 2,3	3,8 ± 0,1	74,1 ± 1,8	74,2 ± 8,9
<i>Leopardus wiedii</i> ⁵	0,50 ± 0,01	75,6 ± 11,0	32,0 ± 3,9	73,5 ± 1,3	3,4 ± 0,1	70,5 ± 1,3	23,4 ± 2,8
<i>Puma concolor</i> ⁶	3,40 ± 0,60	-	22,0 ± 7,3	64,3 ± 6,6	3,6 ± 0,2	68,1 ± 9,1	44,2 ± 12,8

¹Morato et al. (1998; 2001); ² Wildt et al. (1988) e Byers et al. (1990); ³ Wildt et al. (1988) e Jayaprakash et al. (2001); ⁴ Wildt et al. (1987; 1988); ⁵ Morais et al. (2002); ⁶ Wildt et al. (1988).

Embora a motilidade e o vigor espermáticos sejam considerados, como parâmetros subjetivos, mostraram maior homogeneidade entre todas as espécies de felinos, incluindo a espécie estudada, com valores médios variando de, respectivamente, 62-81% e 2,7-4.

O índice espermático também apresentou comportamento homogêneo entre as espécies de felinos selvagens estudadas, sendo o menor valor médio registrado para as onças pardas e pintada (61%) e maior

valor médio para o tigre (80,7%), acompanhado pelas espécies do gênero *Leopardus*, principalmente a jaguatirica.

Diferenças maiores são observadas na avaliação de espermatozoides móveis por ejaculado entre as diferentes espécies de felinos selvagens. O gato-maracajá figura como a espécie que detém o menor número de espermatozoides móveis por ejaculado, enquanto que o tigre e o leopardo se destacam por apresentar um maior número de espermatozoides móveis por ejaculado em relação aos demais felinos pesquisados. Wildt et al. (1988) encontraram valores médios similares deste parâmetro em pumas, em relação ao presente estudo.

A análise do presente estudo, pode servir de grande valia em pesquisas envolvendo a criação de protocolos para criopreservação de gametas. Assim, de acordo com os dados obtidos, pôde-se concluir que o volume total do ejaculado, a concentração espermática e o total de espermatozoides por ejaculado representaram valores medianos para a espécie estuda em relação aos demais felinos. A motilidade e vigor espermáticos mostraram-se homogêneos para a onça parda, assim como nas demais espécies de felinos já estudados. A onça parda detém o menor índice espermático e menor número de espermatozoides móveis por ejaculado dentre todos os felinos.

Referências bibliográficas

- Axnér, E.; Linde-Forsberg, C. 2007. Sperm morphology in the domestic cat and its relation with fertility: a retrospective study. *Reprod. Dom. Anim.*, v. 65, p. 234-253.
- Bristol-Gould, S.; Woodruff, T. K. 2006. Folliculogenesis in the domestic cat (*Felis catus*). *Theriogenology*, v. 66, p. 5-13.
- Brown, J. L.; Wildt, d. E.; Phillips, L. G.; Seidensticker, J.; Fernando, S. B. U.; Miththapala, S.; Goodrowe, K. L. 1989. Adrenal-pituitary-gonadal relationships and ejaculate characteristics in captive leopards (*Panthera pardus kotiya*) isolated on island of Sri Lanka. *J. Reprod. Fert.*, v. 85, p. 605-613.
- Byers, A. P.; Hunter, A. G.; Seal, U. S.; Graham, E. F.; Tilson, R. L. 1990. Effect of season on seminal traits and serum hormone concentrations in captive male Siberians tigers (*Panthera tigris*). *J. Reprod. Fert.*, v. 90, p. 119-125.
- CBRA – Colégio Brasileiro de reprodução Animal. 1998. Manual para Exame Andrológico e Avaliação de Sêmen Animal. 2ª ed. Colégio Brasileiro de Reprodução Animal: Belo Horizonte-MG, 49 p.

