



Centro Universitário do Distrito Federal – UDF
Curso de Ciências Biológicas

Wericles Ribeiro dos Santos

**CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E ESTRATÉGIAS DE MANEJO
PARA A ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA *Canis lupus familiaris* NA
ESTAÇÃO ECOLÓGICA ÁGUAS EMENDADAS, DF**

Brasília

2020



Centro Universitário do Distrito Federal – UDF

Curso de Ciências Biológicas

Wericles Ribeiro dos Santos

**CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E ESTRATÉGIAS DE MANEJO
PARA A ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA *Canis lupus familiaris* NA
ESTAÇÃO ECOLÓGICA ÁGUAS EMENDADAS, DF**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Banca Examinadora do curso de Ciências Biológicas do Centro de Ensino Universitário do Distrito Federal – UDF, como requisito parcial para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Rodrigo Augusto Lima Santos

Brasília, 2020



Centro Universitário do Distrito Federal – UDF

Curso de Ciências Biológicas

Wericles Ribeiro dos Santos

**CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL E ESTRATÉGIAS DE MANEJO
PARA A ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA *Canis lupus familiaris* NA
ESTAÇÃO ECOLÓGICA ÁGUAS EMENDADAS, DF**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Banca Examinadora do curso de Ciências Biológicas do Centro de Ensino Universitário do Distrito Federal – UDF, como requisito parcial para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Rodrigo Augusto Lima Santos

Brasília, 20 de julho de 2020.

Banca Examinadora

Rodrigo Augusto Lima Santos
Orientador - Brasília Ambiental - IBRAM

Ciro Yoshio Joko

Membro
*Centro Universitário do Distrito
Federal – UDF*

Liane Cristina Ferez Garcia

Membro
*Centro Universitário do Distrito
Federal – UDF*

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	4
RESUMO.....	5
1. INTRODUÇÃO.....	6
1.1. O QUE SÃO ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS.....	6
1.2. O PROBLEMA DOS CÃES COMO ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA	8
1.3. ESTRATÉGIAS DE MANEJO DE CÃES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	9
2. METODOLOGIA.....	12
2.1. ÁREA DE ESTUDO	12
2.2. COLETA DOS DADOS.....	13
2.3. ANÁLISE DOS DADOS	14
2.3.1. ANÁLISE MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO	16
3. RESULTADOS	21
3.1. ESPÉCIES REGISTRADAS.....	21
3.2. ESPÉCIES SILVESTRES REGISTRADAS	23
3.3. MAPAS DE CALOR PARA AS ESPÉCIES SILVESTRES.....	24
3.4. REGISTROS DE CÃES	27
3.5. RESULTADO DA ANÁLISE MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO.....	29
4. DISCUSSÃO	34
4.1. ESTRATÉGIAS DE MANEJO DE CÃES PARA A ESECAE.....	36
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

RESUMO

Espécies exóticas invasoras são aquelas que estão fora de seu ambiente natural e que causam impactos nos ecossistemas, nos habitats e nas espécies nativas. Nesse contexto, os cães (*Canis lupus familiaris*) quando presentes em ambientes naturais se tornam um grande problema. As principais ameaças à biodiversidade causada por cães são: competição por território, predação e transmissão de doenças. O objetivo do presente estudo foi caracterizar espacialmente a presença da espécie na Estação Ecológica Águas Emendadas e apontar estratégias de manejo adequadas. Os dados foram levantados ao longo de seis meses, com a utilização de 14 armadilhas fotográficas. Foram registradas 26 espécies, dos quais 24 silvestres e duas exóticas. Os cães foram a espécie mais registrada, com padrão de atividade mais intenso durante o amanhecer e o final da tarde, associado a maior frequência de ocorrência no interior da unidade, e majoritariamente sem coleiras ou qualquer outra identificação aparente. Além disso, nos locais que obtiveram uma maior concentração de registros dos cães, houve uma baixa frequência dos animais silvestres. Destaca-se, que a frequência de registros apresentados pela análise sugere que há uma separação espacial de ocorrência das espécies. As estratégias de manejo que se mostraram mais apropriadas são as que envolvem um maior conjunto de ações, que demandem uma maior duração, boa aceitação do público envolvido e efetividade, apesar de alto custo, como campanhas de educação ambiental, remoção e destinação dos animais, monitoramento das populações de cães e o controle reprodutivo. Em contrapartida, estratégias que envolvem menos ações, apesar de disporem de um custo mais baixo, mostram-se pouco apropriadas, como é o caso de remoções por eutanásia e cercamento da unidade.

Palavras-chave: espécies; exóticas; invasoras; cães; manejo

1. INTRODUÇÃO

1.1. O QUE SÃO ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS

Espécies exóticas são definidas, de acordo com a Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica (CDB, 1992), como aquelas que foram introduzidas fora de seu ambiente natural. Essas introduções ocorrem principalmente pela ação humana, sejam elas voluntárias ou involuntárias (PIVELLO, 2011). Diversos são os tipos de introdução, e todos os grupos de organismos estão sujeitos a essa ocorrência, como mamíferos, plantas, invertebrados, fungos (GISP, 2005). Voluntariamente, inúmeras atividades motivam a introdução de espécies exóticas, alguns exemplos a serem citados são: o uso em atividades florestais, na agricultura, em atividade de pesca, na culinária, na criação e comércio de animais de estimação e em ornamentações (ZILLER et al., 2007). Involuntariamente, pode-se citar a introdução via rotas marítimas, como no caso do mexilhão-dourado (*Limnoperma fortunei*) transportado pela água de lastro de navios (GISP, 2005). Outro exemplo é o de parasitas que são introduzidos associados a espécies de peixes exóticos (tilápias, bagres, carpas) utilizados para fins de piscicultura (PERNAMBUCO, 2009). Cerca de 70% das espécies exóticas no Brasil foram introduzidas intencionalmente, principalmente para fins econômicos, no qual 40% dessas, advinda de ornamentações e criação de animais de estimação (LEÃO et al. 2011).

As espécies fora do seu ambiente natural esbarram com situações adversas que precisam superar para sobreviverem e se tornarem invasoras, como condições climáticas diferentes e ataques de predadores. Contudo, a ausência de predadores, patógenos e competidores são fatores comuns que influenciam o estabelecimento dessas espécies (SAMPAIO; SCHMIDT. 2013). Outro fator é a plasticidade fenotípica, que confere uma capacidade de se adaptar, estabelecer e reproduzir em ambientes diferentes da área original de ocorrência do táxon (DAVIS, 2009). Uma vez estabelecida no ambiente e com populações em crescimento e expansão territorial, o táxon passa a ser denominado espécie exótica invasora (EEI). Nesse escopo, espécies exóticas invasoras - EEIs são aquelas que estão fora de seu ambiente natural e que causam impactos nos ecossistemas, nos habitats e nas espécies nativas

(MMA, 2006). Geralmente, a falta de manejo e o tempo de permanência determinam o grau de gravidade do impacto causada pelas EEIs (ZILLER et al., 2007).

As espécies exóticas invasoras são classificadas como a segunda maior causa de extinção de espécies no mundo, com a perda de habitat em primeiro lugar (LOWE et al. 2000; MMA, 2006). O grupo é capaz de modificar todo um ecossistema, alterando o ciclo de águas, o regime de fogos, o ciclo de nutrientes, a dinâmica das espécies, reprodução de fauna e até mesmo a extinção local de táxons. (WITTENBERG; COCK, 2001). A perda de biodiversidade ocasionada pelas EEIs torna as paisagens mais homogêneas, e frequentemente o ambiente fica mais vulnerável a pressões externas (SCDB, 2010).

Outro grave problema das EEIs é o impacto econômico. Em uma estimativa realizada nos Estados Unidos, os custos com manejo, contenção ou remediação com exóticas invasoras ultrapassaram 120 bilhões de dólares por ano (PIMENTEL et al., 2005). Os ratos (*Rattus norvegicus*), por exemplo, são considerados os que mais geram impactos econômicos, com estimativa de gasto de 19 bilhões de dólares por ano, somente para os EUA. Os prejuízos econômicos atribuídos a essa espécie estão relacionados à alimentação indiscriminada, com ataque a cultivos e grãos estocados, contaminação de alimentos com dejetos, e danificação de cabeamentos (GISP, 2005). Na Austrália é estimado um prejuízo total de 66 milhões de dólares australianos à pecuária causado por cães, dano esse, derivado de ataques e perseguições aos animais de criação extensiva (MCLEOD, 2004).

Somado a esses fatores, acrescenta-se o impacto à saúde humana e a vida selvagem, como a transmissão de doenças. Os ratos (*Rattus norvegicus*, *Rattus rattus* e *mus musculus*) transmitem a leptospirose e a síndrome provocada pelo hantavírus, por sua vez os pombos (*Columba livia*) são transmissores de doenças como a histoplasmose e ornitose (GISP, 2005). Os cães (*Canis lupus familiaris*) podem atuar como reservatório para parasitas e doenças, que afetam tanto animais nativos e domésticos, e algumas dessas moléstias são: a cinomose, a hepatite, a sarna, e o parvovírus, além de hospedeiros de manutenção do vírus da raiva (AUSTRALIA, 2014).

Esses impactos causados pelas EEIs são de grande preocupação em ambientes naturais. Nessa situação, as unidades de conservação (UCs) podem sofrer impactos mais acentuados, visto que são espaços destinados a preservação do patrimônio

biológico existente. É frequente a presença dessas espécies em UCs. SAMPAIO e SCHMID (2013) relataram a presença de 144 EEIs em 125 UCs do Brasil, enquanto GUIMARÃES (2015) identificou 54 EEI da fauna, em 144 UCs federais.

É possível citar diversos impactos que EEIs podem causar em UCs, entre eles destacam-se: redução da biodiversidade; mudança no ecossistema; predação; competição; ameaça a espécies ameaçadas; alteração de habitat; prejuízo econômico e na subsistência em UCs de uso sustentável; modificação do regime de fogo; modificação de comunidades naturais bentônicas; e modificação de padrões sucessionais (ZILLER et al., 2007). Dentre as EEIs registradas em UCs, o cão-doméstico (*Canis lupus familiaris*) é frequentemente relatado em diversos estudos e em alta abundância em diferentes locais (GUIMARÃES, 2015; SAMPAIO; SCHMID, 2013; SRBECK; CHIARELLO 2008; WHITEMAN et al. 2007; GALETTI; SAZIMA, 2006).

1.2. O PROBLEMA DOS CÃES COMO ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA

Os cães presentes em ambientes naturais ou UCs, normalmente, são animais advindos de ambientes urbanos próximos a esses locais, que vivem soltos, sem qualquer tipo de contenção por seus tutores, ou que não possuem tutor e são alimentados pela comunidade. Esses animais, que recebem algum tipo de cuidado de humanos para sobrevivência e estão presentes em ambientes naturais, são considerados errantes, e a caça pode ser parte da sua dieta (ICMBIO, 2018). Os animais que independem de qualquer ação humana para sobreviver são considerados ferais. Esse grupo depende da sua própria caça para se alimentar e usualmente evitam contato com humanos, com os quais podem apresentar comportamento agressivo quando confrontados (GREEN; GIPSON, 1994).

