

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
TROPICAL**

**USO DE ESTRUTURAS DE DRENAGEM POR
JAGUATIRICAS (*Leopardus pardalis*) EM TRECHO DA
RODOVIA BR-101 QUE INTERCEPTA A RESERVA
BIOLÓGICA DE SOORETAMA**

LUCAS MENDES BARRETO

São Mateus - ES
Maio, 2017

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO UNIVERSITÁRIO NORTE DO ESPÍRITO SANTO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE
TROPICAL**

**USO DE ESTRUTURAS DE DRENAGEM POR
JAGUATIRICAS (*Leopardus pardalis*) EM TRECHO DA
RODOVIA BR-101 QUE INTERCEPTA A RESERVA
BIOLÓGICA DE SOORETAMA**

LUCAS MENDES BARRETO

Orientadora: Roberta Paresque

Coorientador: Aureo Banhos

Coorientadora: Ana Carolina Srbek Araujo.

**Dissertação submetida ao Programa de Pós
Graduação em Biodiversidade Tropical da
Universidade Federal do Espírito Santo como
requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre
em Biodiversidade Tropical**

**São Mateus - ES
Maio, 2017**

Dados Internacionais de Catalogação na publicação (CIP)
(Divisão de Biblioteca Setorial do CEUNES - BC, ES, Brasil)

B273u Barreto, Lucas Mendes, 1986 -
 Uso de estruturas de drenagem por jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) em trecho da rodovia BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama / Lucas Mendes Barreto. – 2017.
 44 f. : il.

 Orientador: Roberta Paresque.
 Coorientador: Aureo Banhos dos Santos; Ana Carolina Srbek Araujo.

 Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) –
 Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Universitário Norte do Espírito Santo.

 1. Drenagem de rodovias. 2. Biodiversidade. 3. Habitat fragmentado. 4. Felinos. I. Paresque, Roberta. II. Santos, Aureo Banhos dos. III. Araujo, Ana Carolina Srbek. IV. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Universitário Norte do Espírito Santo. V. Título.

CDU: 502

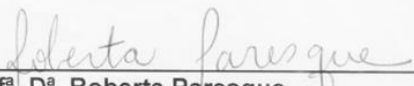
LUCAS MENDES BARRETO

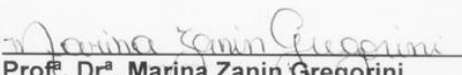
**USO DE ESTRUTURAS DE DRENAGEM POR JAGUATIRICA
(*LEOPARDUS PARDALIS*) EM TRECHO DA RODOVIA BR 101 QUE
INTERCEPTA A RESERVA BIOLÓGICA DE SOORETAMA**

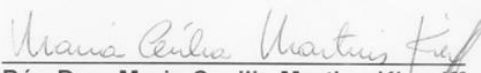
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade Tropical.

Aprovada em 26 de maio de 2017.

COMISSÃO EXAMINADORA


Prof.^a D.^a Roberta Paresque
Universidade Federal do Espírito Santo
Orientadora


Prof.^a D.^a Marina Zanin Gregorini
Universidade Federal do Espírito Santo


Pós-Doc. Maria Cecilia Martins Kieruff
Universidade Federal do Espírito Santo

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a minha família pelo enorme apoio e incentivo ao longo desses anos. Em especial agradeço a minha mãe Luciane e a minha avó Luzia por todos os ensinamentos e por sempre terem acreditado nos meus sonhos. Obrigado por sempre apontar a direção correta, demonstrando todos os valores de uma família do bem e unida.

Agradeço de coração a todos os meus amigos pela força transmitida e, que mesmo de longe, sempre torceram pelo meu sucesso.

Obrigado Thais Sciarretta por sempre estar ao meu lado!

Muito obrigado a minha orientadora Roberta Paresque, que aceitou o desafio, acreditou no meu trabalho e sempre esteve pronta para sanar as minhas necessidades.

Obrigado ao professor Aureo Banhos, meu amigo e coorientador, pelos ensinamentos e valores transmitidos, os quais me possibilitaram maior entendimento, não só no aspecto ambiental, mas também para a vida.

Agradeço à professora Ana Carolina Srбек (Carol), minha coorientadora, por toda ajuda, carinho, dedicação e confiança depositada em mim para que o trabalho fosse realizado da melhor forma possível.

Meus agradecimentos à Comissão de Aperfeiçoamento de Pessoal do Nível Superior (CAPES), pelo investimento no Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Tropical que propiciou a minha formação.

Obrigado aos membros da banca examinadora pelo aceite, pelo tempo despendido e pelas contribuições, as quais poderão contribuir para a melhoria desse manuscrito.

Meus sinceros agradecimentos a toda equipe do projeto “Modelo Preditivo de Impactos das Estradas sobre a Biodiversidade”, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES), sem vocês não seria possível realizar o trabalho!

Por fim, muito obrigado a todos que contribuíram direta e indiretamente. Muito obrigado!

SUMÁRIO	
LISTA DE FIGURAS	IV
RESUMO.....	VII
ABSTRACT.....	VIII
INTRODUÇÃO	10
Efeitos das estradas na biodiversidade.....	10
Impacto das estradas nos felinos.....	12
Medidas de Mitigação	13
As estradas no contexto da conservação da Mata Atlântica	14
OBJETIVO	15
Geral.....	15
Específicos	15
MATERIAL E METODOS	16
Área de estudo	16
Coleta de dados	18
Análise de dados.....	19
RESULTADOS.....	21
Registros e caracterização dos indivíduos	21
Padrão de atividade	26
DISCUSSÃO	31
Registros e caracterização dos indivíduos	31
Padrão de atividade	35
CONCLUSÃO	37
REFERÊNCIAS.....	37

LISTA DE FIGURAS

- Figura 01** - Localização da Reserva Biológica de Sooretama no estado do Espírito Santo. A linha em vermelho representa o trecho de 5,1 km da BR – 101 onde se localizam as Armadilhas fotográficas dispostas nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas amostradas no presente estudo. Fonte: Projeto Modelo Preditivo de Impactos das Estradas sobre a Biodiversidade. 17
- Figura 02** - Estruturas de drenagem existentes no trecho da Rodovia BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama. Estrutura A (bueiro simples tubular de concreto), Estrutura B (bueiro simples tubular de concreto), Estrutura C (galeria celular de concreto), Estrutura D (galeria tipo porta de concreto) e Estrutura E (bueiro duplo tubular metálico). Crédito fotográfico: Fabiana Cruz. 18
- Figura 03** - Número de registros de *Leopardus pardalis* obtidos entre dezembro de 2014 e dezembro de 2015, nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas na Reserva Biológica de Sooretama - (ES). 22
- Figura 04** - Mapa com os pontos de registro e polígonos das áreas de uso de *Leopardus pardalis* individualizadas obtidos entre dezembro de 2014 e dezembro de 2015, nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). 24
- Figura 05** – Número de registros *Leopardus pardalis* individualizadas nas estruturas de drenagem no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015 na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). 25
- Figura 06** - Distribuição dos registros e sobreposição espacial entre os *Leopardus pardalis* individualizados e as unidades amostrais nas estruturas de drenagem. Na parte superior estão os respectivos indivíduos e na parte inferior as unidades amostrais. A largura das barras caracteriza a frequência de registro dos indivíduos no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015 na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). 26
- Figura 07** - Distribuição diária dos registros de *Leopardus pardalis* a partir de armadilhas fotográficas instaladas nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas, no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). 26
- Figura 08** - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis*, obtidos a partir de armadilhas fotográficas alocadas nas

estruturas de drenagem (A) e armadilhas fotográficas alocadas nas trilhas e acessos (B), no período amostral de dezembro de 2014 a dezembro de 2015 na Reserva Biológica de Sooretama – (ES)..... 27

Figura 09 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis* obtida a partir de armadilhas fotográficas dispostas nas estruturas de drenagem entre a estação chuvosa (A) e estação seca (B) no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES)..... 27

Figura 10 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis* obtidos a partir das armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem entre as quatro fases lunares: nova (A), crescente (B), cheia (C) e minguante (D), no período entre dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES)..... 29

Figura 11- Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis*, obtidos a partir de armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem entre fêmeas (A) e macho (B), no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). 30

Figura 12 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis* obtidos a partir de armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem, entre os quatros indivíduos com maiores frequências: SRM (A), SSM (B), SJF (C) e SCF (D), entre o período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). 30

LISTA DE TABELAS

- Tabela 01** – Identificação, número de registros, área de uso e estruturas de drenagens utilizadas pelos indivíduos de *Leopardus pardalis* amostrados no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, nas estruturas de drenagem, porteiras, acessos e módulo RAPELD, na Reserva Biológica de Sooretama – ES. 23
- Tabela 02** - Valores do teste Mardia-Whatson-Wheeler (W) com os respectivos p-valores para a comparação dos períodos de atividade entre o padrão geral de registros e as fases lunares e entres as fases lunares, de *Leopardus pardalis* a partir dos dados obtidos nas armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem, no período de dezembro de 2014 e dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). * indica valores de $p < 0,05$ 28
- Tabela 03** - Valores do teste Mardia-Whatson-Wheeler (W) com os respectivos p-valores para a comparação do período de atividade de *Leopardus pardalis*, entre e o padrão geral e os quatros indivíduos com maiores números de registros e entre os indivíduos (SRM, SSM, SJF e SCF), partir dos dados obtidos nas armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem, no período de dezembro de 2014 e dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). * indica valores de $p < 0,05$ 31

RESUMO

A fragmentação de habitats para a construção e operação de estradas pode gerar uma série de impactos em diferentes escalas, criando subpopulações pequenas e isoladas que podem resultar na interrupção dos movimentos da fauna entre populações locais. Dessa forma o presente estudo teve como objetivo caracterizar o uso, pelas jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), das estruturas subterrâneas de drenagem localizadas em um trecho da rodovia BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama. Foram utilizados registros obtidos de armadilhas fotográficas entre dezembro de 2014 a dezembro de 2015. A identificação e individualização foram realizadas através de uma combinação de caracteres diagnósticos. Avaliamos o padrão de atividade entre as armadilhas alocadas nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas, estação seca e chuvosa, fases lunares, entre os sexos e entre indivíduos realizando o teste de Mardia-Watson-Wheeler. Foi encontrado um total de 612 registros, sendo 334 foram individualizados e distribuídos em nove espécimes, apresentando o período de atividade catemeral. Os períodos de atividade foram significativos para: estação seca e chuvosa ($W= 14,6$; $p= 0,0006$), fase da lua nova e lua cheia ($W= 8,64$; $p= 0,013$) e entre o sexo ($W= 9,28$; $p= 0,01$). Constatamos um elevado uso do espaço pelas jaguatiricas na área amostrada, identificamos o uso da área amostrada por nove indivíduos e encontramos uma organização social, espacial e diferenças no padrão de atividade.

Palavras-chaves: ecologia de estradas; sazonalidade; felinos; conectividade.

ABSTRACT

Habitat fragmentation for road construction and operation can generate a number of impacts at different scales, creating small, isolated subpopulations that can result in disruption of wildlife movements among local populations. Thus the present study aimed to characterize use, the ocelot (*Leopardus pardalis*), of culvert drainage located on a stretch of BR-101 highway that intersects the Sooretama Biological Reserve. Records obtained from photographic traps were used between December 2014 and December 2015. Identification and individualization were performed through a combination of diagnostic characters. We evaluated the pattern of activity between the traps allocated to drainage structures, access and trails, dry and rainy season, lunar phases, between the sexes and between individuals performing the Mardia-Watson-Wheeler test. Total of 612 records were found, and 334 were individualized and distributed in nine specimens, with the period catemeral activity. The periods of activity were significant for: dry and rainy season ($W = 14.6$, $p = 0.0006$), new moon phase and full moon ($W = 8.64$, $p = 0.013$) and between sex ($W = 9.28$, $p = 0.01$). We found a high use of space by the ocelots in the sampled area, identified the use of the area sampled by nine individuals and found a social, spatial organization and differences in the pattern of activity.