- Donoghue, A. M.; Johnston, L. A.; Seal, U. S.; Armstrong, d. L.; Tilson, R. L.; Wolf, P.; Petrini, K.; Simmons, L. G. Gross, T.; Wildt, D. E. 1990. *In vitro* fertilization and embryo development *in vitro* and *in vivo* in the tiger (*Panthera tigris*). *Biology of Reproduction*, v. 43, p. 733-744.
- Dorsser, F. J. H.; Strick, J. A. 2005. Semen characteristics and sperm morphology in the Arabian leopard (*Panthera pardus nimr*) and how these vary with age and season. *Rep. Fert. and Develop.*, v. 17, p. 675-682.
- Eizirik, E. 1996. Ecologia molecular, genética da conservação e o conceito de unidades evolutivamente significativas. *Braz. J. of Genetics*, v. 19, p. 23-29.
- Erdmann, R.H.; Juvenal, J.C.; Moraes, W.; Cubas, P.; Carvalho, A.L.; Moreira, N. 2005. Exame reprodutivo em gato-do-mato-pequeno (*Leopardus tigrinus* Schreber, 1775). *Archives of Veterinary Science*, v. 10, p. 75-79.
- Guião Leite F.L.; Paula, T.A.R. 2003. Rendimento intrínseco da espermatogênese, o índice de células de Sertoli e a produção espermática diária da onça parda (*Puma concolor*). *Rev. Bras. Reprod. Anim.*, v. 27, p. 21-26.
- Howard, J. G. 1993. Semen collection and analysis in carnivores. In: Fowler, M. E. *Zoo and Wild Animal Medicine: current therapy*. W. B. Saunders: Philadelphia. pp. 390-399.
- Howard, J.G.; Bush, M.; Wildt, D.E. 1986. Semen collection, analysis and cryopreservation in nondomestic mammals. In: Morrow, D.A. (ed.). *Current Therapy in Theriogenology*. W.B. Saunders: Philadelphia, p.1047-1053.
- IUCN – International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2008. IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org> Acesso em: 03 de fevereiro de 2009.
- Jayaprakash, D.; Patil, S. B.; Kumar, M. N.; Majumdar, K. C.; Shivaji, S. 2001. Semen characteristics of the captive Indian Leopard, *Panthera pardus*. *Journal of Andrology*, v. 22, p. 25-33.
- Johnston L, A.; Petty, C.S.; Neves, W.B. 1981. A new approach to qualification of spermatogenesis and its application to germinal cell attrition during human spermatogenesis. *Biol. Reprod.*, v.25, p. 217-226.
- Johnston, L. A.; Armstrong, D. L.; Brown, J. L. 1994. Seasonal effects on seminal and endocrine traits in the captive Snow Leopard (*Panthera uncia*). *J. Reprod. Fert.*, v. 102, p. 229-236.
- Lacy, R. C. 1997. Importance of genetic variation to the viability of mammalian populations. *J. Mammal.*, v. 78, p. 320-335.
- Morais, R. N.; Mucciolo, r. G.; Gomes, M. L. F.; Lacerda, O.; Moraes, W.; Moreira, N.; Graham, L. H.; Swanson, W. F. Brown, J. L. 2002. Seasonal analysis of sêmen characteristics, serum testosterone and fecal androgens in the ocelot (*Leopardus pardalis*), margay (*L. wiedii*) and tigrina (*L. tigrinus*). *Theriogenology*, v. 57, p. 2027-2041.
- Morato, R. G.; Conforti, V. A.; Azevedo, F. C.; Jacomo, T. A.; Silveira, L.; Sana, D.; Nunes, A. L. V.; Guimarães, M. A. B. V.; Barnabé, R. C. 2001. Comparative analyses of semen and endocrine characteristics of free-living versus captive jaguars (*Panthera onca*). *Reproduction*, v. 122, p. 745-751.
- Morato, R. G.; Guimarães, M. A. B. V.; Nunes, A. L. V.; Teixeira, R. H.; Carciofi, A. C.; Ferreira, F.; Barnabé, V. H.; Barnabé, R. C. 1998. Colheita e avaliação espermática em onça pintada (*Panthera onca*). *Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science*, v. 35, p. 178-181.