As principais ameaças à biodiversidade causada por cães são: a competição por território, a predação e a transmissão de doenças (LESSA, 2016). A simples presença de cães em áreas com espécies nativas intensifica a competição por espaço e recursos (ATICKEM ET AL. 2010), além de apresentar comportamentos

territorialistas (BOITANI; CIUCCI, 1995). Quanto à predação, os cães são considerados oportunistas em sua dieta. Eles podem ser predadores eficientes, atacando animais pequenos e grandes, incluindo outros animais domésticos. Muitos sobrevivem de carniça, principalmente de animais mortos nas estradas, mas também podem se aproveitar de aves aquáticas debilitadas e animais jovens para predação (GREEN; GIPSON, 1994). Outros itens da sua dieta são, frutas, vegetais e ocasionalmente lixo (NESBITT, 1975). É comum que a maior parte da dieta de cães em ambiente natural seja constituída de origem animal (CAMPOS, 2004). Nesse cenário, os mamíferos são abatidos com mais frequência do que aves, répteis e anfíbios. O veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) e o bugio-marrom (*Alouatta guariba*) são algumas das espécies de mamíferos com registros de abate por cães (GALETTI; SAZIMA, 2006). Mesmo um pequeno número de cães é capaz de atacar um grande número de animais (HUGHES; MACDONALD 2013), e muitas vezes as presas não são ingeridas e seus ataques terminam com uma mutilação indiscriminada (GALETTI; SAZIMA, 2006).

1.3. ESTRATÉGIAS DE MANEJO DE CÃES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Existem diversas estratégias de atuação para mitigar o impacto dos cães em áreas protegidas ou mesmo em áreas urbanas (KAHN et al., 2008; GARCIA et al. 2012; LESSA et al. 2016; ICM BIO, 2018). Diante de diferentes abordagens, cabe citar o trabalho de LESSA (2017), que avaliou a presença de cães domésticos nas UCs do Brasil e elaborou um plano de ação para o controle de cães no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. O estudo indica uma sequência de manejo de cães para áreas protegidas, que seria: primeiro, avaliar os meios de entrada da espécie; segundo, determinar uma forma de detectar precocemente a presença da espécie para rápidas ações de erradicação; terceiro, quando a erradicação não for mais possível e a invasão for restrita, aplicar medidas de contenção; e quarto, quando as espécies se encontram amplamente distribuídas ou a entrada de novos indivíduos é constante, realizar trabalhos de controle permanente (LESSA et al., 2016).

A contenção refere-se a limitar a propagação de espécies invasoras, e exige monitoramento da população e bloqueio dos limites da área protegida para evitar novas entradas. A erradicação refere-se à remoção ou eliminação de espécies invasoras de uma determinada área e raramente é alcançada em áreas continentais, sendo mais viável em ilhas oceânicas (DIISE, 2015).

Sem nenhuma barreira eficiente para isolar a área protegida das casas vizinhas e de seus animais, a probabilidade de invasão é muito alta, principalmente quando cidades ou vilas densamente povoadas estão próximas (LESSA, 2017). Para fins de gerenciamento, seria ideal registrar, em bancos de dados e fotografias, todos os cães e casas nos arredores para que se algum cão for encontrado na área protegida, o proprietário possa ser localizado e responsabilizado. Campanhas contínuas de esterilização podem ser promovidas com os tutores desses animais a fim de reduzir a população e evitar o aumento do número de cães selvagens no interior da unidade (LESSA, 2017). Para o plano de ação no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros é apontado que a combinação de ações de controle de natalidade (castração e esterilização), educação ambiental, monitoramento da população de cães (microchip), monitoramento da fauna nativa (ocupação) e medidas de compensação para os moradores que tiverem prejuízos ao deixarem os cães presos alcançariam resultados satisfatórios no controle desses animais (LESSA, 2017).

O ICMBIO (2018) indica diversas ações que devem ser tomadas no interior de uma unidade de conservação, que incluem: a importância de nenhum cão ser mantido na UC, mesmo que temporariamente, abandonados ou sob cuidado de servidores; a inibição da caça no interior da UC, pois caçadores frequentemente utilizam cães; campanhas contínuas de castração dos animais de moradores do entorno e de cidades próximas da UC; individualização dos cães por meio de microchip ou uso de coleiras com identificação, para possibilitar também a identificação do responsável; verificação da possibilidade de destinação de cães capturados para centros de controle de zoonoses ou instituição semelhante; construção de cercas para dificultar a entrada dos cães em área limítrofes da UC a centros urbanos. Nos casos de cães sem proprietários e de vida livre, é indicada a captura através de armadilhas e possível destinação para o centro de Controle de Zoonoses ou locais que recebam o animal, como ONGs de proteção animal, que estimulem a adoção (ICMBIO, 2018). Caso não seja possível nenhuma dessas

possibilidades, é recomendada a eutanásia utilizando técnica veterinária, acompanhada de um profissional veterinário responsável e em acordo com os códigos de ética do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA), do Conselho Federal de Medicina Veterinária e a legislação vigente (Instrução Normativa IBAMA n.º 179/2008) (ICMBIO, 2018).

Uma estratégia importante e complementar é focar na educação ambiental, ou em medidas específicas para prevenir invasões de cães e transmissão de doenças a animais nativos (ICMBIO, 2018). Nesse contexto, uma medida é identificar os proprietários dos cães invasores e instruí-los sob a guarda responsável, a fim de mantê-los nas residências, sob a pena de notificação e até autuação em casos de reincidências (ICMBIO, 2018).

Em paralelo às ações de mitigação, é recomendada a utilização de armadilhas fotográficas para o monitoramento e estimativas de tamanho populacional dos cães. O intuito é acompanhar se as ações estão a conduzir um aumento ou decréscimo dos animais (ICMBIO 2018).

Para o Brasil foram descritas 543 espécies exóticas invasoras (MMA, 2006). Para o Distrito Federal (DF), o Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Distrito Federal - Brasília Ambiental (IBRAM, 2018) produziu uma lista oficial de EEI da fauna e flora, que totalizou 74 espécies (das quais 50 são espécies de fauna e 24 de flora), além de outra lista com 31 espécies com potencial de invasão para a região. Como parte das diretrizes das agências e secretarias de meio ambiente dos estados da federação está a elaboração do plano de controle de espécies exóticas invasoras. Nesse contexto, é fundamental o conhecimento da dinâmica, expansão e uso do ambiente das EEIs no Distrito Federal.

Diante do panorama apresentado, e considerando a espécie *Canis lupus familiaris* (cão doméstico) como uma das espécies foco de elaboração de plano de controle e manejo, o presente estudo buscou caracterizar espacialmente a presença do táxon na Estação Ecológica Águas Emendadas – ESECAE.

O intuito da pesquisa foi observar as áreas com a maior incidência de registros dos cães e espécies nativas e apresentar ações de mitigação dos impactos de cães para a Estação Ecológica Águas Emendadas – ESEC-AE.

2. METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESEC-AE), unidade de conservação localizada próxima a região administrativa de Planaltina, a uma distância de aproximadamente 50 quilômetros do centro de Brasília (Figura 1). A ESEC-AE é uma unidade de proteção integral, categorizada como estação ecológica, de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC - LEI 9.985/2000),

As UCs, definidas pelo SNUC, são espaços territoriais legalmente criados pelos governos federais, estaduais e municipais com intuito de preservação do patrimônio biológico existente. As unidades de conservação têm por objetivos: contribuir para a conservação das variedades de espécies biológicas e dos recursos genéticos no território nacional e nas águas jurisdicionais; proteger as espécies ameaçadas de extinção no âmbito regional e nacional; contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais, realização de pesquisas científicas, entre outros objetivos.

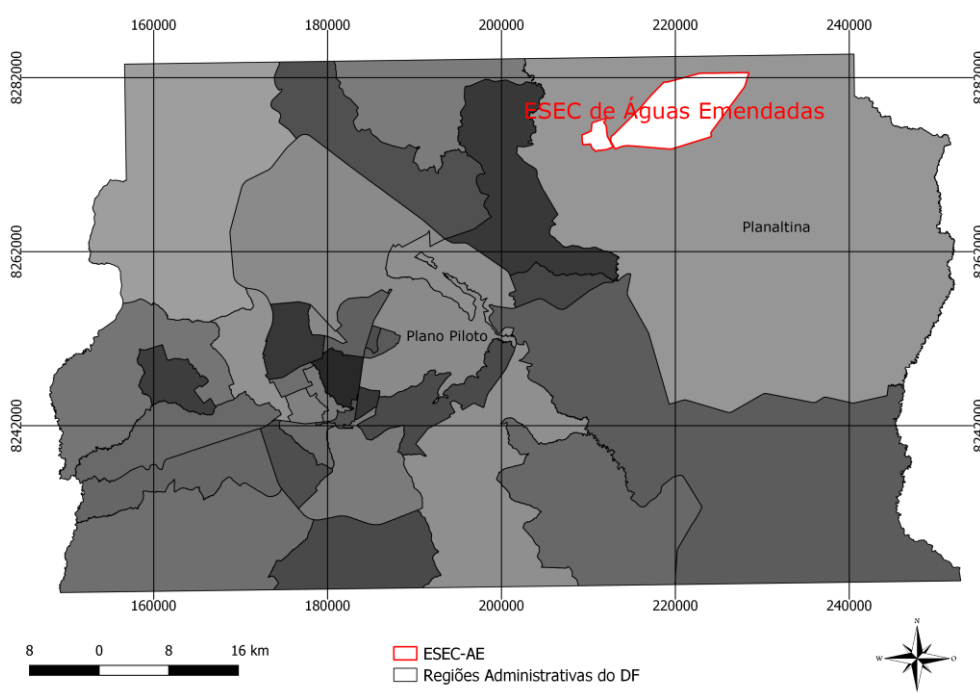


Figura 1 - Localização da Estação Ecológica de Águas Emendadas no Distrito Federal.

A área de estudo abrange cerca de 10.000ha, no qual é possível encontrar diferentes fitofisionomias do Cerrado, como cerrado propriamente dito, campo limpo, campo sujo, mata de galeria, vereda (SEMARH, 2004). A vereda que ali se apresenta possui cerca de 6 km de extensão e é responsável pelo nome da estação. No interior da UC, brotam águas que seguem direções opostas, para norte, seguindo para o Rio Maranhão/Tocantins e para o sul, que seguem para o Rio São Bartolomeu/Bacia do Rio Prata. O local abriga diversas espécies da fauna brasileira, como o Lobo-Guará, a Anta, a Suçuarana, entre outros (IBRAM, 2014).

2.2. COLETA DOS DADOS

Os dados do estudo foram coletados com a utilização de armadilhas fotográficas. Esse método se mostra eficiente nos estudos de mamíferos de médio e grande porte (SRBEK-ARAUJO; CHIARELLO, 2008), e é considerado menos limitante e não invasivo, quando comparado a outros métodos. Outra característica é permitir identificar com precisão as espécies, bem como avaliar idade, sexo, estrutura e em alguns casos densidade populacional (SILVEIRA et al., 2003).

Foram utilizadas 14 armadilhas fotográficas da marca Bushnell, modelo essencial e3 low glow (Figura 2). As armadilhas funcionam por sensor de movimento, que dispara quando detecta a presença de algum animal. O equipamento opera 24 horas/dia, utiliza oito pilhas do tipo AA e cartão de memória SD. As câmeras foram revisadas mensalmente para substituição das pilhas, cartões e compilação de dados.



Figura 2 - Modelo de armadilha fotográfica utilizada instalada em campo

Os pontos de instalação das armadilhas foram selecionados previamente com o uso do programa Google Earth. Aleatoriamente, 14 pontos foram adicionados a fim de ocupar todas as zonas da área de estudo, e de modo a manter uma distância de aproximadamente 2 km entre os equipamentos, o que possibilita considerar cada registro como um evento estatisticamente independente (KAUFFMAN et al., 2007). A figura 3 ilustra os pontos onde cada armadilha foi instalada. Em campo, os pontos foram adequados, em um raio de até 500 m do ponto original de acordo com os rastros da fauna encontrados, como fezes, pegadas e trilhas. Os equipamentos foram instalados principalmente em troncos de árvores, em uma altura de aproximadamente 50 cm do chão, em um ângulo que possibilitasse a visualização do trajeto do animal, e preferencialmente na função de vídeo. A coleta de dados teve duração de seis meses, do dia 18 de setembro de 2019 a 18 de março de 2020.