Keywords: road ecology; Seasonality; felines; Connectivity.

INTRODUÇÃO

Efeitos das estradas na biodiversidade

As rodovias, caracterizadas pelo alto fluxo de veículos e por serem pavimentadas, e as estradas, aquelas de baixo fluxo de veículos com ou sem pavimentação, são elementos importantes para a sociedade, pois conferem deslocamento de acesso rápido e barato, tendo se transformado na principal via dos meios de transporte terrestre do mundo (FORMAN e ALEXANDER, 1998).

Apesar das vantagens para as atividades humanas e para o desenvolvimento econômico (LAURANCE et al., 2009), as estradas¹ causam inúmeras perturbações aos ecossistemas terrestres (TROMBULAK e FRISSE, 2000). Estes impactos incluem: perda de habitats, degradação dos habitats adjacentes (efeitos de borda, ruído, poluição química, propagação de ervas daninhas etc.), fragmentação de habitats, efeito barreira, mortalidade de animais por colisão com veículos, evitação da fauna silvestre e atração de espécies (LAURANCE et al., 2009). Em suma, a construção e a expansão das estradas resultam na supressão da vegetação e na perda de habitat em suas adjacências (LAURANCE et al., 2009).

As estradas atraem pessoas e estimulam o desenvolvimento, às vezes podem gerar mais remoção da vegetação nativa mesmo após a sua construção, devido às diferentes formas de usos da terra e ocupações humanas que se estabelecem no ambiente próximo à estrada (LAURENCE et al., 2009). Os novos acessos originados a partir da construção das estradas facilitam a caça em áreas florestais, as quais, anteriormente, eram inacessíveis, podendo intensificar a perda de indivíduos e resultar em uma diminuição populacional de espécies com diferentes status de conservação (VAN DER REE et al., 2015).

A perda indireta de habitat também pode ocorrer através da degradação, devido à interação de inúmeros efeitos bióticos e abióticos. O efeito de borda modifica as condições físicas (temperatura, umidade do solo, luz, poeira, fluxo de água superficial, padrão de escoamento e sedimentação,

¹ O termo “estrada” será empregado de forma mais ampla no presente estudo, abrangendo tanto as rodovias quanto as estradas propriamente ditas, conforme definições apresentadas anteriormente, salvo casos específicos.

entre outros) e bióticas às margens dos fragmentos florestais interceptados por estradas, gerando consequências que irão além do tempo de construção destas estruturas (TROMBULAK e FRISSE, 2000). O impedimento do fechamento natural da borda (LAURENCE et al., 2009) pode facilitar invasões por ervas daninhas, principalmente pela maior incidência de luz, inibindo o crescimento de espécies florestais nativas e propiciando o movimento de espécies exóticas para dentro do fragmento florestal (GOOSEM, 2007), propiciando que espécies especializadas típicas do “interior da mata” sejam superadas por espécies generalistas "adaptadas às bordas" (VAN DER REE et al., 2015).

As estradas podem atuar também como uma fonte de poluição produzida pelos resíduos lançados pelos escapamentos veiculares, óleo, combustível e poeira, além dos resíduos de material asfáltico, degradando habitats adjacentes e afetando as espécies animais e vegetais de forma negativa (BECKMANN et al., 2010).

A fragmentação de habitats em áreas florestais contínuas ou remanescentes para a construção e operação de estradas pode provocar uma série de impactos, em diferentes escalas (GOOSEM, 2007), podendo resultar em subpopulações pequenas e isoladas devido à interrupção dos movimentos da fauna entre fragmentos (TEIXEIRA et al., 2013; VALLADARES-PÁDUA et al., 1995). A fragmentação de habitats afeta de forma direta ou indireta todos os grupos faunísticos (RIPPLE et al., 2014). Entretanto, pode afetar mais significativamente as espécies que exibem naturalmente baixa densidade populacional, baixas taxas reprodutivas e comportamento territorial, como aquelas que necessitam de grandes áreas de vida (RIPPLE et al., 2014).

O efeito barreira é a redução ou o impedimento dos deslocamentos faunísticos entre os habitats devido à sua interceptação por estradas (LAURENCE et al., 2009). As barreiras podem subdividir as populações, com consequências demográficas e genéticas (FAHRIG e RYTWINSKI, 2009), pois, reduzem a recolonização de habitats vazios e/ou limita a migração dos indivíduos (MCGREGOR et al., 2008).

A mortalidade por colisão pode levar a diminuição do tamanho populacional e isolar subpopulações quando a perda de indivíduos não é compensada pela taxa de natalidade e todas as tentativas de travessia são

fracassadas (JAEGER, 2005), sendo o atropelamento de fauna reconhecido como uma das principais causas diretas de perda de vertebrados em diferentes partes do mundo (FORMAN e ALEXANDER, 1998). Espécies que necessitam migrar para encontrar recursos alimentares e água (ungulados, por exemplo) ou que apresentam ciclo de vida abrangendo diferentes habitats (como os anfíbios em geral) correm risco de serem atropelados ao migrarem ou ao tentarem acessar diferentes habitats nas diferentes estações do ano ou ao longo do seu ciclo de vida, uma vez que as estradas podem limitar o movimento ou atuar como uma importante causa de mortalidade (BECKMANN et al., 2010).

Além disso, algumas espécies de animais silvestres evitam as estradas devido à perturbação do tráfego ou em resposta à degradação do habitat, resultando numa redução do habitat ou uma barreira ao movimento (VAN DER REE et al., 2015). Entretanto, as estradas podem conferir atração para algumas espécies, disponibilizando recursos, como: local para forrageio e alimento (por exemplo, herbívoros) e locais de descanso (espécies de répteis) (VAN DER REE et al., 2015).

A combinação dos impactos supracitados pode criar impedimentos substanciais nos padrões e processos ecológicos e aos movimentos da fauna e da flora entre os habitats de ambos os lados da estrada (LAURANCE e GOOSEM, 2008). Dessa forma, pode determinar alterações no comportamento dos animais, modificações nos padrões de atividades, distúrbio do estado fisiológico e alterações da cadeia alimentar (TROMBULAK e FRISSE, 2000) diminuindo a qualidade dos habitats próximos de estradas, podendo levar a reduções nas taxas reprodutivas e aumento das taxas de mortalidade (FORMAN et al., 2003).

Impacto das estradas nos felinos

Os principais impactos documentados das estradas em relação aos felinos são as mortalidades de diferentes espécies ocasionadas por atropelamentos (TEWES e HUGHES, 2001; CLEVINGER et al., 2001; CAIN et al., 2002; KLAR et al., 2009; CÁCERES et al., 2010; ATTADEMO et al., 2011; HEGEL et al., 2012; RIPPLE et al., 2014; SRBEK-ARAUJO et al., 2015; ASCENSÃO et al., 2017). Entretanto, estudos também têm mostrado o efeito

das estradas como barreira física e social para os felinos (RILEY et al., 2006), diminuindo a migração, as taxas reprodutivas e conseqüentemente o fluxo gênico, podendo ser substanciais mesmo para espécies grandes e altamente móveis (RILEY et al., 2006).

A perda e a fragmentação de habitats pela construção de estradas além de isolar as populações, reduzem a abundância e a diversidade de presas (POLISAR et al., 2003). Além disso, a construção de novas estradas melhora o acesso para pessoas adentrarem em novas áreas naturais, aumentando a caça de animais silvestres, incluindo os felinos e as suas presas (LAURANCE, 2015).

Medidas de Mitigação

Para tentar reduzir os efeitos negativos de estradas relacionados ao isolamento e/ou divisão de populações animais, é de fundamental importância tentar reestabelecer a conectividade entre as áreas (paisagem) e as subpopulações. Entretanto, grande parte das práticas adotadas para manter e restaurar a conectividade ocorre por meio de medidas pontuais, em trechos de estradas onde a movimentação dos animais é regularmente registrada (BECKMANN et al., 2010). As passagens de fauna são alternativas de medidas de mitigação para restaurar a conexão entre as paisagens e reduzir a mortalidade de vertebrados (GOOSEM et al., 2006; LAURENCE et al., 2009; TEXEIRA et al., 2013). Tais estruturas melhoram a segurança rodoviária das pessoas, reduzem a mortalidade dos animais e melhoram a permeabilidade da paisagem para as espécies (SMITH; REE e ROSELL, 2015). No entanto, é essencial que diferentes grupos faunísticos sejam contemplados por essas passagens (CLEVENGER e WALTHO, 2000).

Passagens superiores (cercas de condução, passagens áreas, viadutos de fauna e elevados) e passagens inferiores (caixas secas e galerias redondas, quadradas ou metálicas) estão entre as principais estruturas utilizadas para mitigação dos impactos gerados pelas estradas variando em tamanho, forma e estilo de construção (CAIN et al., 2003; CLEVINGER e HUIJSER, 2011).

No mundo, as estruturas drenagem inicialmente projetadas nas estradas, tinham como único objetivo permitir o escoamento de águas pluviais e fluviais (CLEVENGER et al., 2003; CAIN et al., 2003) e, atualmente, são

construídas ou reestruturadas para promover a conectividade entre habitats (CAIN et al., 2003).

Vale ressaltar que, embora diversos estudos tenham descrito o uso destas estruturas para reduzir a mortalidade da fauna e aumentar a conectividade entre os habitats, poucos têm medido o sucesso efetivo de tais estruturas (GLISTA et al., 2008). Desta forma, mostra-se necessário o monitoramento após a implementação das passagens para o diagnóstico da sua efetividade como medida de mitigação (GLISTA et al., 2008).

As estradas no contexto da conservação da Mata Atlântica

A Mata Atlântica, uma das maiores florestas tropicais do planeta, foi o primeiro bioma a ser explorado durante a colonização europeia no Brasil (SILVA e CASTELETTI, 2005). Cobria uma área equivalente a 1.315.460 km² e estendia-se originalmente ao longo de 17 estados brasileiros, restando hoje cerca de 12,5% de sua cobertura original, somando todos os fragmentos de floresta nativa acima de três hectares, havendo apenas 8,5% quando considerados os remanescentes florestais acima de 100 hectares (FSOSMA e INPE 2016). Este bioma é um dos 35 *hotspots* mundiais de biodiversidade, que são áreas prioritárias para a conservação, pois exibem elevado nível de biodiversidade, endemismo e um alto grau de degradação (MYERS, 1988).

Atualmente, a Mata Atlântica abriga mais de 60% da população brasileira e as maiores cidades e regiões metropolitanas do país (THOMAZ, 2010), sendo responsável por uma grande parcela do produto interno bruto nacional (THOMAZ, 2010). Isso faz com que este seja um dos biomas mais devastados e mais seriamente ameaçados do planeta. É o *hotspot* no qual a velocidade das mudanças está entre as mais rápidas, exigindo um padrão emergencial de conservação (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005). No período de 2014 a 2015, houve 18.433 hectares de área desmatada, distribuídos nos 17 estados abrangidos pela Mata Atlântica, o que representou um aumento de 1% na taxa de desmatamento em relação aos anos anteriores (FSOSMA e INPE, 2016).

No contexto histórico brasileiro, a expansão das estradas foi um dos principais precursores da perda de cobertura florestal nativa (THOMAZ, 2010).

No início da década de 70, por exemplo, a região do sul da Bahia possuía as maiores faixas contínuas de Mata Atlântica do país, mas após a abertura da Rodovia BR-101, em 1971, foram perdidos cerca de 80% de sua cobertura (DEAN, 1996).