- Moreira, N. 2001. Reprodução e estresse em fêmeas de felídeos do gênero *Leopardus*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná: Curitiba-PR.
- Munson, L.; Brown, J.L.; Bush, M.; Packer, C.; Janssen, D.; Reiziss, S. M.; Wildt, D.E. 1996. Genetic diversity affects testicular morphology in free-ranging lions (*Panthera leo*) of Serengeti Plains and Ngorongoro Crater. *J. Reprod. Fertil.*, v.108, p.11-15.
- Pineda, M. H.; Dooley, M. P.; Martin, P. A. 1984. Long term study on the effects of eletroejaculation on seminal characteristics of the domestic cat. *American Journal of veterinary research*, v. 45, p. 1038-1041.
- Pukazhenth, B.; Wildt, D.E.; Howard, J.G. 2001. The phenomenon and significance of teratospermia in felids. *Journal of Reproduction and Fertility*, v. 57, p. 423-433.
- Swanson, W. F.; Brown, J. I. 2004. Internation training programs in reproductive sciences for conservation of Latin America felids. *Animal Reproduction Science*, v. 82, p. 21-34.
- Swanson, W. F.; Howard, J. G.; Roth, T. L.; Brown, J. L.; Alvarado, T.; Burton, M.; Starnes, d.; Wildt, D. E. 1996. Responsiveness of ovaries to exogenous gonadotrophins and laparoscopic artificial insemination with frozen-thawed spermatozoa in ocelots (*Leopardus pardalis*). *J. Reprod. Fert.*, v. 106, p. 87-94.
- Swanson, W.F.; Johnson, W.E.; Cambre, R.C. 2003. Reproductive status of endemic felid species in Latin American zoos and implications for ex situ conservation. *Zoo Biology*, v. 22, p. 421-441.
- Wildt, D. E.; Bush, M.; Howard, J. G.; O'Brien, S. J.; Meltzer, D.; Dyk, A. V.; Ebedes, H.; Brand, D. J. 1983. Unique seminal quality in the south African cheetah and a comparative evaluation in the domestic cat. *Biology of Reproduction*, v. 29, p. 1019-1025.
- Wildt, D. E.; O'Brien, S. J.; Howard, J. G.; Caro, T. M.; Roelke, M. E.; Brown, J. L.; Bush, M. 1987. Similarity in ejaculate-endocrine characteristics in captive versus free-ranging cheetahs of two subspecies. *Biology of reproduction*, v. 36, p. 351-360.
- Wildt, D. E.; Phillips, L. G.; Simmons, L. G.; chakraborty, P. K.; Brown, J. L.; Howard, J. G.; Teare, A.; Bush, M. 1988. A comparative analysis of ejaculate and hormonal characteristics of the captive male cheetah, tiger, leopard and puma. *Biology of Reproduction*, v. 38, p. 245-255.
- Wildt, D.E.; Pukazhenth, B.; Brown, J.; Monfort, S.; Howard, J.G.; Roth, T.L. 1995. Spermatology for understanding managing and conserving rare species. *Rep. Fert. Develop.*, v.7, p.812-824.
- Wildt, E.D.; Bush, M.; Goodrowe, K.L.; Packer, C.; Pusey, A.E.; Brown, J.L.; Joslin, P.; O'Brien, S.J. 1987. Reproductive and genetic consequences of founding isolated lion populations. *Nature*, v.329, p.328-331.
- Zambelli, D.; Cunto, M.; Prati, F.; Merlo, B. 2007. Effects of ketamine or medetomidine administration on quality of eletroejaculated sperm and sperm flow in the domestic cat. *Theriogenology*, v. 68, p. 796-803.

CONCLUSÕES GERAIS

Com base nos dados obtidos no presente estudo, é possível concluir que:

(i) A utilização de armadilhamento fotográfico com a finalidade de levantamento populacional de felinos de maior porte, no Parque Estadual do Rio Doce (PERD) foi extremamente eficaz;

(ii) A metodologia utilizada para armadilhas fotográficas na porção sul do PERD em relação à período e esforço amostral foi satisfatória, revelando dados que se adequaram às premissas de uma população fechada de felinos;

(iii) A estimativa para densidade de *L. pardalis*, *P. concolor* e *P. onca* foram, respectivamente: 6,75 – 4,75 – 2,87 indivíduos por Km² na área estudada;

(iv) A técnica de rádio telemetria convencional (VHF) foi extremamente eficaz na captação de sinal do rádio colar do indivíduo de onça parda re-introduzido no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB);

(v) A área de uso calculada para o exemplar macho subadulto de *P. concolor* re-introduzido no entorno do PESB, após 110 dias de monitoramento, foi de, aproximadamente, 26 km²;

(vi) O protocolo de coleta de sêmen por eletroejaculador em onças pardas de cativeiro, foi eficaz, minimizando o tempo de coleta com uma única série de estímulos (20) em uma voltagem constante (16 V);

(vii) O procedimento anestésico adotado, bem como a sondagem da bexiga para retirada de urina em *P. concolor*, previamente à eletroejaculação, foram essenciais no sucesso da coleta de sêmen.