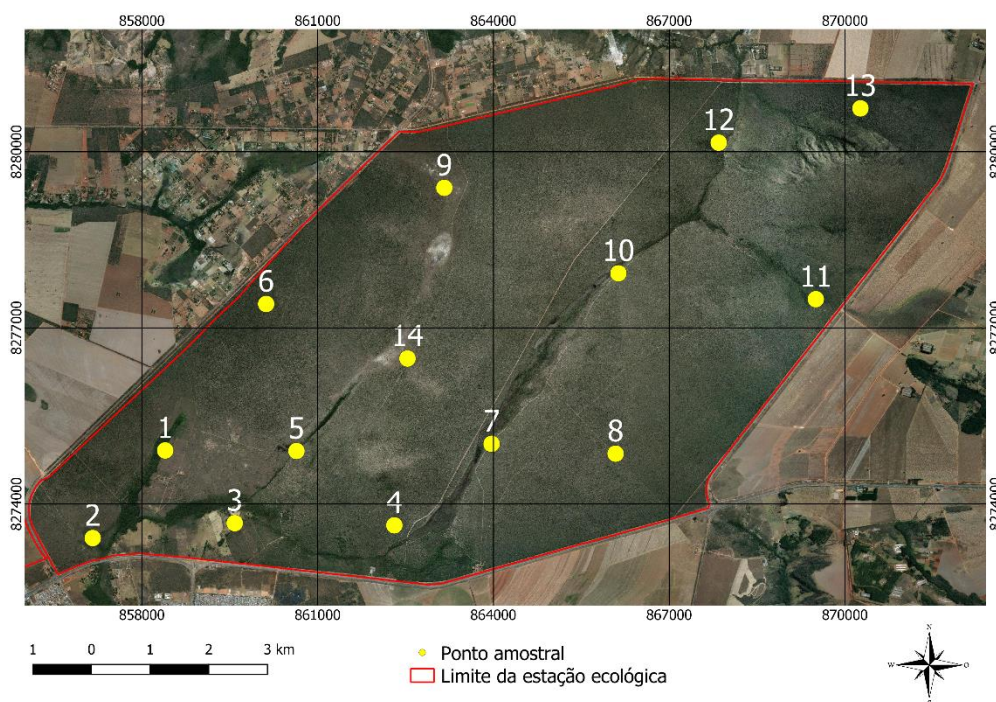


Figura 3 - Pontos de instalação das armadilhas fotográficas na ESEC-AE

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Foram gerados mapas de calor para representar as áreas com maiores incidência de registros, e para isso foi utilizado o estimador de densidade kernel, contido na ferramenta de interpolação “mapa de calor” (heatmap) do QGIS 3.8. A

partir dessa função, obtém-se um arquivo matricial como resultado da soma do empilhamento de n outros raster circulares de raio h para cada ponto do dado de entrada segundo a fórmula (1) abaixo:

(1) Na qual K = função de kernel; h = raio de busca; x = posição do centro de cada célula do raster de saída; X_i = posição do ponto i proveniente do centróide de cada polígono; e n = número total de registros (centróides) (OLIVEIRA; DE OLIVEIRA, 2017).

O estimador de densidade kernel desenha uma vizinhança circular ao redor do cada ponto amostral, correspondendo ao raio de influência, e então é aplicada uma função matemática de 1, na posição do ponto, a 0, na fronteira da vizinhança. O valor para a célula é a soma dos valores kernel sobrepostos, e divididos pela área de cada raio de pesquisa (SILVERMAN, 1986 apud SOUZA et al., 2013). Foi utilizado um raio de 2 km, pois é a distância média entre cada equipamento (conforme item 2.2). Dessa forma, é gerado um espectro de cores de tons quentes e frios sobre o mapa. As áreas com tons quentes indicam as maiores frequências de registros e as áreas frias a menor frequência, o que permitiu observar onde ocorrem as maiores e menores incidências dos cães.

Com auxílio do programa EstimateS versão 9.1.0 foi realizado a estimativa de riqueza para a área. Foram utilizados dois estimadores não paramétricos: Chao 1, e seus respectivos intervalos de confiança, e o estimador Jackknife 1. Com esses estimadores é possível comparar dados obtidos com métodos e esforço de coleta diferente, além de poder calcular os limites de confiança da estimativa. O estimador Jackknife 1 utiliza o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (espécies únicas), enquanto o estimador Chao I se baseia na abundância e utiliza o número de espécies representadas por um e dois indivíduos para as estimar a riqueza (COLWELL, 2013). Foram realizadas 100 simulações para a determinação desses índices.

Por fim, para avaliar se houve diferença na frequência dos cães no interior da unidade de conservação ou na borda foi realizado o teste de Mann-Whitney, após aplicar o teste de D'Agostino-Pearson para normalidade dos dados. Os pontos 2, 3, 4, 6, 9, 11, 12 e 13 foram considerados borda e os pontos 1, 5, 7, 8, 10, e 14 classificados como interior da UC. As análises foram realizadas no programa Bioestat 5.0.

2.3.1. ANÁLISE MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO

Os processos decisórios estão permeados por uma complexidade de ações, decorrentes das informações diversas disponíveis, que por vezes podem ser conflitantes. A análise Multicritério de Apoio Decisão (“Multiple Criteria Decision Aid” – MCDA) tem por objetivo auxiliar e simplificar os problemas complexos de decisão, ao considerar vários critérios de ações (opções ou alternativas de decisão) (CARDOSO et al., 2013). Uma consideração importante sobre o método é que o tomador de decisão poderá não escolher a solução proposta pelo método.

Existam vários métodos de análise multicritério, cada um com suas especificidades. No entanto, as etapas correspondentes a tal análise são as mesmas, que podem ser suprimidas ou acrescentadas a depender do que se analisa. As etapas de uma análise multicritério são: a) identificação dos tomadores de decisão; b) formulação do problema; c) determinação das ações ou alternativas, que consiste na elaboração de medidas ou alternativas para a solução do problema; d) elaboração de critérios ou atributos, no qual serão desenvolvidos os que possibilitem a análise das alternativas para a solução do problema; e) avaliação das alternativas, com a criação de uma matriz de avaliações que permite avaliar os cenários de acordo com cada critério, no qual as linhas correspondem às alternativas e as colunas aos critérios; f) determinação de pesos, com ponderações para cada critério, de modo a considerar o critério mais importante como o que terá maior peso na análise; g) agregação dos critérios que vai ordenar as alternativas de acordo com os critérios estabelecidos, com a primeira alternativa como a mais adequada para solução do problema exposto (GOMES et al. (2004); SOUZA 2003 apud MIRANDA, 2008).

Segundo HAJKOWICK e HIGGINS (2008), o método multicriterial empregado geralmente exerce menos influência do que a forma como o problema é estruturado. Desse modo, foi utilizado modelo empregado pela ADASA (2019), que tem como base o método ELETRE-TRI de análise multicritério. Assim como outros métodos da mesma natureza, o procedimento está sujeito a subjetividades e, portanto, seus resultados não devem ser tomados como verdades absolutas, mas como um elemento a ser analisado no processo decisório.

Com base no problema da espécie exótica invasora e na literatura sobre o tema, foram determinados quatro ações ou cenários de implementação de medidas de mitigação na área de estudo, que foram: 1) captura e eutanásia; 2) remoção (captura e eutanásia) e cercamento da unidade de conservação; 3) campanhas de educação ambiental (guarda responsável) no entorno da unidade; remoção (captura, devolução ou destinação); e monitoramento por armadilha fotográfica da população de cães; e 4) campanhas de educação ambiental (guarda responsável) no entorno da unidade; controle reprodutivo dos animais do entorno da unidade (castração); remoção (captura, devolução ou destinação); microchipagem dos cães; e monitoramento por armadilha fotográfica da população de cães.

No caso das ações três e quatro o conceito de remoção seria a captura dos animais e destinação. A destinação pode ter três opções: 1) a devolução para o tutor se identificado após a campanha de guarda responsável; 2) destinação para possíveis adotantes ou lar temporário; 3) eutanásia para o casos estipulados na resolução n.º 1000/2012 do Conselho Federal de Medicina Veterinária - CFMV, que são as situações em que o animal constituir ameaça à saúde pública e risco à fauna nativa ou ao meio ambiente. A tabela 1 apresenta uma descrição de cada alternativa de ação.

Tabela 1. Alternativas de atuação para mitigação dos impactos dos cães na ESECAE.

Alternativa	Descrição
1 - Captura e eutanásia	Consiste em capturar os cães presentes no local e eutanasiar. Para a captura as armadilhas do tipo Tomahawk são adequadas e devem utilizar atrativos em forma de iscas não vivas. Os resultados do presente estudo podem auxiliar na localização em que as armadilhas tomahawk devem ser instaladas. Para a eutanásia deve-se utilizar técnica veterinária, acompanhada de um profissional veterinário responsável.
2 - Remoção (captura e eutanásia) e cercas	Consiste na descrição da alternativa um, somada a instalação de cercas próximo ao limite da unidade de conservação e anterior a zona de amortecimento.

3 - Campanhas de educação ambiental (guarda responsável) no entorno da unidade; remoção (captura, devolução ou destinação); e monitoramento por armadilha fotográfica da população de cães	As campanhas de educação ambiental visam orientar a população do entorno sobre a problemática dos cães em ambientes naturais e sobre a importância da guarda responsável. Cartilhas e outros materiais impressos de fácil entendimento podem ser feitos, além de atividades dinâmicas que busquem informar a população. Nesse estágio, os cães dos tutores poderão ser identificados (cadastro) para o caso de captura no interior da UC. A remoção nesse caso consiste em capturar (a captura segue a mesma diretriz da alternativa 1) e, se identificado, a devolução para o proprietário ou alguma destinação, como descrito no texto do item 2.3.1. O monitoramento por armadilha fotográfica visa acompanhar a população dos cães na área e constatar se há algum aumento, diminuição ou estabilização da população.
4 - Campanhas de educação ambiental (guarda responsável) no entorno da unidade; controle reprodutivo dos animais do entorno da unidade (castração); remoção (captura, devolução ou destinação); marcação (microchipagem ou outra identificação) dos cães; e monitoramento por armadilha fotográfica da população de cães.	As campanhas de educação ambiental consistem na mesma diretriz da alternativa 3. O controle reprodutivo trata da castração dos cães dos residentes do entorno da UC. Visa evitar reproduções descontroladas e um aumento da população de cães, o que facilitaria a entrada de novos indivíduos nas áreas protegidas. A remoção consiste na mesma diretriz da alternativa 3. A marcação visa monitorar a população dos cães e seria executada em conjunto com a captura ou o programa de guarda responsável no entorno da UC. A marcação facilita a identificação de indivíduos, monitoramento de flutuações populacionais e destinação dos animais. O monitoramento por armadilha fotográfica segue a mesma diretriz da alternativa 3.

A tabela 2 apresenta os critérios elaborados para análise das alternativas propostas e a descrição explicativa do escopo de cada critério.

Tabela 2. Critérios de comparação das alternativas.

Critério	Descrição
Critério 1 - Elaboração do projeto de manejo	Tempo necessário para elaboração do projeto, com todos os pormenores, agentes e entidades envolvidos. Também inclui a durabilidade do projeto. Nesse quesito, quanto maior for a duração do projeto melhor para efetivar, mensurar e reduzir os impactos.

Critério 2 - Implementação das ações	Compreende a dificuldade de implementação da ação. Considera a complexidade, equipamentos a serem utilizados, custos envolvidos e necessidade de monitoramento.
Critério 3 - Aceitação dos agentes envolvidos e sociedade	Corresponde ao nível de aceitação ou rejeição dos envolvidos, que inclui comunidade do entorno, tomador de decisão, agentes públicos da unidade e sociedade civil organizada (ONGs).
Critério 4 - Efetividade da ação em diminuir os impactos causados	Capacidade da ação de cumprir o objetivo de redução do impacto dos cães na unidade de conservação, ou a redução (eliminação) da frequência dos animais na área protegida.

