



Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Instituto de Biociências

Bacharelado em Ciência Biológicas

Trabalho de Conclusão de Curso

Como diferentes usos do solo afetam a densidade de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) no Pantanal (Brasil)?

Júlia Diniz Beduschi Travassos Alves

Orientador: Andreas Kindel

Coorientador: Igor Pfeifer Coelho

Porto Alegre, dezembro de 2016

Como diferentes usos do solo afetam a densidade de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) no Pantanal (Brasil)?

Orientador: Andreas Kindel

Coorientador: Igor Pfeiffer Coelho

Banca examinadora:

Manoel Ludwig da Fontoura Rodrigues

Murilo Guimarães Rodrigues

Porto Alegre, dezembro de 2016

AGRADECIMENTOS

A conclusão deste trabalho, assim como, a conclusão da faculdade é resultado de um processo longo, por vezes tortuoso, que envolve a dedicação e o carinho de muitas pessoas. Algumas dessas pessoas agradeço aqui.

Agradeço em especial minha Mãe e minha Vó. Mulheres guerreiras, fortes que sempre fizeram o possível e, muitas vezes, o impossível para que eu pudesse ter a oportunidade de me dedicar todos esses anos aos estudos. Mulheres que são meus exemplos de vida e minha inspiração.

Ao meu irmão, Christian, que é meu companheiro da ciência, do esporte e da caça. Obrigada por todo o teu amor, sem ele tudo teria sido mais difícil.

Ao Igor, por ter me convidado a participar do seu trabalho, por ter se dedicado tanto a me ensinar e ter acreditado em mim.

Ao Andreas, por ser muito mais que um orientador, ser um amigo. Obrigada pela paciência, pela compreensão, e, mais que tudo, por me encorajar a me aventurar em novos desafios.

Ao todo o pessoal do NERF que durante toda a graduação me ensinou a trabalhar com o que nos faz feliz. Em especial a Fernanda e a Larissa que são exemplos de pesquisadoras e amigas maravilhosas.

À Elisa, irmã que desde o colégio partilhamos das mesmas opiniões e visões de mundo. Participar deste momento juntas é só mais um passo da nossa longa história.

À Bibiana, não poderia deixar de agradecer a toda dedicação para que eu passasse em todas as matérias. Mas mais que isso, por ser essa amiga que tu te tornaste, tão essencial em minha vida.

Ao Henrique, por ter estado ao meu lado me oferecendo todo o seu amor e seu suporte nos momentos mais difíceis.

À todos os amigos da Biologia, presentes que vou levar para o resto da vida.

Apresentação

Trabalho de conclusão de curso apresentado para obtenção do título Bacharela em Ciências Biológicas.

Este trabalho está formatado como artigo seguindo as normas editoriais da revista *Biological Conservation*, com exceção das tabelas e figuras no meio do texto e do espaçamento simples, a fim de melhorar a dinâmica da leitura do texto.

Resumo

Nos últimos anos muitos estudos na África vêm demonstrando uma diminuição na população de espécies de mamíferos, inclusive no interior de unidades de conservação, devido a atividades antrópicas e especialmente devido à prática da pecuária extensiva. O Brasil é o país com o segundo maior rebanho bovino do mundo, porém pouco se sabe sobre o efeito da pecuária sobre a fauna brasileira. Com o objetivo de avaliar a pressão da pecuária sobre populações da fauna silvestre, utilizamos o bioma Pantanal (bioma fortemente ocupado por latifúndios pecuaristas) como área de estudo e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) como modelo animal de hábito florestal. Estimamos a densidade e abundância populacional de em três áreas com diferentes usos do solo no Pantanal (Brasil): área de conservação, latifúndio utilizado para pecuária e área com minifúndios e vilarejos. Para isso, fizemos modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos, utilizando armadilhas fotográficas como detector. Capturamos 151 indivíduos com 41 recapturas. A densidade estimada foi de 20,99 indivíduos por 100 km² na área de conservação, 8,48 nos latifúndios e 1,21 nos minifúndios. Os resultados demonstraram uma densidade 17 vezes superior na unidade de conservação em comparação com os minifúndios e duas vezes superior em comparação com o latifúndio. A menor densidade estimada nos minifúndios e latifúndios pode ser resultado da maior densidade humana e da conversão de áreas florestais em áreas de pastagens, mostrando que a pressão da pecuária afeta negativamente a população de jaguatiricas e pode estar afetando da mesma forma animais que possuem hábitos florestais.