Atualmente no Brasil existem mais de 60 mil quilômetros de estradas federais (CNT, 2016). Desses, aproximadamente 47 mil quilômetros estão distribuídos entre os estados que originalmente compunham a Mata Atlântica (CNT, 2016). No estado do Espírito Santo (ES), cujo território está totalmente inserido nos limites originais da Mata Atlântica, o estado exibe uma extensão de estradas pavimentadas de 3.935 quilômetros, com 1.001 quilômetros de extensão federal e 2.908 de extensão estadual (CNT, 2016). Destaca-se, a BR-101, denominada oficialmente como Rodovia Governador Mário Covas. A rodovia corta o estado do ES de norte a sul apresentando uma extensão de 457 quilômetros (CNT, 2016), interceptando ou margeando remanescentes da mata atlântica considerados de suma importância para a conservação da biodiversidade como a Reserva Biológica de Sooretama e a Reserva Natural da Vale.

OBJETIVO

Geral

O presente estudo teve como objetivo caracterizar o uso, pelas jaguatiricas (*Leopardus pardalis*), nas estruturas de drenagem subterrâneas localizadas em um trecho da rodovia BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama.

Específicos

- Determinar o número de indivíduos de jaguatirica que utilizam as estruturas como passagens;
- Determinar o que pode influenciar na utilização dessas estruturas pela espécie, considerando: a organização espacial dos indivíduos (uso e compartilhamento das passagens) e o padrão de atividade diária das jaguatiricas.

MATERIAL E METODOS

Área de estudo

No estado do Espírito Santo, onde a Mata Atlântica já cobriu todo o território de 4.609.503 ha, restam apenas 12,6% do bioma original, hoje distribuído em pequenos remanescentes (FSOSMA e INPE, 2016). O maior remanescente de Mata Atlântica do estado está localizado em sua porção norte, abrangendo a Reserva Biológica de Sooretama (Rebio de Sooretama), a Reserva Natural Vale, a Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mutum Preto e a RPPN Recanto das Antas, localizadas nos municípios de Linhares, Sooretama, Jaguaré e Vila Valério. Estas reservas formam a maior área de cobertura florestal contínua nativa do Espírito Santo (IPEMA, 2005) e o maior fragmento de Mata Atlântica de tabuleiro do Brasil, com aproximadamente 50 mil hectares (KLIPPEL et al., 2015) (Figura 01). Este fragmento está inserido no Corredor Central da Mata Atlântica (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE et al., 2006) e no Corredor Ecológico Prioritário Sooretama-Goytacazes-Comboios (IPEMA, 2005).

O presente estudo foi realizado na Reserva Biológica de Sooretama (Rebio de Sooretama), localizada no norte do estado do Espírito Santo, abrangendo os municípios de Linhares, Jaguaré e Sooretama (18° 53' e 19° 55' S, 39° 55' e 40° 15' W) (BRASIL, 2013). A Rebio de Sooretama possui 27.859 ha, como resultado da união da Reserva Florestal Estadual de Barra Seca com o Parque de Refúgio de Animais Silvestres Sooretama, adquirindo o status de Reserva Biológica em 20 de setembro 1982, com a edição do decreto nº 87.588 (BRASIL, 2017). Sua criação teve como principal objetivo preservar as espécies da fauna local e remanescentes da Mata Atlântica brasileira (BRASIL, 2013).

A Rebio de Sooretama é interceptada por uma estrada federal, a Rodovia BR-101, que é conhecida como rodovia translitorânea. Denominada oficialmente como Rodovia Governador Mário Covas e corta 457 quilômetros no estado do Espírito Santo. O trecho associado à Rebio de Sooretama tem 5,1 km, 15,0 m de largura de pista simples e não possui canteiro (Figura 1). No trecho da BR-101 que intercepta a Rebio de Sooretama existem quatro estruturas subterrâneas que foram construídas originalmente para drenagem de escoamento fluvial e pluvial e uma construída como

passagem de fauna, totalizando cinco estruturas potencialmente utilizadas pela fauna para travessia subterrânea da BR-101². As estruturas estão organizadas da seguinte maneira:

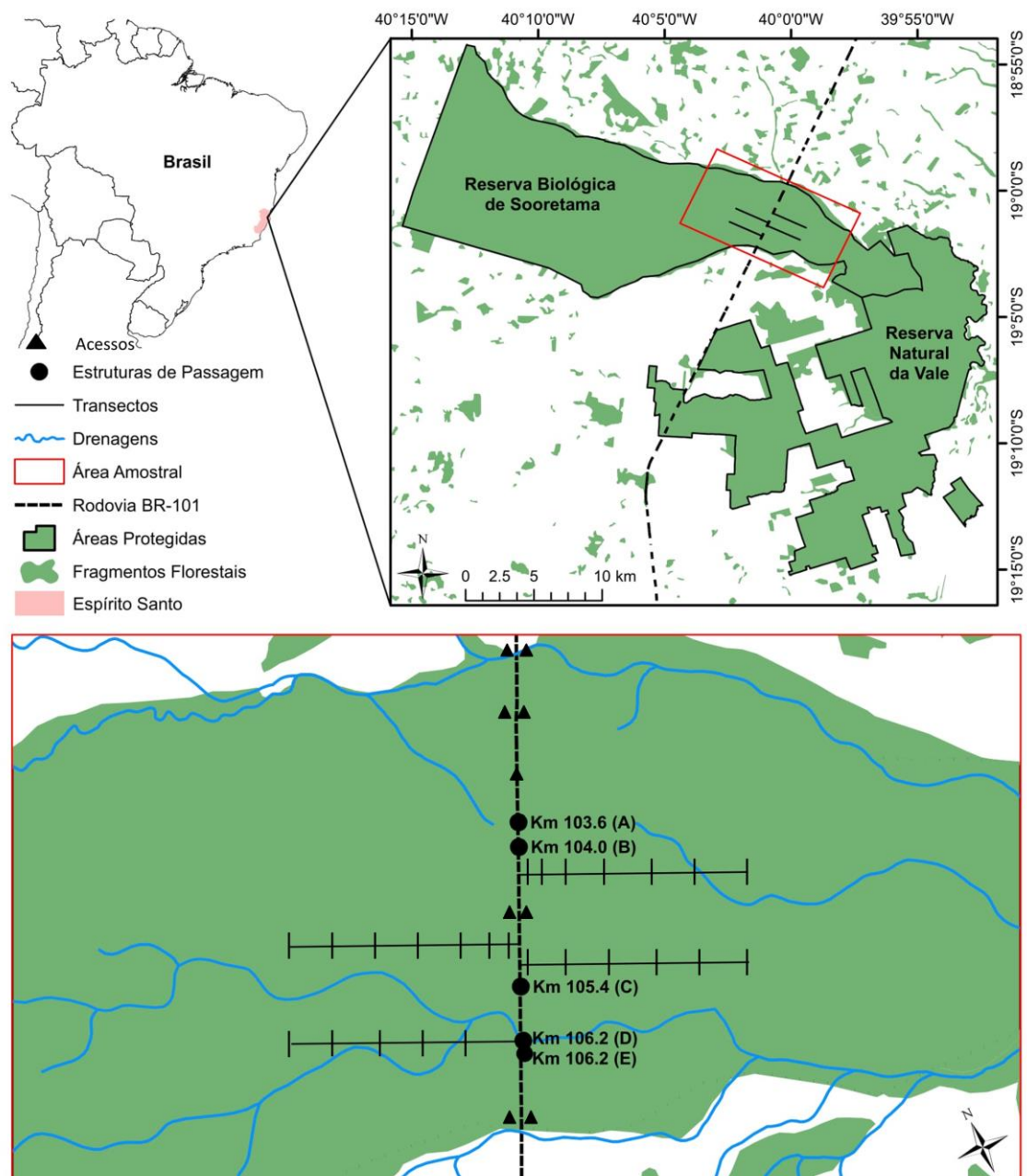


Figura 01 - Localização da Reserva Biológica de Sooretama no estado do Espírito Santo. A linha em vermelho representa o trecho de 5,1 km da BR – 101 onde se localizam as Armadilhas fotográficas dispostas nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas amostradas no presente estudo. Fonte: Projeto Modelo Preditivo de Impactos das Estradas sobre a Biodiversidade.

² No presente estudo, será empregado o termo “passagem subterrânea” para denominação de todas as estruturas associadas ao trecho da Rodovia BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama, considerando que mesmo as estruturas de drenagem são utilizadas por alguns representantes da fauna local.

Estrutura A (bueiro simples tubular de concreto), localizada no km 103,6 (1,20 m de diâmetro); Estrutura B (bueiro simples tubular de concreto), situada no km 104,0 (1,20 m de diâmetro); Estrutura C (galeria celular de concreto), no km 105,4 (109 x 130 cm); Estrutura D (galeria tipo porta de concreto), situada no km 106,2 (206 x 192.5 cm); e Estrutura E (bueiro duplo tubular metálico), localizada no km 106,2 (1,80 m de diâmetro) (Figura 02).



Figura 02 - Estruturas de drenagem existentes no trecho da Rodovia BR-101 que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama. Estrutura A (bueiro simples tubular de concreto), Estrutura B (bueiro simples tubular de concreto), Estrutura C (galeria celular de concreto), Estrutura D (galeria tipo porta de concreto) e Estrutura E (bueiro duplo tubular metálico). Crédito fotográfico: Fabiana Cruz.

Coleta de dados

Para o monitoramento das jaguatiricas foram utilizadas 44 armadilhas fotográficas Bushnell, Trophy Camera Brown, modelo 119537. Destas, 10 foram alocadas ao longo do trecho de 5,1 Km que intercepta a Reserva Biológica de Sooretama, sendo: duas armadilhas em cada estrutura de drenagem, uma no acesso do lado oeste e uma no acesso do lado leste da BR-101; nove próximas a acessos ao longo do trecho de 5,1 Km que intercepta a Reserva (porteiros, estradas de acesso, pontos relevantes, pontes e caixa de drenagem), no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015. Outras 25 armadilhas fotográficas foram distribuídas entre quatro (definidas como: O3, L3, L2 e O4) trilhas de 2.500 metros (duas trilhas a cada lado da estrada), distribuídas em

intervalos de aproximadamente 500 metros a partir de um ponto zero (3 a 10 metros da estrada; Figura 01). Foram definidos sete pontos de amostragem para as trilhas O3 e L2, seis pontos para L3 e cinco pontos para a trilha O4, sendo uma armadilha fotográfica instalada em cada ponto, as amostragens nestes pontos foram realizadas no período de julho a dezembro de 2015.

As armadilhas fotográficas colocadas nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas, permaneceram ligadas 24 horas por dia, registrando uma foto e um vídeo (20 segundos de duração) em cada ocasião de captura. As câmeras foram vistoriadas mensalmente para coleta de dados, troca de pilhas e manutenção. As coletas de dados foram auxiliadas por membros da equipe do projeto de pesquisa intitulado “Modelo Preditivo de Impactos das Estradas sobre a Biodiversidade”, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (FAPES) (Processo 61901857-13).

Os registros fotográficos de jaguatiricas foram separados dos demais registros e os dados foram tabulados, considerando: ponto ou unidade amostral, data, número da foto, hora, fase lunar, esforço efetivo (intervalo de tempo em que realmente o equipamento esteve funcionando) determinação sexual e identificação individual.

Análise de dados

O esforço amostral foi definido por: [número de armadilhas fotográficas X número de dias de amostragem], onde cada dia corresponde a um período de 24 horas (SRBEK-ARAUJO e CHIARELLO, 2005), considerando o intervalo entre a data de instalação do equipamento e a data de checagem ou retirada do equipamento realizado em cada mês de amostragem. O sucesso amostral foi calculado em relação: [(número de registros independentes/esforço amostral) X 100] (SRBEK-ARAUJO e CHIARELLO, 2005). Foram considerados registros independentes apenas os primeiros registros em cada ponto amostral, sendo excluídos os registros consecutivos realizados por uma mesma armadilha fotográfica quando o intervalo entre as fotografias de uma mesma espécie era inferior à uma hora, analisando cada ponto de amostragem separadamente (SRBEK-ARAUJO e CHIARELLO, 2013).