A pontuação atribuída a cada critério e a categoria de classificação é apresentada na tabela 3. A fim de tornar a análise objetiva, para cada observação ou fator negativo identificado em cada critério, foi retirado um ponto para a alternativa/cenário. Somente para o critério um, a pontuação considerou uma estimativa de tempo subjetiva para elaboração e duração da alternativa proposta. Para o critério ‘Elaboração’ espera-se que um projeto mais estruturado demore mais tempo para sua concepção, assim como um cenário mais duradouro poderá garantir uma efetividade maior, seja pelo monitoramento das ações ou continuidade da mitigação no tempo. Por essa razão, foi atribuído maior nota para as alternativas com maior tempo de elaboração do projeto e maior duração da execução da proposta.

Foi feita uma ponderação de acordo com o peso atribuído a cada critério, no qual os critérios aceitação e efetividade receberam peso dois. A aceitação do público é um fator preponderante, uma vez que as ações podem gerar algum tipo de sensibilização e oposição, principalmente por se tratar de animais domésticos como os cães. A efetividade obteve maior peso, pois determina o quão a medida terá êxito em diminuir os impactos, que é o objetivo principal do manejo.

Tabela 3. Pontuação atribuída aos critérios e categoria de classificação.

Nota	Elaboração (peso 1)	Implementação (peso 1)	Aceitação (peso 2)	Efetividade (peso 2)	Categorias
1	Elaboração muito rápida e duração muito curta do projeto (< 6 meses).	Custo muito alto e implementação muito difícil	Aceitação muito baixa	Efetividade muito baixa	Insatisfatória

2	Elaboração rápida e curta duração do projeto (6 meses a 12 meses).	Custo alto e implementação difícil	e	Aceitação baixa	Efetividade baixa	Indiferente
3	Elaboração média e duração média do projeto (13 meses a 18 meses)	Custo médio e implementação média	e	Aceitação média	Efetividade média	Pouco satisfatória
4	Elaboração demorada e duração longa do projeto (19 meses a 24 meses)	Custo baixo e implementação fácil	e	Aceitação alta	Efetividade alta	Satisfatória
5	Elaboração muito demorada e duração muito longa do projeto (> 24 meses)	Custo muito baixo e implementação muito fácil		Aceitação muito alta	Efetividade muito alta	Muito satisfatória

A tabela 4 demonstra os parâmetros de entrada para a análise multicritério utilizando o método ELECTRE TRI. A tabela estabelece os limites de preferência (p) e de indiferença (q), para cada critério. Esses limites permitem ao ELECTRE TRI trabalhar com as imprecisões e incertezas do julgamento (RIBEIRO; COSTA, 2005). A classificação em categorias da tabela 3 (insatisfatória, indiferente, pouco satisfatória, satisfatória e muito satisfatória) ocorreu a partir das médias dos julgamentos de todos os critérios para o desempenho das alternativas.

Tabela 4. Parâmetros de entrada para a análise multicritério.

Critério	Peso	Limiar de Indiferença (q)	Limiar de Preferência (p)
Elaboração	1	2	3
Implementação	1	2	3
Aceitação	2	2	3
Efetividade	2	2	3

3. RESULTADOS

3.1. ESPÉCIES REGISTRADAS

Ao todo, durante os seis meses de estudo, foi contabilizado uma riqueza de 26 espécies, dos quais 24 silvestres e duas exóticas. O pool de espécies registradas estava distribuído em 16 famílias, no qual a Felidae foi a mais representativa, com quatro espécies. A tabela 5 apresenta todas as espécies registradas e seu respectivo estado de conservação segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção (MMA, 2014). A tabela 5 também indica as ameaças que os cães podem causar a algumas das espécies silvestres registradas na ESECAE de acordo com o estudo de LESSA et al. (2016). Nesse estudo, as ameaças foram classificadas em três níveis: P - predação, C - competição e D - transmissão de doença.

Tabela 5. Lista de espécies registradas, seu respectivo estado de conservação e ameaças dos cães para as espécies silvestres encontradas.

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	IUCN	MMA	Ameaça
Carnivora	Canidae	<i>Canis lupus familiaris</i>	Cão-doméstico			
	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	LC		C, D
	Canidae	<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	NT	VU	C, D
	Felidae	<i>Felis catus</i>	Gato-doméstico			
	Felidae	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Gato-mourisco	LC	VU	C
	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguaririca	LC		C, D
	Felidae	<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	LC	VU	D
	Mephitidae	<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	LC		C*

	Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Irara	LC		C
	Mustelidae	<i>Galictis cuja</i>	Furão	LC		P, C*
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	LC		C, D
	Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	LC		C
Cetartiodactyla	Cervidae	<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	LC		P, C
	Cervidae	<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-campeiro	NT	VU	
	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Caititu	LC		C
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	LC		P
	Dasypodidae	<i>Dasypus septemcinctus</i>	Tatuí	LC		P
Didelphimorphia	Didelphidae	<i>Didelphis albiventris</i>	Saruê	LC		P*
Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	VU	VU	P, C
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	VU	VU	C
	Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	LC		C
Primates	Cebidae	<i>Sapajus libidinosus</i>	Macaco-prego	NT		P*
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	LC		P, C
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	LC		P
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	LC		P, C*
	Erethizontidae	<i>Coendou prehensilis</i>	Ouriço-cacheiro	LC		C*

Legenda: LC – Pouco Preocupante, NT – Quase ameaçada, VU – Vulnerável.

Legenda: P - predação, C - competição e D - transmissão de doença. Fonte: Lessa et al. (2016).

* Espécies não listadas no estudo de Lessa et al. (2016).

3.2. ESPÉCIES SILVESTRES REGISTRADAS

Paras as espécies silvestres, foram contabilizados 537 registros, distribuídas em 24 espécies (Figura 4). O veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*) foi a espécie com a maior quantidade de registros, com 176, seguida do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) com 71.

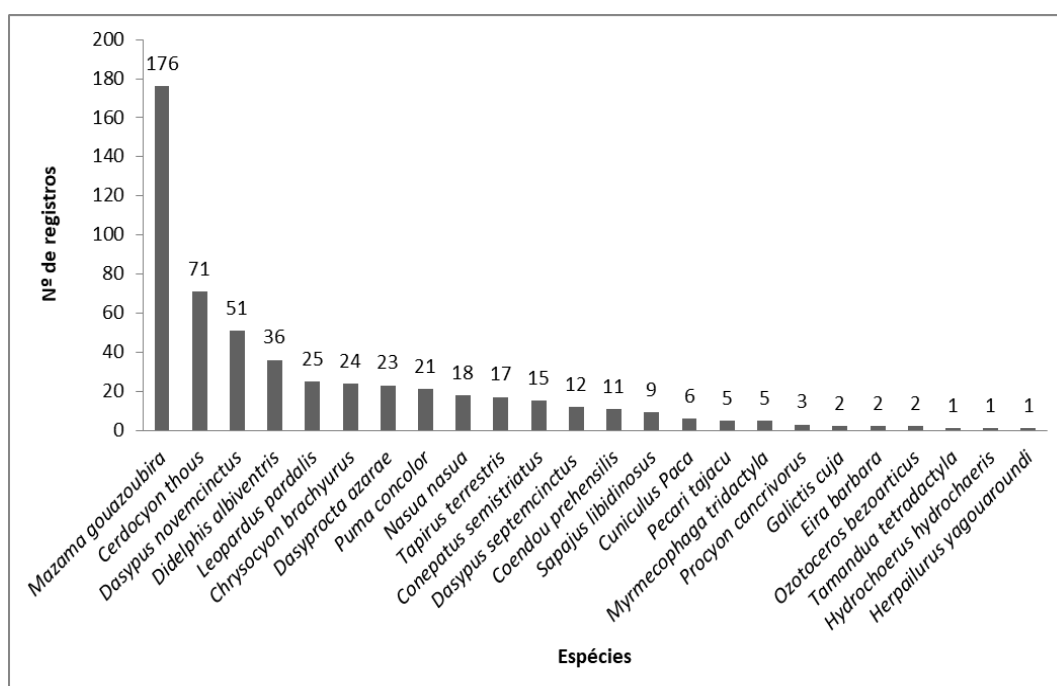


Figura 4. Espécies silvestres registradas

Os dados obtidos com o programa EstimateS (Tabela 6) demonstraram uma eficiência de coleta de 88%, ou seja, o inventário realizado na região registrou aproximadamente 88% do total de espécies estimada para o local. De acordo com estimador Chao 1, espera-se para o local aproximadamente 24.75 espécies de médios e grandes mamíferos, com intervalo de confiança de 24.07 - 32.44.

Tabela 6. Riqueza observada e estimada no estudo

Método	Riqueza observada	Chao 1	I.C (95%)	Eficiência (Chao 1)	Jacknife 1	Desvio Padrão
Armadilhas	24	24,75	24,07 - 32,44	88%	26,99	1,73

A figura 5 ilustra a riqueza observada em função do estimador Chao 1 e seu respectivo intervalo de confiança. Observa-se que a riqueza observada (linha vermelha) esteve próxima da riqueza estimada (linha negra), o que indica que o estudo esteve próximo ao pool de espécies do local.

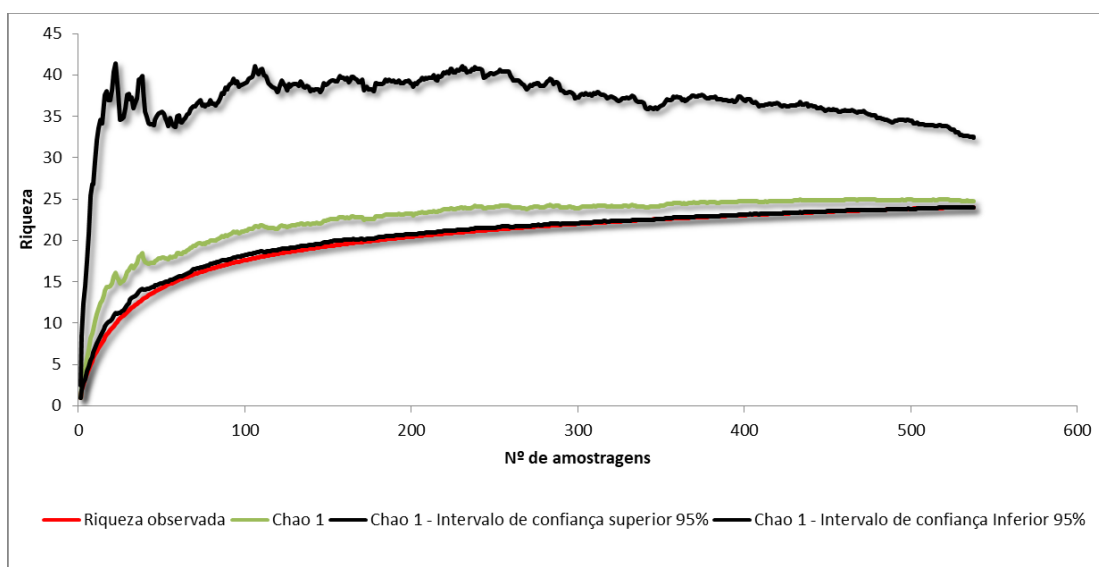


Figura 5. Riqueza observada (linha vermelha) e riqueza estimada pelo estimador Chao 1 (linha verde) com respectivo intervalo de confiança (linhas negras).

3.3. MAPAS DE CALOR PARA AS ESPÉCIES SILVESTRES

Foi gerado um mapa para as espécies silvestres de carnívoros mais registrados. O mapa de calor do cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) indica a área do ponto amostral dez como a mais representativa em registros (Figura 6).