Palavras-chaves

Armadilha fotográfica, Captura-recaptura espacialmente explícito, abundância populacional, modelos hierárquicos, SECR

1. Introdução

Vários estudos vêm relacionando a diminuição na abundância e a própria extinção de espécies de mamíferos com atividades humanas adjacentes a unidades de conservação (UC) (Burgoyne et al., 2016; Denney, 2016; Dougill et al., 2016; Georgiadis et al., 2007; Harcourt et al., 2001; Kinnaird and O'Brien, 2012; Ogutu et al., 2016, 2011, 2009; Paviolo et al., 2016; Woodroffe and Ginsberg, 1998). É comum que essas pressões antrópicas sejam oriundas de atividades pecuaristas, observando-se fazendas de gado próximas ou até mesmo invadindo áreas de preservação. Estudos na África têm demonstrado a diminuição na população de ungulados em UC's devido a competição por recursos entre os herbívoros silvestres e o gado, a presença de cercas impedindo a migração de grandes animais, a caça e a conversão

da cobertura do solo em pastagem. Populações de grandes carnívoros também são afetadas principalmente pelo conflito com proprietários de terras (Woodroffe and Ginsberg, 1998). Além das fazendas, a densidade populacional humana adjacente às UC's também é uma grande ameaça as populações silvestres, através da mudança de habitats, da intolerância das espécies à presença humana e da caça (Burgoyne et al., 2016; Harcourt et al., 2001; Kinnaird and O'Brien, 2012; Woodroffe and Ginsberg, 1998). Rich et al., 2016 demonstram que a riqueza de espécies em unidades de conservação aumenta em função da distância das propriedades rurais. Com todas essas ameaças circundantes é de se esperar que UC's com áreas maiores tendem a serem mais efetivas na manutenção de populações viáveis, principalmente para animais que necessitam de grandes áreas de vida (Georgiadis et al., 2007; Harcourt et al., 2001; Woodroffe and Ginsberg, 1998).

O Brasil é o segundo país com maior rebanho bovino no mundo, possuindo mais de 200 milhões de cabeças de gado, o que representa 12% do rebanho mundial (FAO, 2015). O estado do Mato Grosso é o maior estado pecuarista brasileiro, possuindo 13% do rebanho nacional (IBGE, 2006) e é também um dos estados que abriga a maior planície de inundação do planeta, o Pantanal (IBGE, 2004). Cerca de 95% da área do Pantanal é ocupada por propriedades privadas, sendo 80% destas (118.000 km²) usadas para a pecuária extensiva.

O Pantanal é compartilhado por três países (Brasil, Paraguai e Bolívia), estando 85% dele localizado no Brasil nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. É um bioma caracterizado por um mosaico de habitats resultado de diferentes tipos de solos e regimes de inundação, sendo uma das maiores planícies de inundação do planeta (IBGE, 2004). A grande diversidade de habitats permite uma grande diversidade de espécies de animais e plantas (Junk and Nunes De Cunha, 2005). Apesar de não haver muitos endemismos, possui grandes populações de vertebrados com densidades populacionais maiores que em qualquer outro bioma brasileiro (Alho and Sabino, 2011; Junk and Nunes De Cunha, 2005), além de abrigar muitas espécies ameaçadas de extinção, como a onça pintada (*Panthera onca*) e a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) (Alho, 2008; Alho and Sabino, 2011; de Oliveira Neves, 2009). No Brasil ocorrem nove espécies de felinos e oito delas estão no Pantanal, dessas espécies apenas a Jaguatirica (*Leopardus pardalis*) não está nacionalmente ameaçada de extinção (Brasil, 2014).

A jaguatirica é um mamífero de médio porte, de hábito solitário e noturno, que se alimenta principalmente de pequenos mamíferos e répteis (Murray and Gardner, 1997). Possui uma ampla distribuição no continente Americano, ocorrendo desde o norte da Argentina até o sul dos Estados Unidos. Apesar de estar presente em diversos ambientes, como savanas, florestas e pântanos, sua distribuição está fortemente relacionada a áreas florestais (Murray and Gardner, 1997). A espécie sofre com a perda de habitat e com a pressão da caça, duas atividades bem disseminadas na região pantaneira. Nos anos de 1982 até meados de 1990, a jaguatirica foi classificada na categoria “vulnerável” de ameaça global, passando a ser classificada na categoria “pouco preocupante” a partir de 1996 (IUCN; Di Bitetti, Paviolo, De Angelo, & Di Blanco, 2008). Assim como outros felinos de médio porte, por seu hábito noturno e florestal, é um animal de difícil observação na natureza. Por isso muitos estudos populacionais com felinos têm utilizado armadilhas fotográficas para a amostragem (Di Bitetti et al., 2008, 2006, Dillon and Kelly, 2007, 2008; Efford, 2004; Karanth, 1995; Kasper et al., 2015; Kolowski and Alonso, 2010;

Maffei et al., 2005; Maffei and Noss, 2008; Rocha et al., 2016; Rodgers et al., 2015; Soisalo and Cavalcanti, 2006; Trolle and Kéry, 2005, 2003; Wang and Macdonald, 2009).