A identificação individual das jaguatiricas a partir dos registros coletados foi realizada a partir da combinação de caracteres distintivos, incluindo os

padrões de manchas e listras em flancos e cauda, sexo e tamanho do corpo (TROLLE e KERY, 2003). A sexagem foi realizada por meio da análise dos caracteres sexuais externos, evidenciando a presença ou ausência de bolsa escrotal (TROLLE e KERY, 2003).

Para determinar a área de uso de cada jaguatirica individualizada, foi utilizada a função mínimo polígono convexo (MPC) utilizando a ferramenta *Spatial Analyst* no programa ArcGis (Arcmap Versão 10.4.1). Esse método consiste na interligação dos vértices expressos por uma coordenada geográfica, sendo consideradas como vértices as unidades amostrais no qual os indivíduos foram registrados (WHITE e GARROT, 2012).

Para analisar graficamente se os indivíduos exibem comportamento generalista ou de especificidade no uso dos sítios onde foram alocadas as armadilhas fotográficas ao longo da BR-101 (estruturas de drenagem, porteiras e acessos), foi utilizado o pacote Bipartite do Programa R. Este foi desenvolvido para visualizar e calcular índices comumente usados para descrever o padrão em redes compostas por apenas dois níveis (polinização-visitação ou predador-presa, por exemplo) (DORMANN et al., 2009).

O acúmulo de registros individualizados, número de registros nas unidades amostrais (estruturas de drenagem, acessos e trilhas), e o padrão de atividade geral a partir do agrupamento dos registros em intervalos de uma hora foram analisados graficamente. O período de atividade foi analisado de acordo com a classificação das fases do dia (GÓMEZ et al., 2005), considerando: (a) menos de 10% dos registros no período escuro = diurno; (b) entre 10 a 30% dos registros no período escuro = predominantemente diurno; (c) entre 30 a 70% dos registros no período escuro = catemeral (ativos de dia e à noite); (d) entre 70 e 90% dos registros no período escuro = predominantemente noturno; (e) com mais de 90% dos registros no período escuro = noturno; (f) com 50% dos registros na fase crepuscular = crepuscular (GÓMEZ et al., 2005; NARDORI, 2016). Para avaliar o padrão de atividade das jaguatiricas nas estações seca (abril a setembro) e chuvosa (outubro a março); entre machos e fêmeas; nas quatro fases lunares; e entre os indivíduos identificados em um maior número registros foram considerados apenas os registros obtidos nas estruturas de drenagem. Para verificar se houve diferença entre os conjuntos de dados citados, foi utilizado o teste Mardia-Watson-

Wheeler (BATSCHELET, 1981). Esse teste não paramétrico (estatística circular) compara quão idênticas são duas distribuições. Refuta-se a hipótese nula e assume-se que os conjuntos de dados apresentam distribuições distintas quando os valores de $p < 0,05$ (KOVACH, 2011). Todos os testes foram realizados no software Oriana 4.02 (KOVACH, 2011).

RESULTADOS

Registros e caracterização dos indivíduos

Nas armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem foi realizado um esforço amostral de 26.120 armadilha/dia, resultando em 568 registros de jaguatirica e um sucesso de captura de 2,17 registros/100 armadilhas-dia. Nas armadilhas fotográficas alocadas nos acessos, ao longo da BR-101, foi realizado um esforço amostral de 15.084 armadilha/dia, resultando em 32 registros de jaguatirica e um sucesso de captura de 0,21 registros/100 armadilhas-dia. Nas armadilhas fotográficas dispostas nas trilhas, foi realizado um esforço amostral de 67.700 armadilha/dia, gerando 12 registros de jaguatirica e um sucesso de captura de 0,02 registros/100 armadilhas-dia.

Do número total de registros obtidos ($n = 612$), 334 (54,6%) foram individualizados (identificados) nove espécimes, sendo quatro machos (SRM, SSM, SLM e SPM) e cinco fêmeas (SCF, SAF, SJF, SMF e STF), com uma média de 37,1 registros por indivíduo amostrado, variando de 1 a 145 registros por espécime (Figura 03).

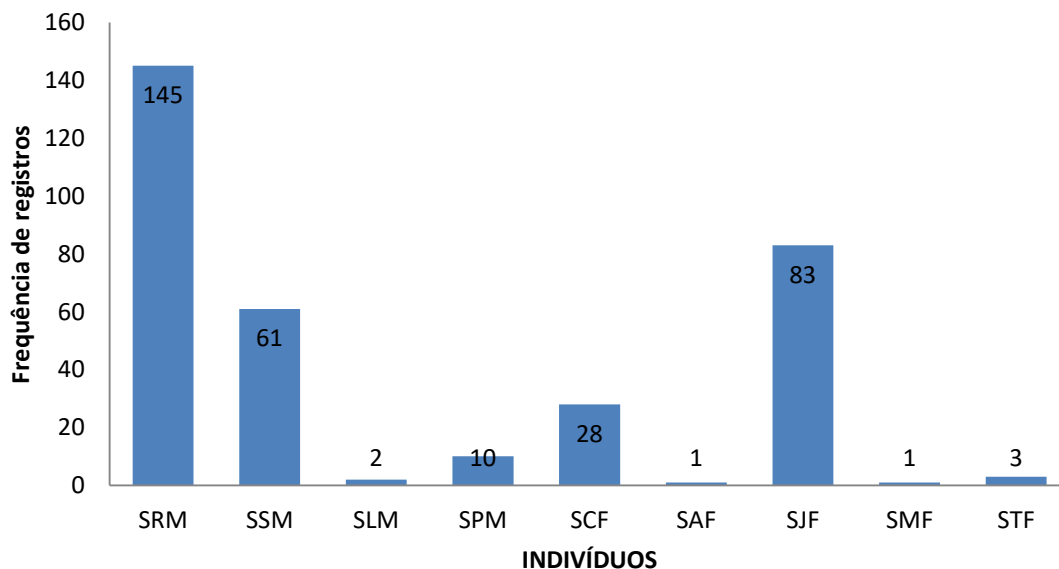


Figura 03 - Número de registros de *Leopardus pardalis* obtidos entre dezembro de 2014 e dezembro de 2015, nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas na Reserva Biológica de Sooretama - (ES).

A seguir será apresentada a caracterização de cada indivíduo identificado em relação os registros obtidos e ao uso da área amostrada:

SRM - macho adulto que apresentou o maior número de registros ($n = 145$) e a maior área de uso em relação à área amostrada (624 ha) (Tabela 01; Figura 04). Foi registrado ao longo de todos os meses amostrados, em todas as estruturas de drenagem, bem como nas diferentes trilhas.

SSM - macho adulto com a segundo maior número de registros, ($n = 61$) apresentando uma área de uso de 11 ha (Tabela 01; Figura 04). Foi registrado por oito meses, no período de dezembro de 2014 a agosto de 2015 com exceção do mês de fevereiro de 2015, estando presente em quatro estruturas de drenagem, não sendo registrado nas trilhas.

SPM – macho adulto registrado 10 vezes durante cinco meses do período amostral em três estruturas de drenagem. Não foi registrado nas trilhas, entretanto foi o único espécime individualizado na armadilha fotográfica localizada em uma das porteiras de acesso da Rebio Sooretama, usando uma área de 10 ha (Tabela 01; Figura 04).

SLM – macho adulto, registrado duas vezes em um único dia no mês de setembro de 2015, em duas estruturas de drenagem, não sendo registrado nas trilhas (Tabela 01; Figura 04).

SJF – fêmea adulta com maior número de registros entre as fêmeas (n = 83), sendo registrada no período de dezembro de 2014 a agosto de 2015 com exceção dos meses de fevereiro e março de 2015 e sua área de uso foi de 23 ha. Utilizou três estruturas de drenagem, não apresentando registros nas trilhas (Tabela 01; Figura 04).

SCF – fêmea adulta com o segundo maior número de registros (n = 28) e com a maior área de uso entre as fêmeas (310 ha). Utilizou três estruturas de drenagem, sendo registrada nas trilhas L3, O3 e O4, no período de dezembro de 2014 a novembro de 2015, exceto nos meses de fevereiro, março, abril, maio e junho (Tabela 01; Figura 04).

STF – fêmea adulta registrada apenas três vezes, sendo dois registros no mês de outubro e um registro no mês novembro de 2015. Não utilizou as estruturas de drenagem no período amostral, sendo registrada na trilha L3 (Tabela 01; Figura 04).

SAF – fêmea adulta registrada apenas uma vez na trilha O3, no mês de setembro de 2015, na unidade amostral localizada a 10 metros de distância da estrada (Tabela 01; Figura 04).

SMF – fêmea adulta registrada uma única vez, na trilha O3, na unidade amostral localizada a 10 metros de distância da estrada, no mês de novembro de 2015 (Tabela 01; Figura 04).

Tabela 01 – Identificação, número de registros, área de uso e estruturas de drenagens utilizadas pelos indivíduos de *Leopardus pardalis* amostrados no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, nas estruturas de drenagem, porteiras, acessos e módulo RAPELD, na Reserva Biológica de Sooretama – ES.

Identificação	Nº de registros	Área de uso	Estruturas de drenagem
SRM	145	624 ha	A, B, C, D, e E

SSM	61	11 ha	A, B, D, e E
SLM	02	----	A e B
SPM	10	10 ha	A, B, e C
SCF	28	310 ha	A, B, e E
SJF	83	23 ha	A, B, e C
STF	03	----	Sem uso
SAF	01	----	Sem uso
SMF	01	----	Sem uso

As armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem conferiram mais de 90% dos registros (n = 568). Destas, as estruturas de drenagem A (n = 199; 36%) e B (n = 287; 52%) apresentaram os maiores números de registros de diferentes indivíduos (Figura 05).

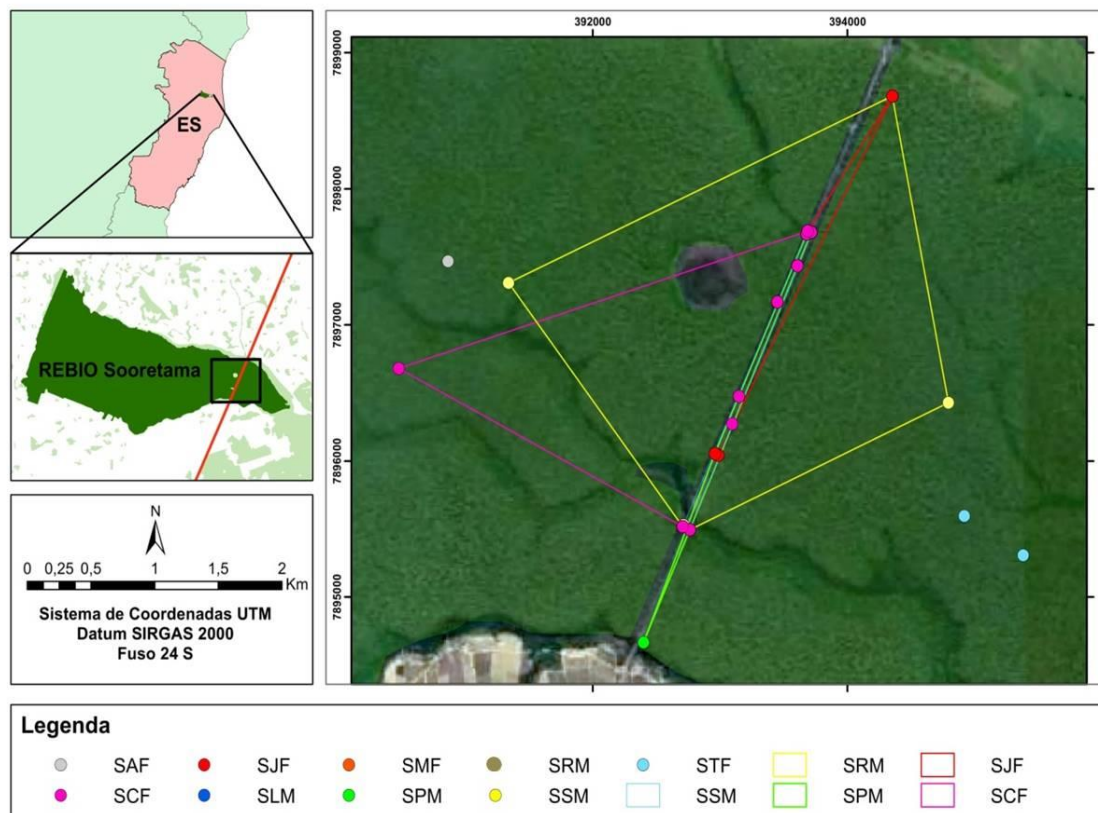


Figura 04 - Mapa com os pontos de registro e polígonos das áreas de uso de *Leopardus pardalis* individualizadas obtidos entre dezembro de 2014 e dezembro de 2015, nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