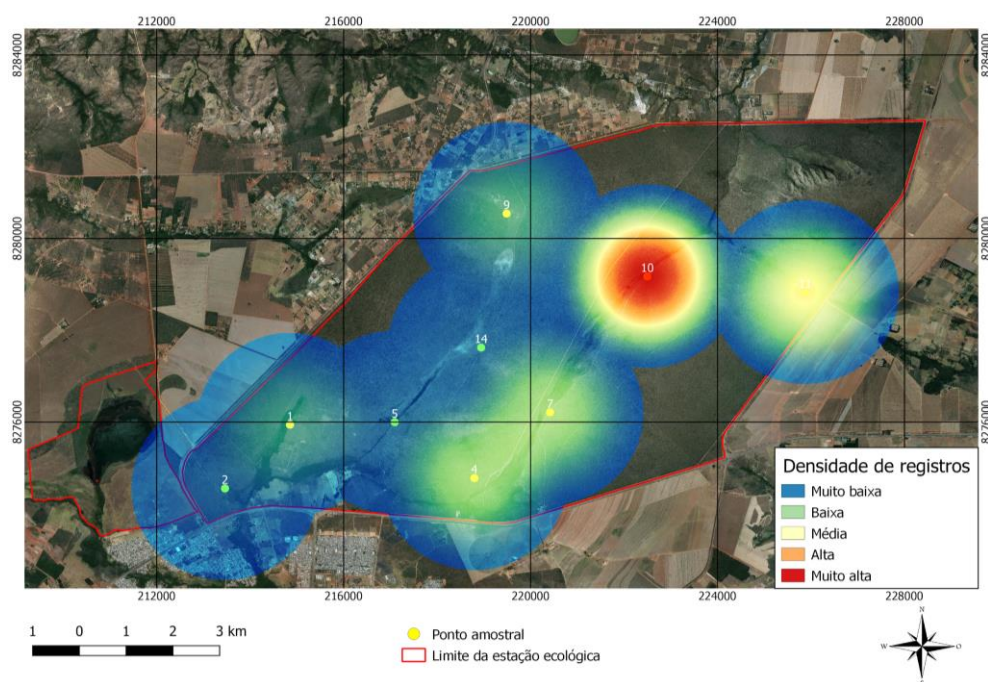


Figura 6. Mapa de calor para os registros de cachorro-do-mato

O mapa de calor da jaguatirica (*Leopardus pardalis*) indica a área do ponto amostral dez como a mais representativa em registros (Figura 7).

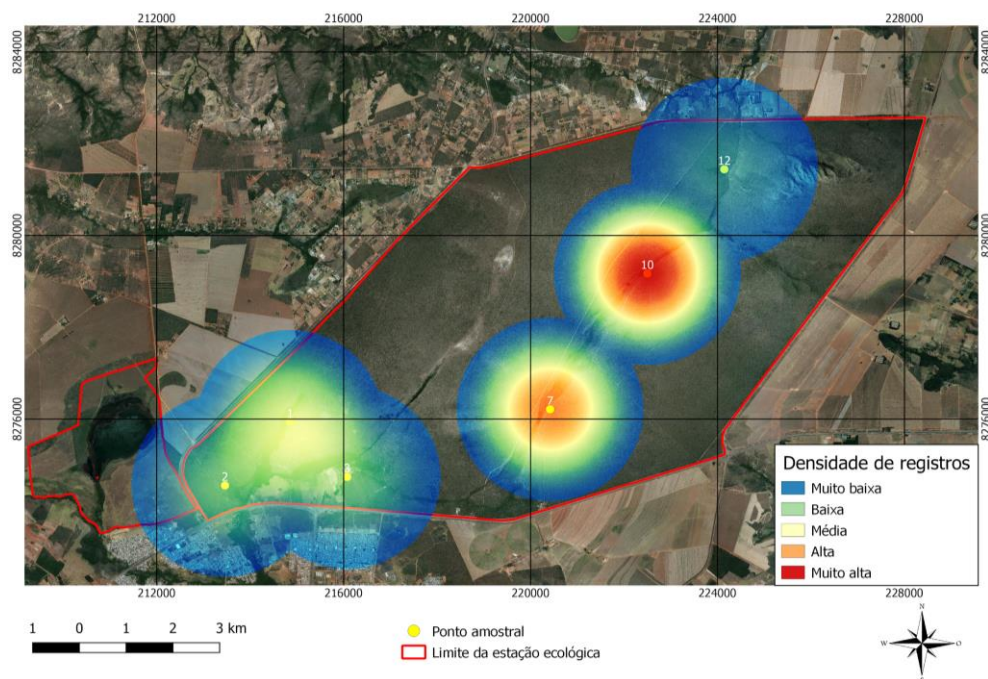


Figura 7. Mapa de calor para os registros de jaguatirica

O mapa de calor do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) indica a área do ponto amostral sete como a mais representativa em registros (Figura 8).

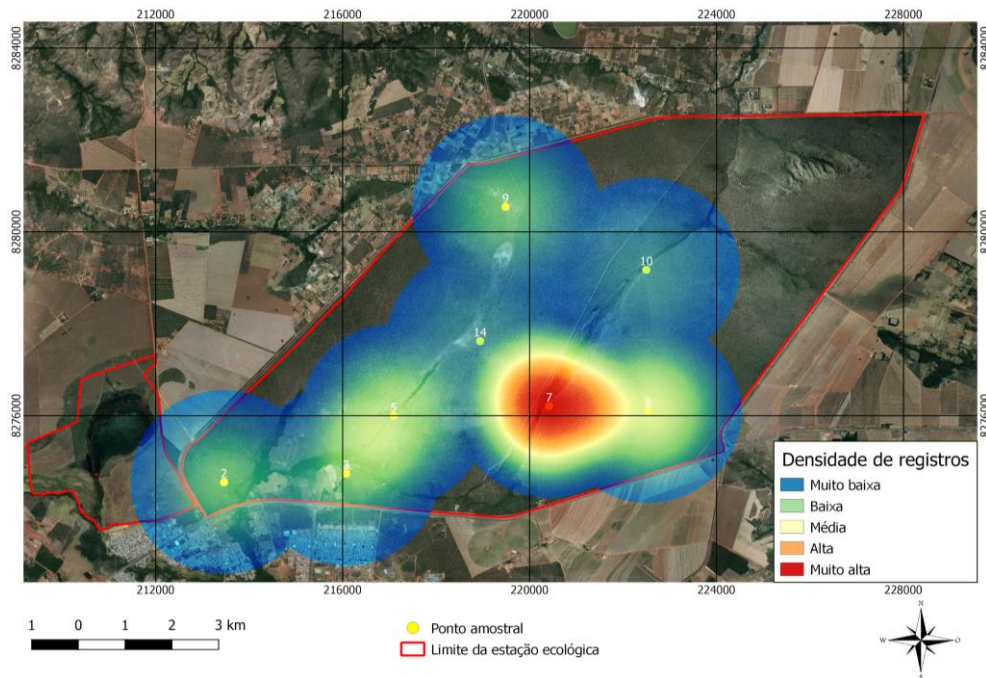


Figura 8. Mapa de calor para os registros de Lobo-guará

O mapa de calor da onça-parda (*Puma concolor*) indica a área do ponto amostral sete e um como a mais representativos em registros (Figura 9).

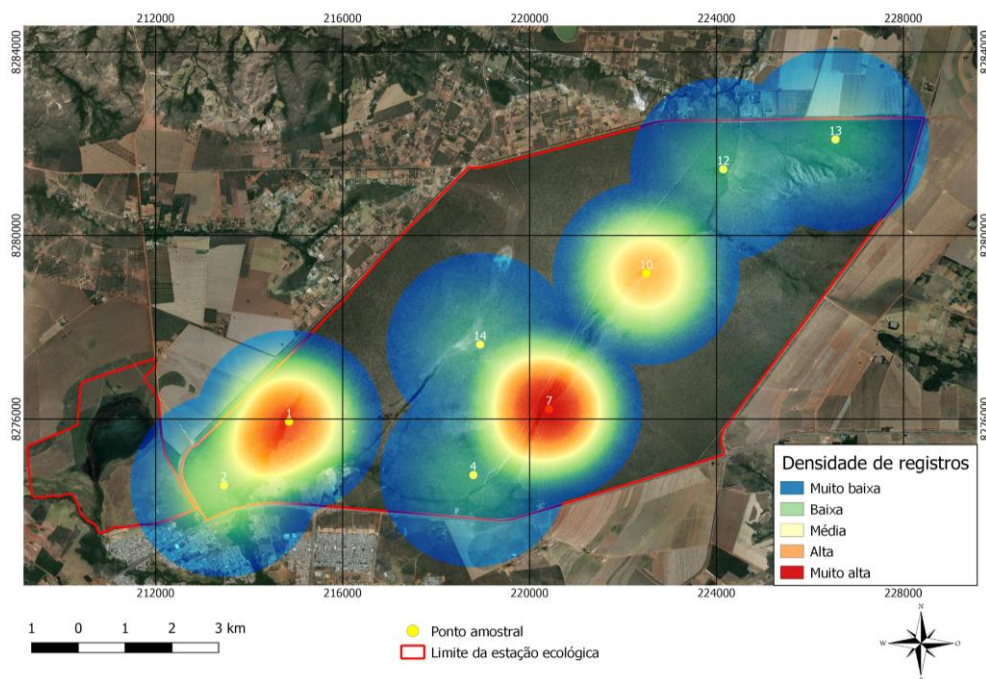


Figura 9. Mapa de calor para os registros de onça-parda.

3.4. REGISTROS DE CÃES

Para os cães, foi contabilizado um total de 512 registros. O ponto amostral 14 foi o que obteve a maior quantidade, com 188, seguido do ponto 10, com 119 dos registros. A Figura 10 apresenta uma comparação entre os registros de cães e espécies silvestres por ponto amostral.

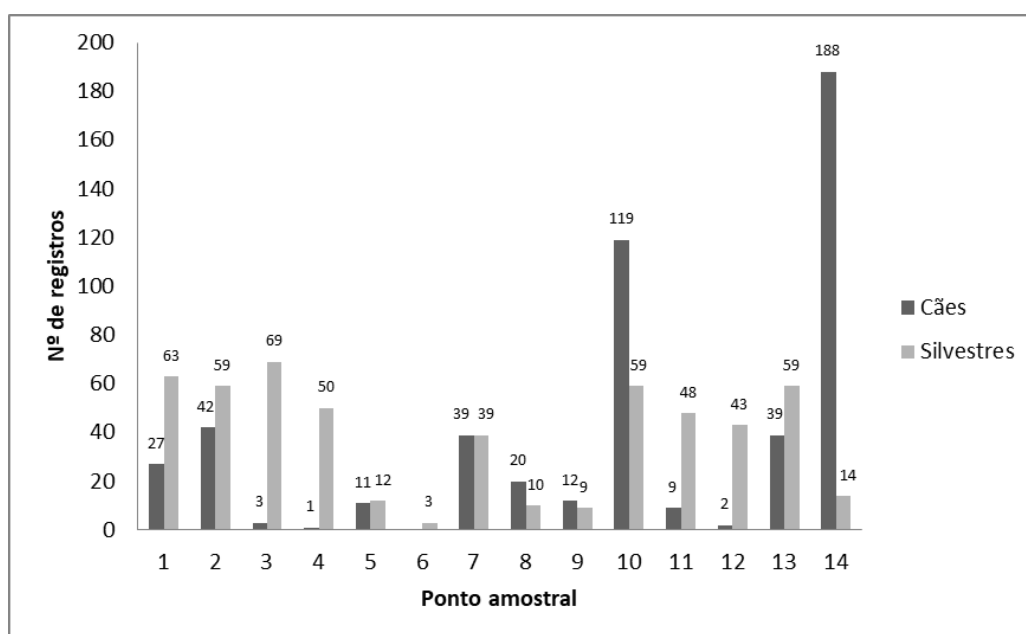


Figura 10. Comparação entre os registros de cães e espécies silvestres

O padrão de atividade dos cães se mostrou mais ativo durante o início do dia e fim do dia. Os horários de maior registro foram entre 6h e 9h da manhã, e final da tarde, entre 15h e 18h da tarde, somando 231 nesses horários (45% do total) (Figura 11).