Nosso objetivo é estimar a densidade populacional de Jaguatiricas (*L. pardalis*) em três áreas com diferentes tipos de uso da terra (unidade de conservação, grande fazenda de gado e pequenas propriedades rurais), usando armadilhas fotográficas para registrar esta espécie e modelos hierárquicos de captura-recaptura espacialmente explícitos para estimar a densidade em cada uma destas áreas. Por ser uma espécie ainda abundante nesta região, é um bom modelo para estudar o efeito do tipo de uso da terra sobre populações de espécies florestais no Pantanal. Nossa hipótese é de que a densidade de jaguatiricas seja menor nas áreas de fazenda e pequenas propriedades rurais, onde as áreas florestais foram mais desmatadas ao longo do tempo e possivelmente maior pressão de caça sobre as populações.

2. Métodos

2.1. Área de estudo

O Pantanal é um bioma caracterizado por um mosaico de habitats resultado de diferentes tipos de solos e regimes de inundação, sendo uma das maiores planícies de inundação do planeta com 150.355 km² (IBGE, 2004). O estudo foi realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural do Sesc Pantanal (RPPN Sesc). A unidade foi criada em 1997 com a compra de antigas fazendas de gado. Possui uma área de 107.996 ha representando aproximadamente 1% de todo o Pantanal Mato-Grossense (BRASIL, 2010) e apresenta um mosaico de habitats formado por cambarazais (vegetação com predominância do Cambará, *Vochysia* sp. e outras espécies tolerantes à água), tabocais (vegetação dominada por taquaras, *Guadua* sp.), mata seca, mata densa, mata com acuri (área de transição da mata densa para áreas mais abertas, dominância da palmeira acuri, *Scheelea phalerata*) e áreas de savanas com gramíneas nativas e exóticas (Coelho et al., 2016. Dados não publicados; Hofmann et al., 2010). A RPPN estende-se do rio Cuiabá ao rio São Lourenço (16°42'13" S, 56°14'55" W) estando adjacente, a sudeste, à uma grande fazenda de gado (FSL; com 133.109 ha) e à norte uma área composta de pequenas propriedades rurais e vilarejos (PPRs, com 23.400 ha; Figura 1). As três áreas foram amostradas neste estudo.