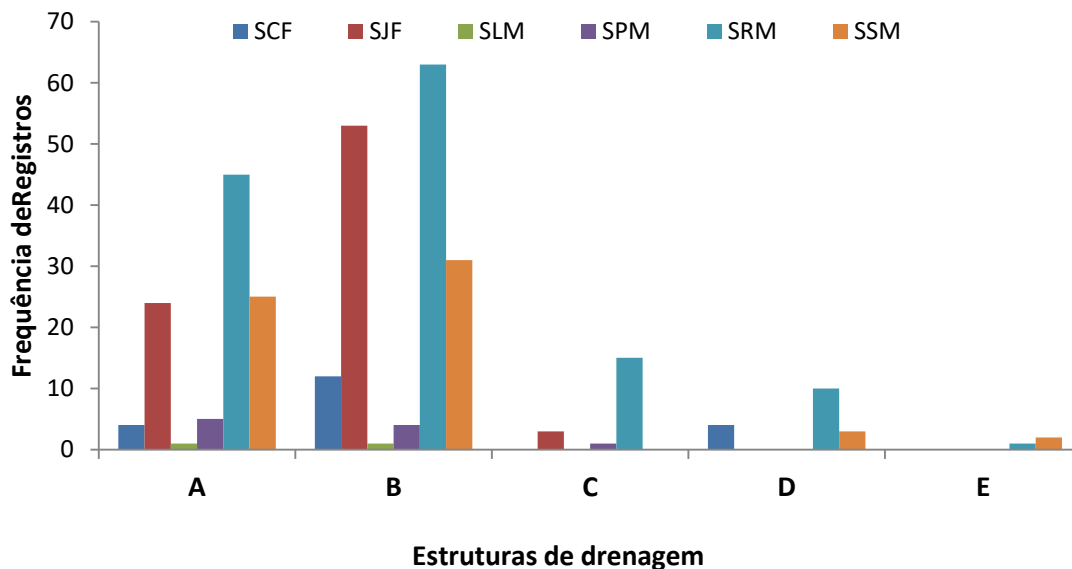


Figura 05 – Número de registros *Leopardus pardalis* individualizadas nas estruturas de drenagem no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015 na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

De modo geral, foi observada uma sobreposição espacial e temporal no uso das estruturas de drenagem. Os indivíduos apresentaram um comportamento generalista no uso das diferentes estruturas de drenagem, visto, que dos seis indivíduos registrados utilizando as estruturas, cinco (SRM, SSM, SPM, SJF e SCF) foram registrados em três ou mais estruturas de drenagem (Figura 06).

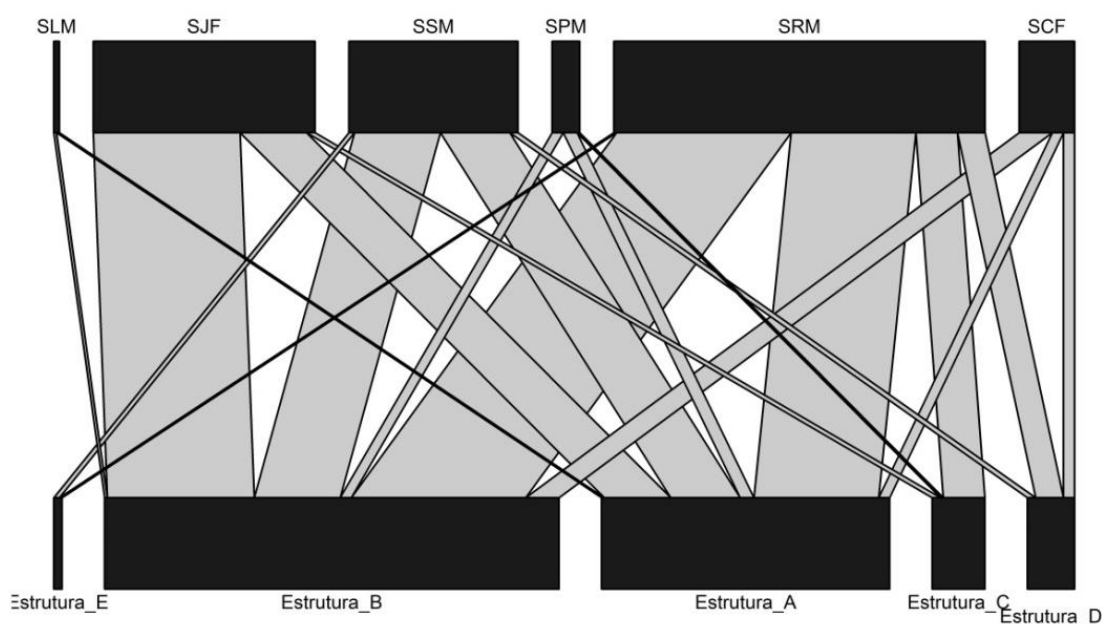


Figura 06 - Distribuição dos registros e sobreposição espacial entre os *Leopardus pardalis* individualizados e as unidades amostrais nas estruturas de drenagem. Na parte superior estão os respectivos indivíduos e na parte inferior as unidades amostrais. A largura das barras caracteriza a frequência de registro dos indivíduos no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015 na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

Padrão de atividade

As jaguatiricas exibiram padrão de atividade catemeral, com 51% dos registros ($n = 312$) em período noturno, 17,3% ($n = 106$) em período diurno e 31,7% dos registros ($n = 194$) no período crepuscular. As jaguatiricas estiveram ativas ao longo de todo o dia, com picos de atividade que tiveram início pouco antes do por do sol, alçando o pico no intervalo das 17 horas permanecendo até às 22 horas, atingindo um novo pico entre 03 e 05 horas da manhã, apresentando, assim, um padrão bimodal. Todos os intervalos de hora tiveram registros ao longo de todo o dia, evidenciando o menor número registro entre 12 e 16 horas, com menos de 20 registros por intervalo de hora (Figura 07).

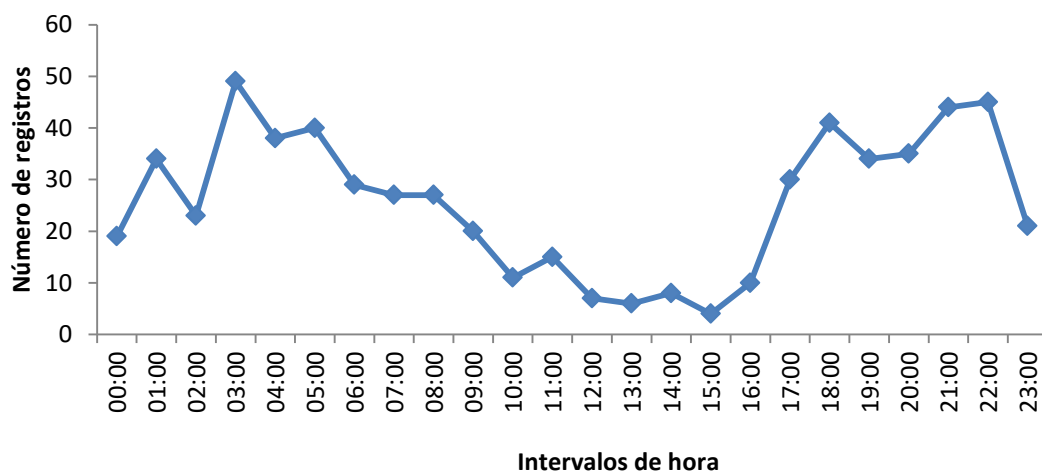


Figura 07 - Distribuição diária dos registros de *Leopardus pardalis* a partir de armadilhas fotográficas instaladas nas estruturas de drenagem, acessos e trilhas, no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

Houve diferença significativa entre o padrão de atividade das jaguatiricas quando comparados os registros obtidos nas armadilhas fotográficas instaladas nas trilhas e acessos ($n = 44$) e estruturas de drenagem ($n = 568$) ($W = 10,46$; $p = 0,005$) (Figura 08).

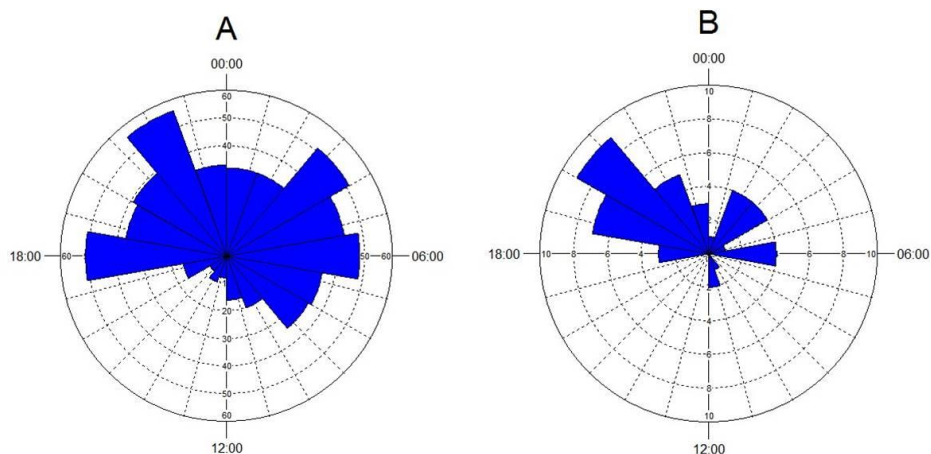


Figura 08 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis*, obtidos a partir de armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem (A) e armadilhas fotográficas alocadas nas trilhas e acessos (B), no período amostral de dezembro de 2014 a dezembro de 2015 na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

Em relação ao padrão de atividade nas estações seca e chuvosa, houve diferença significativa entre as estações, ($W= 14,6$; $p= 0,0006$). Na estação chuvosa ($n = 189$) as jaguatiricas estiveram ativas ao longo de todo o dia, exibindo um aumento na atividade pouco antes das 19 horas permanecendo até às zero horas, baixando a atividade e apresentando um novo pico entre duas e quatro horas da manhã. Na estação seca ($n = 379$) assim como na estação chuvosa os animais foram ativos por todo o dia. Entretanto, o aumento na atividade teve início entre as 17 e 18 horas, baixando a atividade e voltando a apresentar um novo pico entre 21 e 23 horas (Figura 09).