O teste de D'Agostino-Pearson para normalidade indicou que os dados coletados não apresentavam distribuição normal ($gl = 2$, $p < 0,0001$), por essa razão foi aplicado o teste não paramétrico de Mann-Whitney. Por sua vez, o resultado do teste de Mann-Whitney apontou que existe diferença significativa na frequência ($Z = 3.36$, $p < 0.0004$) de cães entre a borda e o interior da ESECAE, com maior registro dos animais no interior da unidade.

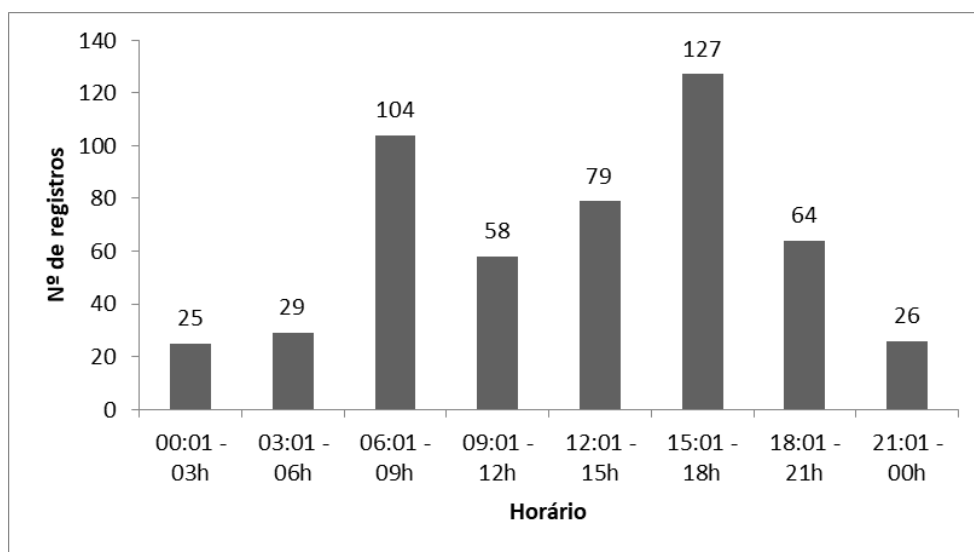


Figura 11. Horário dos registros dos cães

Foi observado também a presença ou ausência de coleiras nos cães. Apenas 54 registros apresentaram cães com coleira, o que representa 10% do total (Figura 12).

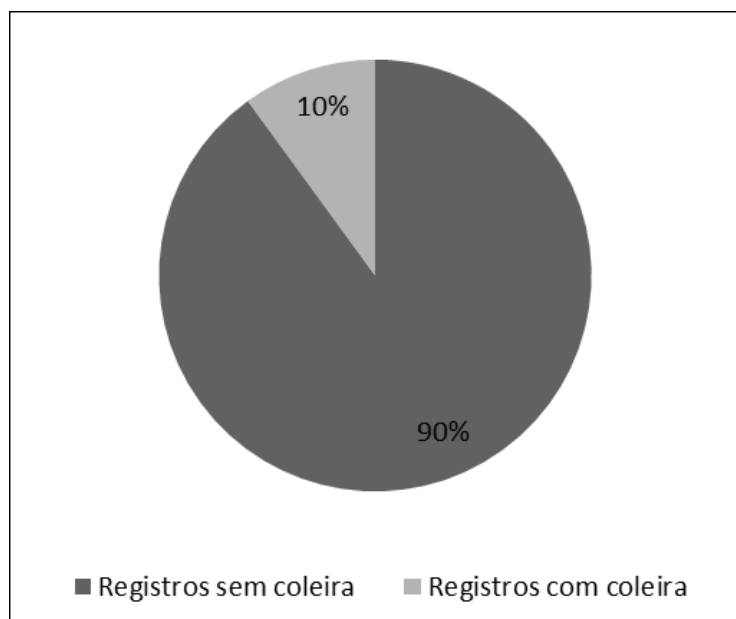


Figura 12. Porcentagem de registros de cães com coleira e sem coleira

Os dados de registros dos cães refletem o resultado do mapa de calor gerado na Figura 13. O ponto amostral 14 se apresentou como o mais quente do mapa, o que representa a maior aglomeração de registros.

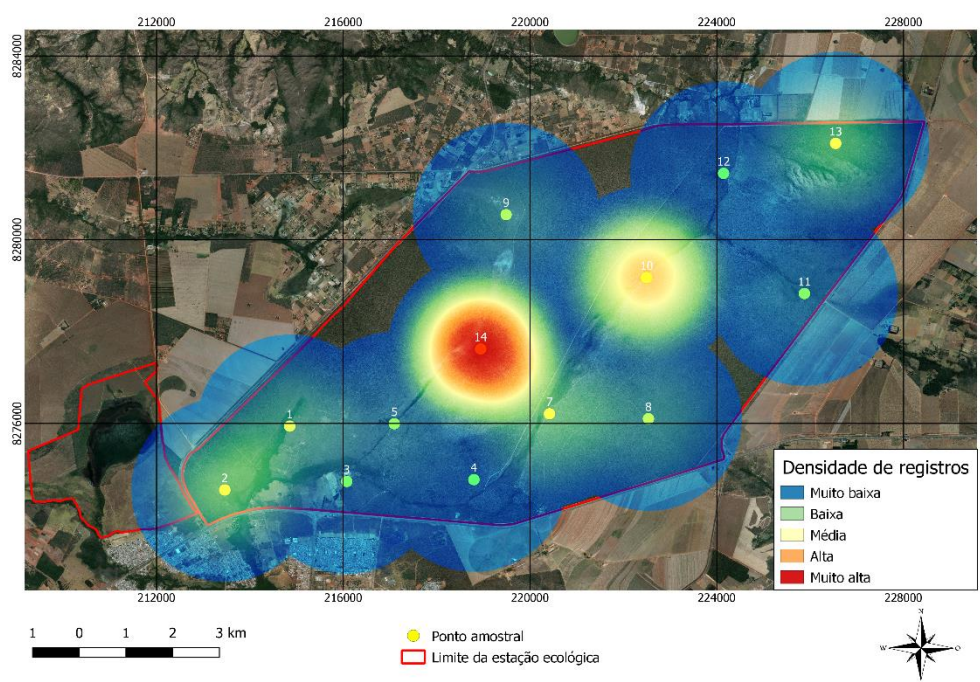


Figura 13. Mapa de calor para os registros de cães

3.5. RESULTADO DA ANÁLISE MULTICRITÉRIO DE APOIO À DECISÃO

As tabelas 7 a 10 apresentam as observações/fatores negativos que foram verificados em cada alternativa para cada critério, para fins de pontuação. Vale ressaltar, que não se deve tomar os problemas mencionados como os únicos existentes e que a matriz pode ser atualizada na elaboração de um plano de ação para espécie.

Tabela 7. Avaliação das alternativas para o critério elaboração e duração do projeto de manejo.

Alternativas	Observação/fator de pontuação negativa
Alternativa 1	É esperado que a ação tenha duração de seis meses a um ano, por se tratar de uma alternativa pontual. O tempo foi estimado com base: inclusão de possíveis agentes de outra de outra instituição, como a Diretoria de Vigilância Ambiental em Saúde – Dival da Secretaria de Saúde do Distrito Federal para parceira na execução da eutanásia; treinamento de um agente público para realização da eutanásia; período de armadilhagem e captura curto uma vez que se conhece os locais preferenciais; e autorização do conselho de ética para execução da ação. Pontuação final = 2

Alternativa 2	Além das considerações da alternativa 1 que se aplicam a esse cenário, deve se considerar a construção da cerca no entorno da unidade. Desse modo, é esperado que a construção da cerca com todos as variáveis que contempla (aquisição de recursos financeiros, elaboração e aprovação do projeto, contratação do executor e a construção em si) tenha duração de até 18 meses. Pontuação final = 3
Alternativa 3	Dado a complexidade que envolve essa ação espera-se que somente para elaboração seja demandado de seis a doze meses. Por se tratar de uma alternativa que envolve ações continuadas de educação ambiental e monitoramento, é esperado que a alternativa tenha duração de mais de 24 meses. Importante destacar, que para detectar variações populacionais é necessário um estudo continuado e com longa duração. Pontuação final = 5
Alternativa 4	Dado a complexidade que envolve essa ação espera-se que somente para elaboração seja demandado de seis a doze meses. Por se tratar de uma alternativa que envolve ações continuadas de educação ambiental e monitoramento, é esperado que a alternativa tenha duração de mais de 24 meses. Importante destacar, que para detectar variações populacionais é necessário um estudo continuado e com longa duração. Pontuação final = 5

Tabela 8. Avaliação das alternativas no que concerne a implementação das ações.

Alternativas	Observação/fator negativo
Alternativa 1	1 - É necessário aprovação de um projeto específico com um órgão parceiro (vigilância sanitária) para eutanásia ou treinamento de servidor do quadro. 2 - O projeto pode ter seu escopo de atuação restrito ou negado pelo conselho de ética. 3 - Será necessária uma justificativa bem embasada para a ação, como a identificação de animais que coloquem em risco a saúde pública (captura e exames de sangue dos cães para detectar zoonoses ou outras moléstias que possam afetar as espécies nativas ou humanos) ou estudos detalhados que demonstrem o impacto direto nas populações nativas. Pontuação final = 2
Alternativa 2	1 - Mesmos apontamentos da alternativa 1. 2- As cercas necessitam de manutenção periódica, para evitar que qualquer dano comprometa o objetivo que é impedir a entrada dos animais. Essa manutenção inclui custos que podem ser altos e nem sempre disponíveis no setor público. Pontuação final = 1

Alternativa 3	. 1 - A remoção demanda uma maior complexidade, pois a devolução necessita identificação e localização do proprietário, assim como a destinação. É necessária a elaboração de uma rede para destinação dos animais, com diversos atores e recurso envolvido. 2 - O monitoramento por armadilha fotográfica demanda uma constante checagem dos registros, troca de pilhas e cartões de memória, além de ter um alto custo. Desse modo, é necessário que um servidor ou pesquisador fique responsável pelo acompanhamento. Salienta-se que o IBRAM possui os equipamentos. Pontuação final = 3
Alternativa 4	1 - Mesmos apontamentos da alternativa 3. 2 - O controle reprodutivo é de alto custo. Apesar do IBRAM possuir um programa de castração para o DF, existe apenas uma clínica contratada pelo órgão, que está localizada na região administrativa do Gama. Desse modo, o transporte para o local seria um empecilho, dado a distância entre a UC e o local da cirurgia. Pontuação final = 2
Tabela 9. Avaliação das alternativas para o critério aceitação dos agentes envolvidos.	
Alternativas	Observação/fator negativo
Alternativa 1	1 - Dado a natureza da ação, há uma alta possibilidade de não aceitação pela comunidade do entorno, uma vez que seus animais (sem identificação, como coleira) podem ser eutanasiados sem prévio aviso se capturados no interior da unidade de conservação. 2 - Não aceitação da sociedade civil organizada, por classificar a ação de eutanásia com fins de destinação como maus tratos. Além disso, não está de acordo com os princípios éticos atuais. 3 - Baixa aceitação pelos tomadores de decisão pela publicidade negativa do projeto. No entanto, pode haver uma aceitação dos agentes da unidade ou gestor em função da resolução rápida do problema em curto tempo. Pontuação final = 2
Alternativa 2	Mesmos apontamentos da alternativa 1. Pontuação final = 2
Alternativa 3	Não foram identificados pontos negativos para essa ação. Pontuação final = 5
Alternativa 4	1 - A marcação pode sofrer rejeição pelos proprietários dos cães. 2 - Pode haver rejeição ao processo de controle reprodutivo por alguns tutores. Pontuação final = 3

Tabela 10. Avaliação das alternativas para o critério efetividade da ação em diminuir os impactos causados.