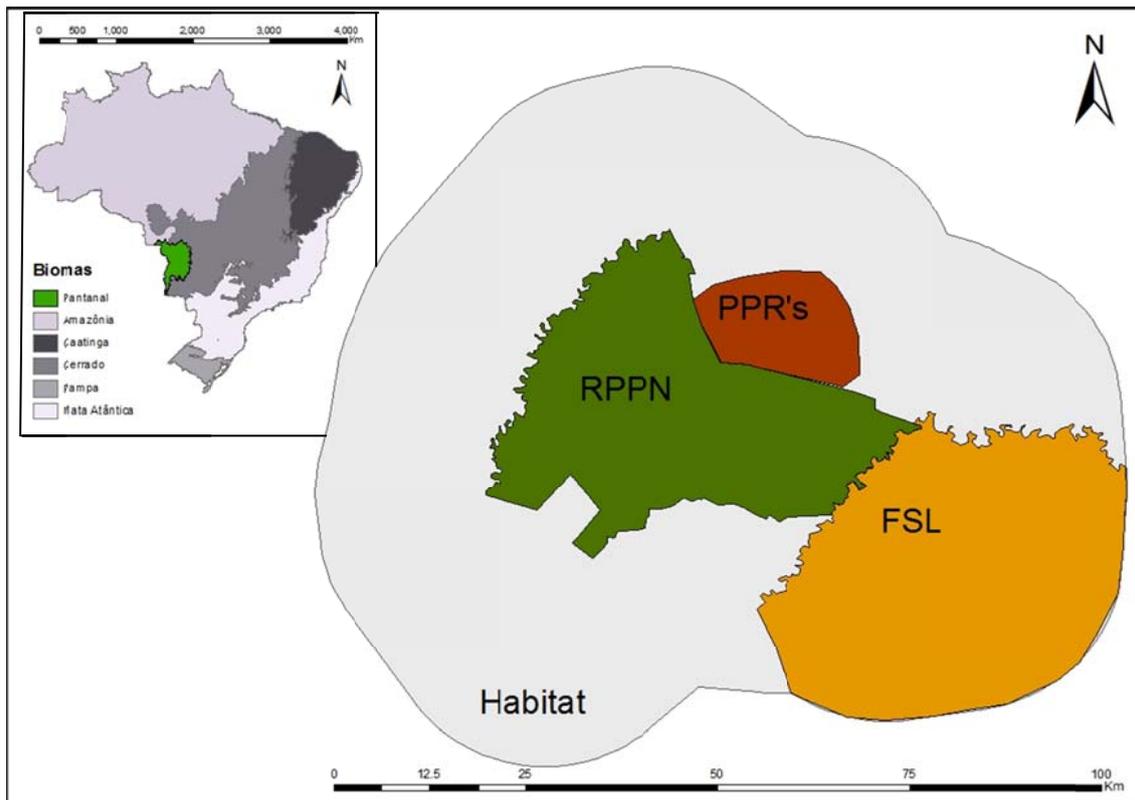


Figura 1: Em menor escala: mapa dos biomas brasileiros; Em destaque: Áreas de estudo. Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC – Pantanal (RPPN), Pequenas Propriedades Rurais (PPR's), Fazenda de gado (FSL) e indicação do Habitat definido pelo modelo (ver métodos).

2.2. Coleta de dados

Amostramos a região com 355 sítios amostrais, sendo 209 sítios na RPPN, 125 na FSL e 21 nas PPR's. Em cada sítio instalamos uma armadilha fotográfica RECONIX PC90HO (Reconix Holmen, WI, USA) a fim de registrar a presença de indivíduos de jaguatiricas. A coleta de dados ocorreu nos meses de vazante ou seca nos anos de 2010 e 2012. Por não haver equipamentos suficientes para amostrar todos os locais simultaneamente, as máquinas foram revezadas ao longo do tempo. Entre abril a setembro de 2010 foram amostrados 131 sítios, entre abril a outubro de 2011 foram amostrados 150 sítios e entre julho a agosto de 2012 foram amostrados 72 sítios. Cada máquina ficou ativa em cada sítio amostral em média por 21 dias (mínimo de 11 e máximo de 25), estando distantes uma da outra em média por 1.012m (mínimo 200m). Foram instaladas a uma altura de 30 a 50cm acima do solo. O desenho amostral se aproxima do aleatório estratificado, em virtude de algumas restrições de acesso para a amostragem, buscando representar as diversas formações vegetais na proporção que elas se apresentam, bem como locais reconhecidamente importantes para fauna como barreiros (sítios geofágicos) (Coelho, 2016) e tanques (açudes criados para a dessedentação do gado).

As armadilhas fotográficas foram programadas para registrar três fotos a cada ativação do sensor (com tempo de um segundo entre cada foto) e esperar 15 segundos para rearmar o sensor para a próxima ativação. O tempo de disparo do sensor é de 0,21 segundos com capacidade de alcance de 21 metros de distância e ângulo de 40°. O flash infravermelho possui alcance de 15 a 18 metros, resultando em uma área de detecção de 160m² de dia e 82 a 118m² a noite. As máquinas RECONIX PC90HO usam lentes

Fresnel multizona e sensor infravermelho passivo que detecta mudança de temperatura superficial dos objetos (Welbourne et al., 2016). Cada registro foi considerado um registro quando transcorrido um intervalo de tempo entre os disparos superior a 15 minutos e cada dia foi considerado uma ocasião de amostragem.