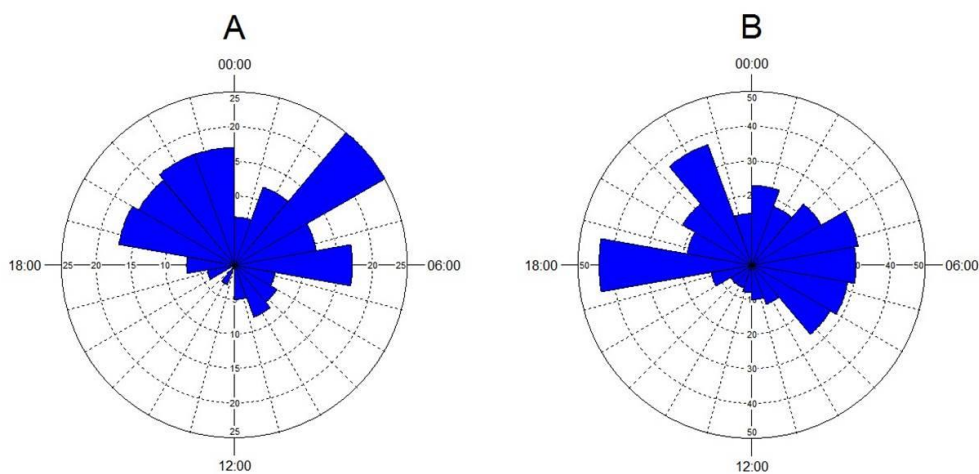


Figura 09 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis* obtida a partir de armadilhas fotográficas dispostas nas estruturas de drenagem entre a estação chuvosa (A) e estação seca (B) no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

Ao comparar o padrão de atividade entre as fases lunares, houve diferença significativa ($W= 8,64$; $p= 0,013$) apenas entre o padrão registrado durante a lua nova ($n = 150$) e a lua cheia ($n = 42$) (Tabela 02; Figura 10). Na lua nova os animais estiveram ativos ao longo de todo o dia, havendo um aumento da atividade entre as 17 e 18 horas, apresentando mais três picos de atividade, entre: duas e quatro horas, cinco e sete horas e entre oito e dez horas da manhã. Na lua cheia ($n = 42$) a atividade teve início entre as 17 e 18 horas, apresentando seu maior pico de atividade entre as 22 e três horas da manhã, permanecendo ativa até um pouco depois 13 horas. Não houve diferença significativa quando comparados os padrões observados em cada fase lunar e o padrão geral registrado para a espécie (Tabela 02; Figura 10).

Tabela 02 - Valores do teste Mardia-Whatson-Wheeler (W) com os respectivos p-valores para a comparação dos períodos de atividade entre o padrão geral de registros e as fases lunares e entre as fases lunares, de *Leopardus pardalis* a partir dos dados obtidos nas armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem, no período de dezembro de 2014 e dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). * indica valores de $p<0,05$.

Fases Lunares	W	p
Nova & Crescente	4,164	0,125
Nova & Cheia	8,641	0,013*
Nova & Minguante	1,138	0,566
Crescente & Cheia	3,473	0,176
Crescente & Minguante	0,79	0,674
Cheia & Minguante	4,788	0,091
Geral & Nova	3,492	0,174
Geral & Crescente	0,752	0,686
Geral & Cheia	3,434	0,109
Geral & Minguante	0,17	0,918

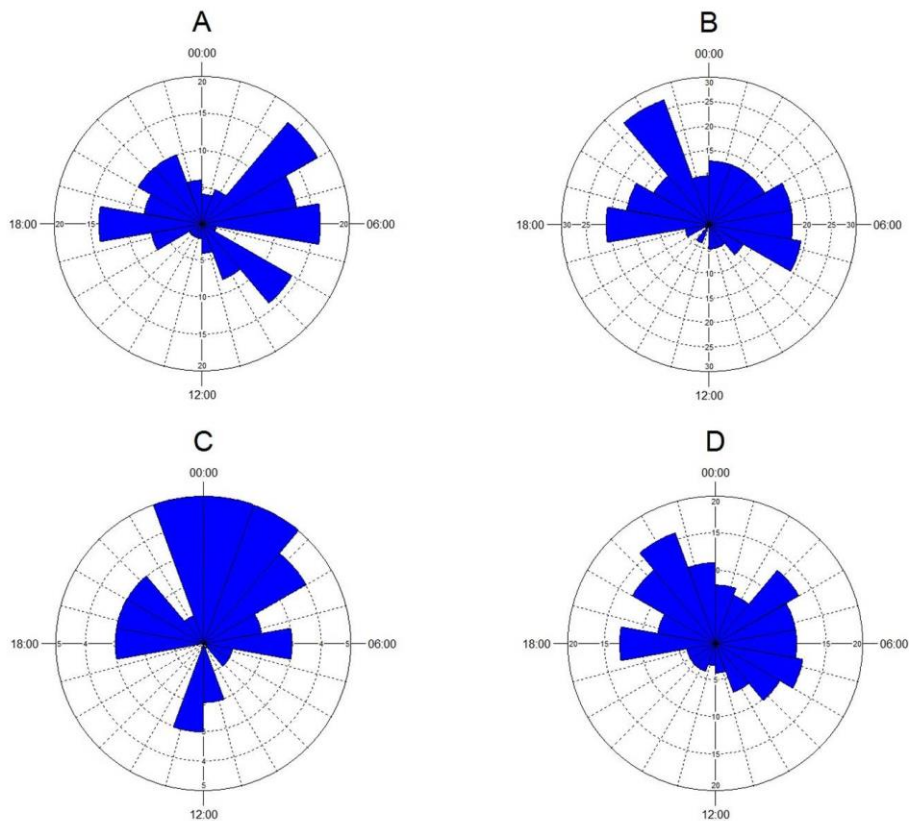


Figura 10 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis* obtidos a partir das armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem entre as quatro fases lunares: nova (A), crescente (B), cheia (C) e minguante (D), no período entre dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

O padrão de atividade apresentou-se significativamente diferente quando comparados os sexos ($W= 9,28$; $p= 0,01$; Figura 11). As fêmeas ($n = 103$) apresentaram dois picos de atividade, um entre 21 e 23 horas da noite e o segundo entre duas e quatro horas da manhã, permanecendo ativas até um pouco antes das 11 horas da manhã. Os machos ($n = 203$) permaneceram ativos ao longo de todo o dia, evidenciando quatro grandes picos de atividade, entre 17 e 19 horas, 21 e 23 horas, quatro e seis horas e entre as oito e dez horas da manhã.

Quando comparado o padrão de atividade registrado para os indivíduos com maior número de registro, sendo duas fêmeas (SJF e SCF) e dois machos (SRM e SSM), obteve-se diferença significativa entre os indivíduos: SRM ($n= 134$) e SJF ($n = 80$) ($W= 7,406$; $p= 0,025$); SRM e SCF ($n =20$) ($W= 13,832$; $p= 0,0009$), (Tabela 03; Figura 12), repetindo o padrão observado quando comparados os sexos separadamente (Figura 12). Ao comparar com o padrão

geral registrado para a espécie, encontramos uma diferença significativa entre o padrão geral e SCF ($W= 7,38$; $p= 0,025$; Tabela 03).

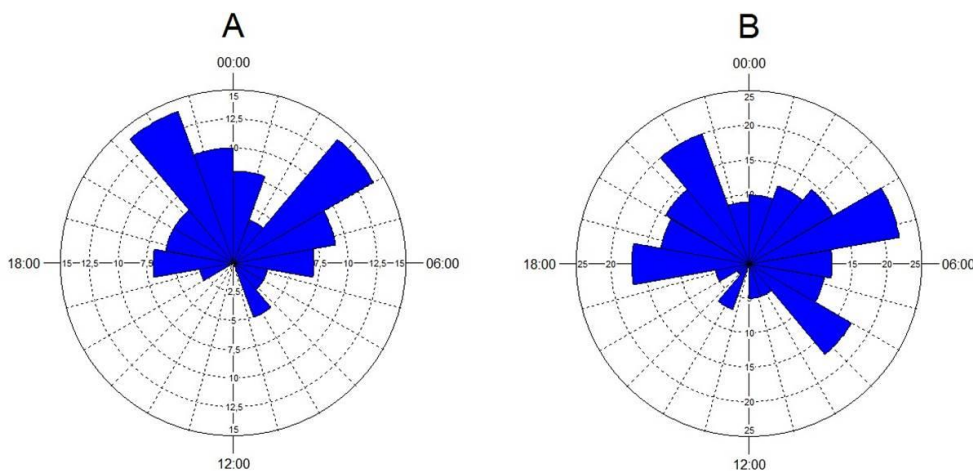


Figura 11- Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis*, obtidos a partir de armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem entre fêmeas (A) e macho (B), no período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

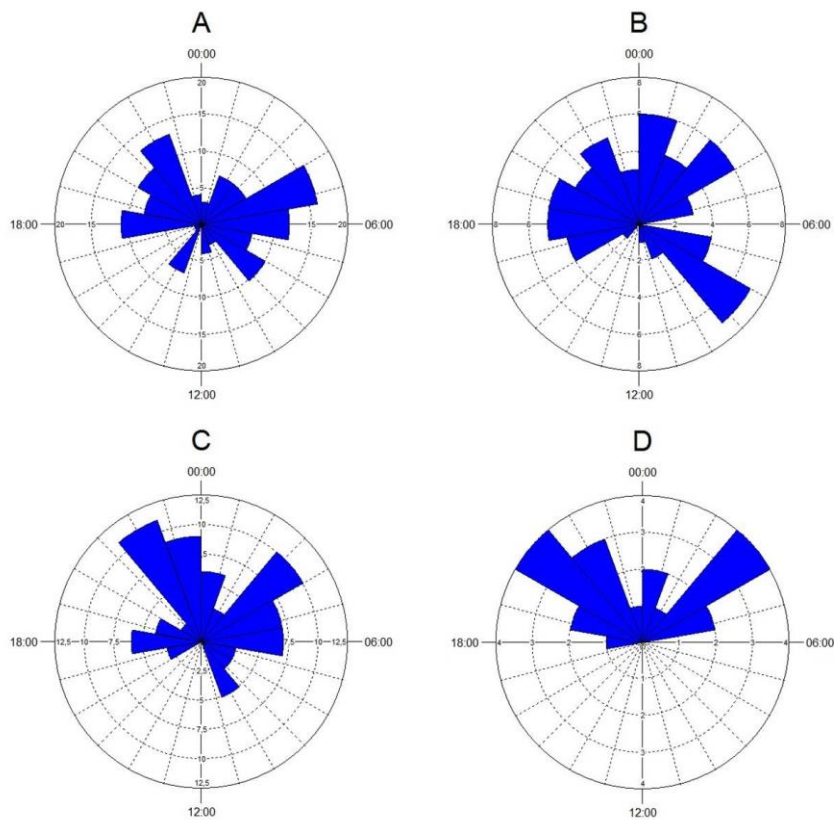


Figura 12 - Diagrama de rosa com os registros de atividade diária de *Leopardus pardalis* obtidos a partir de armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem, entre

os quatros indivíduos com maiores frequências: SRM (A), SSM (B), SJF (C) e SCF (D), entre o período de dezembro de 2014 a dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES).

Tabela 03 - Valores do teste Mardia-Whatson-Wheeler (W) com os respectivos p-valores para a comparação do período de atividade de *Leopardus pardalis*, entre e o padrão geral e os quatros indivíduos com maiores números de registros e entre os indivíduos (SRM, SSM, SJF e SCF), partir dos dados obtidos nas armadilhas fotográficas alocadas nas estruturas de drenagem, no período de dezembro de 2014 e dezembro de 2015, na Reserva Biológica de Sooretama – (ES). * indica valores de $p < 0,05$.

Indivíduos	W	p
SRM & SSM	2,046	0,36
SRM & SJF	7,406	0,025*
SRM & SCF	13,832	0,000992*
SSM & SJF	2,389	0,303
SSM & SCF	5,475	0,065
SJF & SCF	1,171	0,557
Geral & SRM	4,112	0,128
Geral & SSM	0,937	0,626
Geral & SJF	2,154	0,341
Geral & SCF	7,38	0,025*

DISCUSSÃO

Registros e caracterização dos indivíduos

Apesar das jaguatiricas terem sido registradas em toda a área amostrada, caracterizamos um elevado uso nas estruturas de drenagem.