Alternativas	Observação/fator negativo
Alternativa 1	1 - Não engloba o monitoramento, mas apenas a remoção em si, o que não permite mensurar a eficiência em mitigar os impactos. 2 - Não impede a entrada de novos animais ou aborda situações para redução do fluxo de entrada de cães. 3 - Medida de curta duração e pontual no espaço/tempo. Pontuação final = 2
Alternativa 2	1 – Inclui os mesmos fatores negativos da alternativa 1. 2 - Ao restringir a entrada de domésticos também restringe o fluxo (entrada e saída) de animais silvestres, de modo que o isolamento da unidade de conservação pode conduzir a extinções locais. Mesmo a construção das cercas com passagens de fauna sem o devido controle das espécies exóticas do entorno (medidas de esterilização, guarda responsável) geraria um aumento de custo sem mitigação a longo prazo. Pontuação final = 1
Alternativa 3	1 - O monitoramento com armadilhas fotográficas sem a marcação dos animais torna o acompanhamento da flutuação populacional de cães imprecisa. A individualização dos animais não é acurada com o uso das câmeras. 2 - Não há uma medida para controlar as reproduções descontroladas que ocorrem no entorno da unidade de conservação. Pontuação final = 3
Alternativa 4	Não foram identificados pontos negativos para essa ação. Pontuação final = 5

A tabela 11 reúne as notas alcançadas e a categorização de cada alternativa. As alternativas consideradas com maior pontuação e categorizadas como satisfatórias para implementação foram a alternativa 3 e alternativa 4.

Tabela 11. Resumo das notas atribuídas para cada alternativa classificação por categoria estipulada.

Crítérios	Alternativa 1		Alternativa 2	Alternativa 3	Alternativa 4
	Peso	Nota	Nota	Nota	Nota
Elaboração	1	2	3	5	5
Implementação	1	2	1	3	2
Aceitação	2	2 (4)	2 (4)	5 (10)	3 (6)
Efetividade	2	2 (4)	1 (2)	3 (6)	5 (10)
Somatório notas¹		12	10	24	23
Média das notas²		2	1,75	4	3,75
Categoria		Indiferente	Indiferente	Satisfatório	Satisfatório

¹Para o somatório foi considerado o peso das notas em parênteses.

²Não considerou os pesos, para fins de classificação da categoria estipulada.

4. DISCUSSÃO

Os cães foram a espécie mais registrada no estudo, com padrão de atividade mais intenso durante o amanhecer e no final da tarde, associado a maior frequência de ocorrência no interior da unidade, e majoritariamente sem coleiras ou qualquer outra identificação aparente. Além disso, nos locais que obtiveram uma maior concentração de registros dos cães, é possível observar uma baixa frequência dos animais silvestres. Destaca-se, que a frequência de registros apresentados pelos mapas sugere que há uma separação espacial de ocorrência das espécies.

A alta frequência dos cães em relação às espécies silvestres em remanescentes naturais é evidenciada também em outros estudos (SRBEK-ARAÚJO; CHIARELLO, 2008; ESPARTOSA, 2009). Ademais, os padrões registrados nesse estudo - atividade crepuscular intensa e alta frequência no interior da UC - podem estar relacionados com uma atividade de caça, assim como observado por GALETTI e SAZIMA (2006), em que a maior biomassa de vertebrados caçados por cães foi durante o dia. Outro ponto a ser destacado, que auxilia na teoria de que os animais estejam caçando, foi o predomínio de cães sem coleira ou identificação aparente. O fato do animal não possuir qualquer tipo de coleira (identificação), sinaliza que provavelmente trata-se de animais que não possuem tutores, o que vai influenciar na destinação dos animais ou em uma campanha de guarda responsável. Salienta-se, que somente com um estudo que tenha como escopo identificar o comportamento de caça dos cães, será possível confirmar os resultados preliminares dessa pesquisa.

A separação espacial na ocorrência das espécies observada pode ser explicada pela hipótese de complementaridade de nicho, que diz que uma alta sobreposição em uma dimensão do nicho é capaz de ser compensada pela baixa sobreposição em outra (SCHOENER, 1974). Apesar disso, também foi observado a presença das espécies em pontos semelhantes, mas não necessariamente indica competição entre elas, uma vez que uma redução de uma das dimensões como dieta e período de atividade, pode permitir uma coexistência entre as espécies (PIANKA, 1981).

É importante mencionar que o bioma Cerrado possui um padrão marcadamente sazonal, em que possui um período chuvoso, que dura de outubro a março, e um período seco, de abril a setembro (KLINK; MACHADO, 2005). O presente estudo abrangeu apenas seis meses, o que não possibilitou uma amostra

completa desses dois períodos. Essa sazonalidade do Cerrado pode influenciar os deslocamentos das espécies, atividade reprodutiva, disponibilidade de recursos e consequentes variações populacionais ao longo do ano (GRILO et al., 2009; VIEIRA et al. 2010). Desse modo, é possível que a baixa ou a alta frequência de algumas espécies silvestres registradas esteja relacionada à sazonalidade do bioma e a limitação temporal da pesquisa. Nesse contexto, a continuidade do monitoramento na ESECAE é recomendada para que questões ainda não respondidas - comportamento de caça dos cães e separação espacial das espécies - possam ser confirmadas a partir dos resultados desse estudo.

Todavia, é possível que estejam ocorrendo certos tipos de interações entre a espécie exótica invasora e os animais silvestres na unidade. O estudo de LESSA et al. (2016) apresenta um resumo de possíveis interações entre cães e espécies silvestres, no qual os maiores impactos são a competição e transmissão de doenças. Outros estudos relataram como os cães influenciam negativamente em determinadas espécies, seja na redução da área de uso, disponibilidade de recursos ou confirmação da transmissibilidade de doenças. O lobo-guará, por exemplo, é uma espécie que necessita de grandes extensões de áreas de vida, variando entre 20 e 115 km² (REIS et al., 2006), e a presença do cães pode influenciar negativamente a ocorrência da espécie, como demonstrou o estudo de LACERDA (2009) em que a probabilidade da ocorrência do lobo foi de 0,27 em áreas com rastros de cães, e de 0,67 em áreas sem rastros da espécie exótica invasora. Na região sul do Brasil foi evidenciado a exposição do cachorro-do-mato a cinomose canina (CDV), parvovírus canino (CPV) e coronavírus canino (CCoV), vírus esses que geralmente afetam cães e que o contato entre as espécies favorece a transmissão das doenças (HÜBNER et al., 2010). A dieta dos cães pode afetar a dinâmica populacional de onças-pardas e jaguatiricas, uma vez que a competição interespecífica é um dos principais mecanismos que definem a estrutura e a composição de uma guilda e limitam o número de espécies com requisitos semelhantes que podem coexistir (BEGON, 1988). A atividade de caça dos cães pode incluir em sua dieta espécies como o quati (*Nasua nasua*), espécie mais predada por cães em estudo no sudeste do Brasil (CAMPOS, 2007), e que também faz parte da dieta de onças-pardas (*Puma concolor*) e jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) (MORENO et al., 2006).

Em estudo no Rio de Janeiro, os autores observaram que a presença dos cães possivelmente estaria afetando a composição e estrutura da comunidade local, de modo a diminuir a população de mamíferos de médio e grande porte na região (CUNHA; RAJÃO 2007). Os mamíferos desempenham diversas funções importantes na manutenção da biodiversidade, na dinâmica das comunidades biológicas, e são também consideradas espécies-chaves da conservação (MILLS et al., 1993; CUARÓN 2000). Nesse âmbito, é fundamental o estabelecimento de estratégias efetivas de mitigação do impacto de cães em UCs, a fim de evitar um declínio irreversível da biodiversidade local. As indicações de estratégias generalistas ou de escopo amplo dificultam aos tomadores de decisão a aplicação da medida de manejo mais adequada. Diante do exposto, é importante que os estudos, com base nas informações coletadas, indiquem de forma objetiva possíveis ações.

4.1. ESTRATÉGIAS DE MANEJO DE CÃES PARA A ESECAE

As estratégias que se mostram mais apropriadas, com base na análise multicritério, são as que envolvem um maior conjunto de ações, que demandem uma maior duração, boa aceitação do público envolvido e efetividade. Associado às melhores alternativas está um alto custo, que apesar do contratempo, é uma situação inevitável para se alcançar resultados eficientes. Nesse sentido, estratégias que envolvem campanhas de educação ambiental, remoção e destinação dos animais, monitoramento das populações de cães (armadilhas fotográficas e microchipagem) e o controle reprodutivo se mostram mais adequadas de acordo com a ferramenta de apoio à decisão.

Em contrapartida, estratégias que envolvem menos ações, apesar de disporem de um custo mais baixo, mostram-se pouco apropriadas na análise apoio a decisão, como é o caso de remoções por eutanásia e cercamento da unidade. A eutanásia pode gerar alta rejeição por parte da população e não impede a entrada novos indivíduos. A curto prazo há uma resolução temporária do problema, porém os custos (financeiros e operacionais) não compensariam o retorno da espécie em médio prazo. Por exemplo, a eliminação de cerca de 700 cães no Parque Nacional de Brasília em 1995 (ICMBIO, 2013) não foi eficiente porque novos cães continuaram a entrar no parque, e a

população voltou a crescer novamente (HOROWITZ, 2003). Mesmo que a ação seja mantida por um longo período ou contínua, a fonte continuará ativa e o problema recorrente. Cabe citar, que a remoção de cães se mostrou eficiente em uma ilha oceânica, onde impedir a chegada de novos cães é mais viável do que em áreas continentais (MORLEY, 2006).

A possibilidade de isolar por cerca a área para dificultar a entradas de cães também não se mostrou desejável. A UC não deve apenas garantir a preservação das espécies em seu interior, mas também o fluxo das populações entre os fragmentos de vegetação nativa adjacentes. Nesse contexto, o grupo dos médios e grandes mamíferos silvestres seria o mais prejudicado sem a garantia de passagens de fauna entre fragmentos de vegetação, passagens essas que têm um elevado custo. Outrossim, uma vez que a fonte de cães não é manejada, a unidade de conservação ficará sujeita ao aporte de novos animais indesejados.

Dadas as alternativas e as condições para sua implementação, cabe aos tomadores de decisões escolherem a forma mais pertinente para se controlar a presença dos cães na UC, com base principalmente nos recursos disponíveis e capacidade operacional. No entanto, o presente trabalho sugere duas situações que não são recomendáveis para a unidade de conservação do estudo. As vantagens do método de apoio à decisão utilizada são a melhoria na transparência do processo de deliberação; definição da responsabilidade daquele que tem o poder do veredito final; e uma análise objetiva para o processo de escolha. Portanto, os resultados do método podem ser utilizados na tomada de decisão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA). 2019. Análise de Impacto Regulatório (AIR) da Alteração da Estrutura Tarifária dos Serviços Públicos de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Distrito Federal. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/images/storage/audiencia_publica/005-2019/Relatorio_Analise_Impacto_Regulatorio_Alteracao_Estrutura_Tarifaria_Caeb.pdf> Acesso em: 04 jul. 2020.

ATICKEM, A., BEKELE, A., e WILLIAMS, S. D. 2010. Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia. *African Journal of Ecology*, 48(2), 401–407. doi:10.1111/j.1365-2028.2009.01126.x

AUSTRALIA, W. P. 2014. National Wild Dog Action Plan: promoting and supporting community-driven action for landscape-scale wild dog management. WoolProducers Australia. Canberra.

BEGON M, HARPER JI, COLIN CR. 1988. Ecologia: indivíduos, poblaciones y comunidades. Editorial Omega SA, Barcelona, España. Diaphorina citri.