O maior sucesso de captura nas armadilhas presentes nas estruturas de drenagem pode estar relacionado à permeabilidade que tais estruturas de drenagem conferem para as jaguatiricas, facilitando o acesso para ambos os lados da Rebio Sooretama, para acessar recursos alimentares e parceiros, o que pode vir a melhorar a viabilidade das populações. Klar et al., (2009) encontraram diminuição da mortalidade de gatos selvagens atropelados em áreas próximas a passagens de fauna, entretanto, os autores destacam que os viadutos foram o tipo de passagens mais utilizadas pelos gatos e associaram a vegetação continua e a estrutura linear dos cursos d'água sob o viaduto como

um efeito direcionador para a travessia. Das cinco estruturas presentes na Rebio de Sooretama, quatro foram construídas com a finalidade de escoamentos pluviais e fluviais e uma para contemplar a passagem da fauna.

No entanto, apesar de ter sido observado registro de jaguatiricas utilizando todas as estruturas de drenagem foi observado uma maior concentração de registros de uso nas estruturas A e B, ambas construídas para escoamento hídrico. Sendo assim, a travessia, pode estar relacionada com uma seletividade em relação à estrutura física. Entretanto variáveis como: volume do tráfego, conectividade florestal e tipo de estrutura, não foram avaliadas no presente estudo. No entanto, o uso das estruturas de drenagem por indivíduos dessa espécie pode ser uma adaptação ao habitat fragmentado e/ou um resultado do comportamento aprendido transmitido por indivíduos sobreviventes que incluíram as estruturas em suas áreas de uso (CLEVENGER e WALTHO, 1999).

Ressalta-se a ausência de registro de atropelamentos de jaguatiricas no período amostral do presente estudo (dezembro de 2014 a dezembro de 2015). Entretanto, no ano posterior ao período de amostragem do presente estudo, em 2016, foram registrados três casos de morte de jaguatiricas por atropelamento em trechos da Rodovia BR-101, sendo dois, próximo à entrada da Reserva Natural Vale (quilômetros 117 e 118) e um na Rebio de Sooretama, dentro trecho de 5,1 quilômetros (km 104 da BR-101 - ES) que intercepta a unidade de conservação. Não foi possível comparar se os animais atropelados pertenciam ao grupo de espécimes amostrados no presente estudo devido à condição da carcaça. Klar et al., (2009) constataram mudanças do comportamento em relação ao volume de tráfego, sugerindo que alguns indivíduos de felinos silvestres entendem as estradas como um fator de risco e fazem desvios para chegar a áreas de caça ou locais de repouso.

Ainda que, 54,6% (n = 334) dos registros terem sido individualizados, a taxa de registros não individualizados 45,4% (n = 278) deve-se principalmente à menor qualidade das fotos registradas no período noturno (SRBEK-ARAUJO, 2005). Visto que a não identificação das características diagnosticas dos indivíduos torna-se um fator limitante na individualização entre os espécimes (TROLLE e KÉRY, 2003).

Dentre todos os espécimes individualizados a maior área de uso encontrada no presente estudo foi de 624 ha (6,24 km²) para machos (SRM) e 310 ha (3,1 km²) para fêmeas (SJF), sendo maior do que a área encontrada para jaguatiricas no pantanal (macho: 5,4km² e fêmea: 1,3 km²) (OLIVEIRA et al., 2010). Entretanto, os valores obtidos no presente estudo são menores que as áreas de uso registradas no Cerrado (macho: 90,5 km² e fêmeas: 75 km²) (OLIVEIRA et al., 2010). Na Mata Atlântica no Parque Nacional do Iguaçu (Paraná), estimou uma área de 11,3 km² para machos e fêmeas (CRAWSHAW, 1995) e 3,19 a 37,09 km² para quatro machos e de 4,17 a 7,11 km² para três fêmeas nos Parque Provincial Uruguai e Parque Nacional Iguazu na província de Misiones, Argentina (DI BITETTI et al, 2006). Entretanto, as áreas de uso dos indivíduos no presente estudo foram subestimadas, visto que o mesmo não apresenta desenho e objetivos de amostragem populacionais.

Em relação à sobreposição espacial, foi observado um compartilhamento de indivíduos na área amostrada, principalmente nas estruturas de drenagem, assemelhando com a organização social de jaguatiricas observada por King et al., (2016), Blake et al., (2015), Rodgers et al., (2015), Dillon (2008). Entretanto, esses estudos não apresentavam estradas em seu entorno.

SRM sobrepôs sua área de uso com três fêmeas (SJF, SCF e SAF) e teve seu território sobreposto por SSM, SPM e SLM. As diferenças entre os tamanhos de área amostrada e a sobreposição entre machos e fêmeas parece estar relacionada a diferentes estratégias para a maximização do sucesso reprodutivo (RODGERS et al., 2015). No entanto, Riley et al., (2006) em um estudo com bobcats e coiotes no sul da Califórnia observaram que os territórios de machos e fêmeas próximos da estrada eram menores em relação aos indivíduos que tinham seus territórios estabelecidos longe da estrada. Para as fêmeas, o tamanho do território deve ser determinado pela disponibilidade de recursos nutricionais para a prole, já para os machos o tamanho do território pode ter relação também com o acesso às fêmeas para o acasalamento (RODGERS, 2015). Riley et al., (2006) relataram que o grau de sobreposição espacial entre as fêmeas em idade reprodutiva era três vezes maior para os indivíduos com territórios próximos das estradas e que a permeabilidade

conferida pelas passagens existentes na estrada não garantem a migração geneticamente eficaz.

As estruturas de drenagens foram utilizadas como latrinas por cinco indivíduos (SRM, SSM, SLM, SJF e SCF), apresentando comportamento de comunicação químico-olfativa (fezes e urina). De modo geral, associa-se esse comportamento à demarcação de território, para evitar encontros intrassexuais, indicar dominância e informação sobre as condições para a reprodução (RODGERS et al., 2015; KING et al., 2016). A comunicação de dominância entre os machos pode ser um fator determinante para evitar encontros violentos entre os indivíduos (THOMPSON, 2010; KING et al., 2016). Segundo Rodgers et al., (2015), as jaguatiricas procuram locais seguros (cavidades de grandes árvores, sob as árvores caídas e dentro de construções humanas), abrigados do sol e da chuva, para estabelecer suas latrinas com a finalidade que os odores químicos durem muito mais tempo do que se fossem depositados em áreas abertas.

Em uma única ocasião foram registradas em um projeto piloto em parceria com o Instituto Último Refúgios (julho de 2014 a setembro de 2014) duas fêmeas, uma adulta e uma subadulta, utilizando as estruturas de drenagem ao mesmo tempo. A fêmea (SJF), que na ocasião do registro foi caracterizada como adulta, foi registrada ao longo de todo o período amostral do presente estudo (dezembro de 2014 a dezembro de 2015). No entanto, o outro indivíduo (STF), caracterizada como subadulta, foi registrado aproximadamente um ano depois, distante a dois quilômetros do primeiro registro, o que pode estar relacionado com comportamento de filopatria, onde os filhotes estabelecem seus territórios próximos ao território natal (RODGERS et al., 2015).

A organização social evidenciada nas estruturas de drenagem mostra a tolerância dos indivíduos em relação à sobreposição espacial para o estabelecimento dos territórios e a inserção das estruturas de drenagem em suas rotas diárias. Essa tolerância pode estar sendo compensada pela disponibilidade de recursos que podem ser acessados através da conectividade que as estruturas de drenagem conferem aos indivíduos e pelo comportamento de evitar a travessia sobre a via.

Padrão de atividade

O padrão de atividade de jagatirica nas estruturas de drenagem foi catemeral e apresentou um padrão bimodal, corroborando com os resultados de outros estudos em diferentes ambientes (Salvador e Espinosa, 2015; Maffei et al., 2005; Di Bitetti, 2005; Crawshaw e Quigley, 1989; Emmons, 1988). No entanto, o estudo de Nodari (2016), realizado na Reserva Natural da Vale, na mesma região do presente estudo, a atividade das jagatiricas foi predominante noturno (72,2% dos registros no período noturno). A diferença na classificação do período de atividade pode ser atribuída à diferença de ambientes amostrados, sendo exemplo: estradas sem pavimentação de baixo fluxo de veículos.

Em relação à diferença no período de atividade entre as estações seca e chuvosa, observou-se que, apesar das jagatiricas estarem ativas o dia todo, na estação seca houve um pico de atividade entre as 17 e 18 horas, não observado na estação chuvosa. Assim como encontrado por Nodari (2016), aonde o início das atividades das jagatiricas foi antecipado na estação seca, esse comportamento pode estar em consonância com as mudanças nos períodos de atividades das presas (BIANCHI et al., 2010; PRATAS-SANTIAGO, 2016). Visto que no trabalho de Nodari (2016) as pacas e tatus, principais presas das jagatiricas no bloco Sooretama-Linhares (BIANCHI et al., 2010) também apresentaram seus horários de atividades antecipados. Tal fato pode estar relacionado com o comprimento do dia na estação, onde as noites iniciam mais cedo.

A diferença entre o padrão de atividade durante a lua nova e a lua cheia também pode está em consonância ao comportamento das presas nas diferentes fases lunares (PRATAS-SANTIAGO, 2016). Entretanto, Huck (2016) não encontrou relação entres as fases da lua e o período de atividades das jagatiricas, sugerindo que a acuidade visual pode ter um limiar para um melhor desempenho. Tal fato pode ser observado no presente estudo, visto que, apesar de ter sido encontrada diferença no período de atividade ente a lua nova e cheia, o maior número de registros foi obtido nas fases minguante e crescente, corroborando com Emmons et al., (1989); Di bitetti (2006) que observaram uma diminuição no uso de trilhas e estradas em noites de lua cheia. Emmons et al., (1989) atribuíram esse comportamento ao tipo de

estratégia de caça exibido pelas jaguatiricas, onde em noites de maiores incidência luminosa a caça por espreita se torna mais difícil, além de estarem mais propensos ao ataque de felinos maiores. Pereira et al., (2016), em estudo no sul do Brasil, encontraram maior número de registros de paca em noites de lua nova, e poucos registros em noites de lua cheia. Os picos de atividades no trabalho de Pereira et al., (2016) variaram entre as fases lunares e assemelham aos picos de atividade de jaguatiricas nas respectivas fases no presente estudo, o que reforça a adequação da atividade do predador em relação aos horários de atividades das respectivas presas.

Apesar de tanto as fêmeas quanto os machos apresentarem atividade durante todo o dia, os machos exibiram picos de atividades em intervalo de hora que não houve registro de fêmeas. Tal fato já era esperado, pois os machos utilizam uma área de uso maior em relação às fêmeas (EMMONS, 1988; MAFFEI et al., 2005; RODGER et al., 2015). Com isso, os picos de atividade diurnos podem está relacionado à predação de animais que exibem comportamento de forrageamento nesses horários (aves e repteis), como por exemplo, o teiú (BIANCHI et al., 2010) . Em relação aos machos com maior número de registro, mesmo não havendo diferença significativa no período de atividade, alguns picos ocorreram em intervalos de hora diferentes, o que deve pode estar relacionado ao comportamento de evitar encontro de indivíduos do mesmo sexo. Esse padrão está correlacionado ao sistema de organização social comum aos felinos solitários, aonde a defesa de território intrassexual é evidenciada (DI BITETTI, 2006). A diferença entre machos e fêmeas também pode ter relação com o número de registro para cada sexo, o que acontece entre os indivíduos SRM e SCF. Como os machos utilizam uma área maior à chance de o animal ser detectado é maximizada.

As diferenças significativas entre os períodos de atividades evidenciam que o uso das estruturas de drenagem pelas jaguatiricas pode ser influenciado temporal e espacialmente, como por exemplo: as diferentes fases da lua e a defesa de territórios.

CONCLUSÃO

Independentemente do presente estudo não ter avaliado variáveis (Paisagens, tráfego e modelo de drenagem) que possam contribuir com para a seleção de uso das estruturas de drenagem. Constatamos um elevado uso do espaço pelas jaguatiricas na área amostrada, identificamos o uso da área amostrada por nove indivíduos e encontramos uma organização social, espacial e padrão de atividade semelhante a outros estudos, entretanto o uso as estruturas de drenagem no presente estudo apresentam um fator limitante para o acesso aos recursos. Com isso as estruturas de drenagens presente no trecho de 5,1 quilômetros que intercepta a Rebio Sooretama são utilizadas por alguns indivíduos de jaguatirica como passagem de fauna, reforçando a necessidade de ações que visem à diminuição dos impactos da rodovia sobre a comunidade de fauna e flora no bloco Linhares-Sooretama.

REFERÊNCIAS

- ASCENSÃO, F., Desbiez, A. L., Medici, E. P., & Bager, A. (2017). Spatial patterns of road mortality of medium–large mammals in Mato Grosso do Sul, Brazil. *Wildlife Research*, *44*(2), 135-146.
- ATTADEMO, A. M., Peltzer, P. M., Lajmanovich, R. C., Elberg, G., Junges, C., Sanchez, L. C., & Bassó, A. (2011). Wildlife vertebrate mortality in roads from Santa Fe Province, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *82*(3), 915-925.
- BATSCHELET, E. (1981). Circular statistics in biology. Academic Press, New York.
- BECKMANN, J. P., & Hilty, J. A. (2010). Connecting wildlife populations in fractured landscapes. *Safe passages: Highways, wildlife, and habitat connectivity*, 3-16.
- BIANCHI, R. D. C., Mendes, S. L., & Junior, P. D. M. (2010). Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, *45*(3), 111-119.
- BLAKE, J. G., Mosquera, D., Loiselle, B. A., Swing, K., Guerra, J., & Romo, D. (2015). Spatial and temporal activity patterns of ocelots *Leopardus pardalis* in lowland forest of eastern Ecuador. *Journal of Mammalogy*, *97*(2), 455-463.
- BRASIL. Reserva Biológica de Sooretama– ES. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/localizacao/parques-nacionais-e-reservas-ambientais/reserva-biologica-de-sooretama-2013-es>>. Acesso em: 07 jan. 2017.

- CÁCERES, N. C., Hannibal, W., Freitas, D. R., Silva, E. L., Roman, C., & Casella, J. (2010). Mammal occurrence and roadkill in two adjacent ecoregions (Atlantic Forest and Cerrado) in south-western Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 27(5), 709-717.
- CAIN, A. T., Tuovila, V. R., Hewitt, D. G., & Tewes, M. E. (2003). Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation*, 114(2), 189-197.
- CLEVINGER, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2001). Highway mitigation fencing reduces wildlife-vehicle collisions. *Wildlife Society Bulletin*, 646-653.
- CLEVINGER, A. P., & Waltho, N. (2000). Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14(1), 47-56.
- COFFIN, A. W. (2007). From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography*, 15(5), 396-406.
- CLEVINGER, A. P., Chruszcz, B., & Gunson, K. E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological conservation*, 109(1), 15-26.
- BAGER, A., da Silva Lucas, P., Bourscheit, A., Kuczach, A., & Maia, B. (2016). Os caminhos da conservação da biodiversidade brasileira frente aos impactos da infraestrutura viária. *Biodiversidade Brasileira*, (1), 75-86.
- CRAWSHAW, P. G., & Quigley, H. B. (1989). Notes on ocelot movement and activity in the Pantanal region, Brazil. *Biotropica*, 21(4), 377-379.
- CRAWSHAW, P. G. (1995). Comparative ecology of ocelot (*Felis pardalis*) and jaguar (*Panthera onca*) in a protected subtropical forest in Brazil and Argentina.
- de OLIVEIRA, T. G., Tortato, M. A., Silveira, L., Kasper, C. B., Mazim, F. D., Lucherini, M., ... & Sunquist, M. (2010). Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. *Biology and conservation of wild felids*, 559-580.
- DEAN, W. (1996). A ferro e a fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras. 484 p.
- DI BITETTI, M. S., Paviolo, A., & De Angelo, C. (2006). Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*, 270(1), 153-163.
- DILLON, A., & Kelly, M. J. (2008). Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology*, 275(4), 391-398.
- DORMANN, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks.

- EMMONS, L. (1988). A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru.
- ESRI. ArcGis version 10.4. <http://www.esri.com/software/arcgis>. 2016.
- FAHRIG, L., & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and society*, 14(1).
- FORMAN, R. T. (2003). *Road ecology: science and solutions*. Island Press.
- FUNDAÇÃO SOS mata atlântica; instituto nacional de pesquisas espaciais. Divulgados novos dados sobre a situação da Mata Atlântica. São Paulo, 2013. Disponível em: < <http://www.sosma.org.br/14622/divulgados-novos-dados-sobre-a-situacao-da-mata-atlantica/>>. Acesso em: 15 jan. 2017.
- GALINDO-LEAL, C.; Câmara, I. B. (2005). Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: _____. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, cap. 1, 472 p.
- GLISTA, D. J., DeVault, T. L., & DeWoody, J. A. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landscape and urban planning*, 91(1), 1-7.
- GÓMEZ, H., Wallace, R. B., Ayala, G., & Tejada, R. (2005). Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(2), 91-95.
- GOOSEM, M., Weston, N., & Bushnell, S. (2005). Effectiveness of rope bridge arboreal overpasses and faunal underpasses in providing connectivity for rainforest fauna.
- GOOSEM, M. (2007). Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. *Current Science*, 1587-1595.
- VAN DER GRIFT, E. A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jochen, A., & Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodiversity & Conservation*, 22(2), 425.
- HEGEL, C. G. Z. (2012). Mamíferos silvestres atropelados na rodovia RS-135 e entorno. *Biotemas*, 25(2), 165-170.
- HUCK, M., Juárez, C. P., & Fernández-Duque, E. (2017). Relationship between moonlight and nightly activity patterns of the ocelot (*Leopardus pardalis*) and some of its prey species in Formosa, Northern Argentina. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 82, 57-64.
- IPEMA – Instituto de Pesquisa da Mata atlântica. (2005). Conservação da mata atlântica no estado do Espírito Santo: cobertura florestal e unidades de conservação. Vitória – ES, 142p.
- JAEGER, J. A., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., ... & von Toschanowitz, K. T. (2005). Predicting when animal populations are at risk

from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185(2), 329-348.

JAEGER, J. A. (2015). Improving environmental impact assessment and road planning at the landscape scale. *Handbook of road ecology*, 32-42.

KING, T. W., Salom-Pérez, R., Shipley, L. A., Quigley, H. B., & Thornton, D. H. (2016). Ocelot latrines: communication centers for Neotropical mammals. *Journal of Mammalogy*, 98(1), 106-113.

KLAR, N., Herrmann, M., & Kramer-Schadt, S. (2009). Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *Journal of Wildlife Management*, 73(5), 631-638.

KLIPPEL, A. H., Oliveira, P. V., Britto, K. B., Freire, B. F., Moreno, M. R., dos Santos, A. R.,... & Paneto, G. G. (2015). Using DNA barcodes to identify road-killed animals in two atlantic forest nature reserves, Brazil. *PloS one*, 10.(8), e0134877.

KOVACH, W. L. Oriana: (2011). circular statistics for windows, ver. 4. Kovach Computing Services, Pentraeth, United Kingdom.

LAURANCE, W. F., Goosem, M., & Laurance, S. G. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669.

MAFFEI, L., Noss, A. J., Cuéllar, E., & Rumiz, D. I. (2005). Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*, 21(3), 349-353.

MCGREGOR, R. L., Bender, D. J., & Fahrig, L. (2008). Do small mammals avoid roads because of the traffic?. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 117-123.

MINISTÉRIO do Meio Ambiente; Conservação Internacional; Fundação SOS Mata Atlântica. (2006). O corredor central da mata atlântica: uma nova escala de conservação da biodiversidade – Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Conservação Internacional, 46 p.

NODARI, J. Z. (2016). Padrão de atividade e segregação temporal entre mamíferos de médio e grande porte na Mata Atlântica. Dissertação de mestrado. Universidade federal do Espírito Santo.

PEREIRA, A. D., de Bastiani, E., & Bazilio, S. (2016). Influência do ciclo lunar no padrão de atividade de *Cuniculus paca* (Rodentia: Cuniculidae) em uma floresta de Mata Atlântica no Sul do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, 56(8).

PESQUISA Confederação NT de rodovias 2016: relatório gerencial. 20. ed – Brasília: CNT : SEST : SENAT, p. 399.

- POLISAR, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M. E., & Eisenberg, J. F. (2003). Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological conservation*, 109(2), 297-310.
- PRATAS-SANTIAGO, L. P., Gonçalves, A. L. S., da Maia Soares, A. M. V., & Spironello, W. R. (2016). The moon cycle effect on the activity patterns of ocelots and their prey. *Journal of Zoology*, 299(4), 275-283.
- RILEY, S. P., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., & Wayne, R. K. (2006). FAST-TRACK: A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular ecology*, 15(7), 1733-1741.
- RIPPLE, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., & Schmitz, O. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484.
- RODGERS, T. W., Giacalone, J., Heske, E. J., Janečka, J. E., Jansen, P. A., Phillips, C. A., & Schooley, R. L. (2015). Socio-spatial organization and kin structure in ocelots from integration of camera trapping and noninvasive genetics. *Journal of Mammalogy*, 96(1), 120-128.
- SALVADOR, J., & Espinosa, S. (2016). Density and activity patterns of ocelot populations in Yasuní National Park, Ecuador. *Mammalia*, 80(4), 395-403.
- SILVA, J. D., & Casteleti, C. H. M. (2005). Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*, 43-59.
- SMITH, D. J.; REE, R. VAN DER. (2015). Wildlife crossing structures: an effective strategy to restore or maintain wildlife connectivity across roads.
- SRBEK-ARAUJO, A. C. (2013). Conservação Da Onça-Pintada (*Panthera Onca Linnaeus*, 1758) Na Mata Atlântica De Tabuleiro Do Espírito Santo. Departamento de Biologia, Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.
- SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. (2007). Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações Armadilhas fotográficas amostragem mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos comparação. V. 24, n. 1999, p. 647–656.
- 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*, 21(1): 121-125.
- TEIXEIRA, F. Z., Printes, R. C., Fagundes, J. C. G., Alonso, A. C., & Kindel, A. (2013). Canopy bridges as road overpasses for wildlife in urban fragmented landscapes. *Biota Neotropica*, 13(1), 117-123.

TEWES, M. E., & Hughes, R. W. (2001). Ocelot management and conservation along transportation corridors in southern Texas. *Road Ecology Center*.

THOMPSON, C. L. (2011). Intraspecific killing of a male ocelot. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 76(3), 377-379.

TROLLE, M., & Kéry, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia mamm*, 69(3-4), 409-416.

TROLLE, M., & Kéry, M. (2003). Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture–recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of mammalogy*, 84(2), 607-614.

TROMBULAK, S. C., & Frissell, C. A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1), 18-30.

VALLADARES-PADUA, C., Cullen Jr, L., & Padua, S. (1995). A pole bridge to avoid primate road kills. *Neotropical Primates*, 3(1), 13-15.

WHITE, G. C.; GARROTT, R. A. (2012). Analysis of wildlife radio-tracking data. Elsevier.