BOITANI, L. AND CIUCCI, P. 1995. Comparative social ecology of feral dogs and wolves. *Ethology Ecology e Evolution* 7: 49-72.

CAMPOS, C.B.; ESTEVES, C.F.; FERRAZ, K.M.P.M.B.; CRAWSHAW JR., P.G. e VERDADE, L.M. 2007. Diet of freeranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 273(1): 14-20.

CAMPOS, C. B. 2004. Impacto de cães (*Canis familiaris*) e gatos (*Felis catus*) errantes sobre a fauna silvestre em ambiente peri-urbano (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo).

Campos, C. B., Esteves, C. F., Ferraz, K. M. P. M. B., Crawshaw Jr, P. G., & Verdade, L. M. 2007. Diet of free-ranging cats and dogs in a suburban and rural environment, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 273(1), 14-20.

CARDOSO, B. F.; NASCIMENTO, J. dos S.; ARAÚJO, A. F. V. de; RODRIGUES, W.; OLIVEIRA, T. J. A. de. 2013. Análise Multicritério na Seleção de Oleaginosas na Cadeia de Produção de Biodiesel. *Técnica do Instituto de Economia Agrícola (IEA)*, 43(4), 1-110.

CDB. 1992. Convenção da diversidade biológica.

COLWELL, R.K. EstimateS 9.1.0 User's Guide statistical. Statiscal Estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. Copyright 2013. Department of Ecology e Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, CT 06869-3043, USA.

CUARON, Alfredo D. 200. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1574-1579.

CUNHA, ANDRÉ A.; RAJÃO, HENRIQUE. Mamíferos terrestres e aves da Terra Indígena Sapukai (Aldeia Guarani do Bracui), Angra dos Reis, RJ, Brasil. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão, v. 21, p. 19-34, 2007.

DAVIS, M.A. 2009. Invasion Biology. Oxford University Press. 244p.

DIISE. The Database of Island Invasive Species Eradications. 2015.

ESPARTOSA, K.D. 2009. Mamíferos terrestres de maior porte e a invasão de cães domésticos em remanescentes de uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica: Avaliação da eficiência de métodos de amostragem e da importância de múltiplos fatores sobre a distribuição das espécies. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo. 127p.

GALETTI, M., e SAZIMA, I. (2006). Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza e Conservação*, 4(1), 58-63.

GARCIA, R.C.M.; CALDERÓN, N. e FERREIRA, F. 2012. Consolidação de diretrizes internacionais de manejo de populações caninas em áreas urbanas e proposta de indicações para seu gerenciamento. *Revista Panamericana de Salud Publica*, 32(2): 140-144.

GISP - Programa Global de Espécies Invasoras. 2005. América do Sul invadida. A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. 80p.

Green JS, Gipson PS. 1994. Feral Dogs, Prevention and Control of Wildlife Damage. Cooperative Extension Division Institute of Agriculture and Natural Resources, US Department of Agriculture Animal and Health Plant Inspection Service, Animal Damage Control, Great Plains Agricultural Council Wildlife Committee.

GRILO C, JA BISSONETTE e M SANTOS-REIS. 2009. Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: consequences for mitigation. *Biological Conservation* 142:301-313.

GUIMARÃES, TAINAH CORRÊA SEABRA. 2015. Espécies exóticas invasoras da fauna em unidades de conservação federais no Brasil: sistematização do conhecimento e implicações para o manejo. 2015. 167 f., il. Dissertação (Mestrado em Ecologia)—Universidade de Brasília, Brasília.

GOMES, L. F. A. M.; ARAYA, M. C. G.; CARIGNANO, C. 2004. Tomada de decisões em cenários complexos. São Paulo: Pioneira Thomson Learning. 168 p.

HAJKOWICZ, S., HIGGINS, A. 2008. A comparison of multiple criteria analysis techniques for water resource management. *European Journal of Operational Research*; 184: 255-265.

Horowitz, C., 2003. Sustentabilidade da biodiversidade em unidades de conservação de proteção integral: Parque Nacional de Brasília (Tese de Doutorado) UnB-CDS. Política e Gestão Ambiental, Brasília, DF.

HÜBNER, S. A.; PAPPEN, F. G.; RUAS, J. L.; VARGAS, G. D.; FISCHER, G.; VIDOR, T. 2010. Exposure of pampas fox (*Pseudalopex gymnocercus*) and crab-eating fox (*Cerdocyon thous*) from the Southern region of Brazil to Canine distemper virus (CDV), Canine parvovirus (CPV) and Canine coronavirus (CCoV). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, v. 53, n. 3, p. 593-597.

HUGHES, Joeline; MACDONALD, David W. 2013. A review of the interactions between free-roaming domestic dogs and wildlife. *Biological Conservation*, v. 157, p. 341-351.

IBRAM, 2014. INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS DO DISTRITO FEDERAL - BRASÍLIA AMBIENTAL. Guia de unidades de conservação do Distrito Federal. Brasília-DF, 33p.

IBRAM, 2018. Instrução normativa nº 409, de 22 de outubro de 2018. Reconhece a lista oficial de espécies exóticas invasoras do distrito federal. Diário oficial do distrito federal, 29 de outubro de 2018, nº 206, seção 1, p.14. Disponível em:

<http://www.buriti.df.gov.br/ftp/diariooficial/2018/10_outubro/dodf%20206%2029-10-2018/dodf%20206%2029-10-2018%20integra.pdf> acesso em:03set.2019.

ICMBIO, 2013. Plano de manejo do Parque Nacional de Brasília, <<https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-conservacao/PARNA%20Brasilia.pdf>> acesso em:10 jul.2020

ICMBIO. 2018. Guia De Orientação Para O Manejo De Espécies Exóticas Invasoras Em Unidades De Conservação Federais.

KAHN, S., STUARDO, L., e RAHMAN, S. A. 2008. OIE guidelines on dog population control. *Developments in biologicals*, 131, 511-516.

KAUFFMAN, M. J.; SANJAYAN, M.; LOWENSTEIN, J.; NELSON, A.; JEO, R. M.; & CROOKS, K. R. 2007. Remote camera-trap methods and analyses reveal impacts of rangeland management on Namibian carnivore communities. *Oryx*, 41(1), 70-78.

KLINK, C. A., & MACHADO, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*.

LACERDA, A. C.R.; TOMAS, W. M.; MARINHO-FILHO, Jader. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation*, v. 12, n. 5, p. 477-487.

LEÃO, T. C., ALMEIDA, W. R., DECHOUM, M. D. E. S., e ZILLER, S. R. 2011. Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE, 33.

LEI Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, §1º, inciso I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm>. Acesso em: 18 fev. 2020.

LESSA, I.; T. C. S. GUIMARÃES; H. G. BERGALLO; A. CUNHA; E. VIEIRA. 2016. Domestic dogs in protected areas: A threat to Brazilian mammals? *Natureza e Conservação*. In press. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ncon.2016.05.00>.

LESSA, I. C. M. 2017. O impacto de cães domésticos em uma Unidade de Conservação do Cerrado.

LOWE, S., BROWNE, M., BOUDJELAS, S., e DE POORTER, M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database (Vol. 12). Auckland, New Zealand: Invasive Species Specialist Group.

MMA. 2006. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília. Ministério do meio ambiente.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. 2014. Portaria MMA 443, 17 de dezembro de 2014.

MCLEOD, R. 2004. Counting the Cost: Impact of Invasive Animals in Australia 2004. Cooperative Research Centre for Pest Animal Control. Canberra.

MILLS, L. Scott; SOULÉ, Michael E.; DOAK, Daniel F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience*, v. 43, n. 4, p. 219-224.

MIRANDA, L. M. de. 2008. Contribuição a um modelo de análise multicritério para apoio à decisão da escolha do corredor de transporte para escoamento da produção de grãos agrícolas de Mato Grosso. 2008. 255 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Programa de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

MORENO RS, KAYS RW, SAMUDIO R JR. 2006. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy* 4: 808–816.

MORLEY, C., 2006. Removal of feral dogs *Canis familiaris* by befriending them; Viwa Island, Fiji. *Conserv. Evid.* 3, 3.

NESBITT, W. H. 1975. Ecology of a feral dog pack on a wildlife refuge. Pages 391-396 in M. W. Fox, ed. *The wild canids*. Van Nostrand Reinhold Co., New York.

OLIVEIRA, ULISSES COSTA; DE OLIVEIRA, PETRÔNIO SILVA. 2017. Mapas de Kernel como Subsídio à Gestão Ambiental: Análise dos Focos de Calor na Bacia Hidrográfica do Rio Acaraú, Ceará, nos Anos 2010 a 2015. *Espaço Aberto*, v. 7, n. 1, p. 87-99.

PERNAMBUCO, D. 2009. Contextualização sobre espécies exóticas invasoras. Recife, Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste, 63p.

PIANKA, E.R. 1981. Competition and niche theory. In: R.M. MAY (ed.), *Theoretical ecology: principles and applications*. Oxford, United Kingdom, Blackwell Scientific Publications, p. 167-196.

PIMENTEL, D., ZUNIGA, R., e MORRISON, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3), 273-288.

PIVELLO, V.R. 2011. Invasões Biológicas no Cerrado Brasileiro: Efeitos da Introdução de Espécies Exóticas sobre a Biodiversidade. *ECOLOGIA. INFO* 33.

REIS, N.R.; PERACCHI, A.L.; PEDRO, W.A. e LIMA, I.P. 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina. 437p.

RIBEIRO, T. A. C.; COSTA, H. G. 2005. Aplicação do método ELECTRE TRI à classificação da percepção do desempenho de IES por parte do corpo discente. ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO (ENEGEP 2005). Porto Alegre, RS: Associação Brasileira de Engenharia de Produção (ABEPRO). 8 p.

SAMPAIO A.B., SCHMIDT I.B. 2013. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 2: 32-49.

SILVEIRA, Leandro; JACOMO, Anah TA; DINIZ-FILHO, Jose Alexandre F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological conservation*, v. 114, n. 3, p. 351-355.

SOUZA, N. P.; SILVA, E. M. G. C.; TEIXEIRA, M. D.; LEITE, L. R.; REIS, A. A.; SOUZA, L. N.; ACERBI JUNIOR, F. W.; RESENDE, T. 2013. A. Aplicação do estimador de densidade kernel em unidades de conservação na bacia do rio São Francisco para análise de focos de desmatamento e focos de calor. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR)., Foz do Iguaçu. Anais... São José dos Campos: INPE, 2013. p. 4958-4965.

SCDB–SECRETARIADO, D. C. S. D. 2010. BIOLÓGICA. Panorama da biodiversidade global 3. Brasília: MMA.

SECRETARIA DE ESTADO DE INFRAESTRUTURA E OBRAS/SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEMARH). 2004. *Águas emendadas - o paraíso do cerrado*. Brasília-DF.

SCHOENER, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, 185:27-39.

SRBEK-ARAUJO, A. C.; CHIARELLO, A. G. 2008. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology*, v. 68, n. 4, p. 771-779.

VIEIRA E.M., L.C. BAUMGARTEN, G. PAISE e R.G. BECKER. 2010. Seasonal patterns and influence of temperature on the daily activity of the diurnal Neotropical rodent *Necromys lasiurus*. *Canadian Journal of Zoology* 88:259-265.

WHITEMAN, C. W., MATUSHIMA, E. R., CONFALONIERI, U. E. C., PALHA, M. D. D. C., DA SILVA, A. D. S. L., e MONTEIRO, V. C. 2007. Human and domestic animal populations as a potential threat to wild carnivore conservation in a fragmented landscape from the Eastern Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 138(1-2), 290-296.

WITTENBERG, R., COCK, M.J.W. 2001. *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices*. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. M.; ZENNI, R. D. 2007. Modelo para o desenvolvimento de uma estratégia nacional para espécies exóticas invasoras. [S.l.]: The Nature Conservancy/GISP.