As fotos de cada armadilha fotográfica foram identificadas no software RECONYX MapView Professional™ ao menor nível taxonômico possível. Após selecionamos apenas as imagens com registros de jaguatiricas. As jaguatiricas possuem manchas na pelagem que funcionam como impressões digitais, assim as fotos podem ser usadas para identificação de cada indivíduo, não havendo necessidade de marcar os animais artificialmente. Como em cada sítio amostral tínhamos apenas uma máquina, em um primeiro momento separamos as fotos em dois conjuntos: fotos em que o animal mostrava o lado esquerdo do flanco (E) e fotos em que o animal mostrava o lado direito do flanco (D). Em cada foto avaliamos se eram machos ou fêmeas. Para a foto identificação no programa Extract Compare V1.22 para leopardos (Hiby, L. <http://conservationresearch.org.uk/Home/ExtractCompare/index.html>), analisamos os conjuntos de forma independente. O software ajusta um modelo 3D na superfície corporal extraíndo o padrão de manchas do flanco do animal independentemente da posição que o animal esteja na imagem, sendo possível a comparação de cada imagem com as mais similares a ela do banco de imagens. Para evitar falsos positivos (mesmo indivíduo ser considerado dois indivíduos diferentes) descartamos o conjunto D nas análises pelo software, pois apresentou menos indivíduos identificados. Porém, para podermos identificar o máximo de indivíduos possíveis, seguimos um processo manual de identificação: (1) indivíduos que apresentaram imagens com os dois lados do corpo (A) foram comparados com os conjuntos E e D, formando um conjunto de indivíduos que são claramente diferenciados com base no padrão de manchas do flanco (ADE); (2) comparamos o grupo ADE com os demais registros do conjunto D que apresentaram imagens com outras partes do corpo que não o flanco, com base em um ou mais dos seguintes critérios: padrão geral da pelagem (se o flanco direito de uma jaguatirica é de manchas grossas, o flanco esquerdo seguirá o mesmo padrão, não sendo, por exemplo, de pintas pequenas; manchas da cauda, testa, frente das patas dianteiras ou lateral das patas traseiras, outras marcas como olho vazado ou cauda cortada e distância dos registros (imagens separadas por mais de 30 km dificilmente seriam do mesmo indivíduo). As fotos que não possuíam resolução boa para a observação das manchas, assim como as fotos do conjunto do flanco direito que não puderam ser comparadas com o conjunto do flanco esquerdo foram descartadas, a fim de não haver erros de sobrestimava nas contagens dos indivíduos.

Medimos em cada sítio amostral atributos da paisagem local que pudessem influenciar a capacidade de detecção da câmera ou a disponibilidade de indivíduos para a captura: a) grau de obstrução da câmera pela vegetação (Obscam); b) presença de locais preferenciais para a fauna (BarouTq) e c) o volume de água (Água), quando o período da amostragem ocorreu na época de vazante e alguns locais ainda possuíam água acumulada. O grau de obstrução da vegetação (Obscam) em frente a câmera foi medido visualmente com três níveis categóricos (baixa, média e grande). A presença de locais preferenciais para a fauna foi categorizada como (1) barreiro, (2) tanque ou (3) lugar qualquer. O volume de água no sítio foi medido numa parcela de 100m², centrada na armadilha através de quatro medidas de profundidade da lâmina de água. Padronizamos as covariáveis preditivas contínuas por transformação z.

2.3. Análise dos Dados

2.3.1. Estimativa de densidade e abundância

Para estimar abundância e densidade populacional de jaguatiricas em cada uma das áreas (RPPN, FSL e PPR's), usamos modelos hierárquicos de captura-recaptura espacialmente explícitos (SECR; Royle et al., 2014), com estimativas por máxima verossimilhança, através do pacote *secr* (Efford, 2016) no programa R (R Core Team, 2016). Este método tem vantagem em relação aos modelos não espacialmente explícitos, pois as estimativas não são enviesadas pelo efeito das bordas do universo amostral e nem pelo esforço amostral (Borchers and Efford, 2008; Efford, 2004; Noss et al., 2012; Obbard et al., 2010). Estes modelos assumem que os indivíduos possuem áreas de vida aproximadamente circulares e aleatoriamente distribuídas no espaço (Royle et al., 2014). Como outros modelos hierárquicos, o SECR combina um modelo estado a um modelo observacional (Efford, 2011; Royle et al., 2014). O modelo estado estima o número de centros de área de vida (densidade D) em uma região (o universo amostral ou *state space*), considerando que a localização destes centros no espaço segue uma distribuição Poisson. O modelo observacional estima a detecção das armadilhas a partir de um parâmetro (g_0) associado à distância da armadilha para o centro de atividade dos indivíduos (seguindo uma função meia normal) e de um parâmetro de movimento (σ).

Consideramos todas os sítios amostrais como um único período de amostragem, assumindo que a população de jaguatiricas seja fechada, ou seja, que a mortalidade e migrações não tenham resultado em grande variação do número de jaguatiricas neste período de dois anos. No pacote SECR, tratamos cada uma das três áreas (RPPN, FSL e PPR's) como diferentes *sessões* (Efford, 2016) para calcular separadamente a densidade de jaguatiricas em cada uma dessas áreas, a partir de estimativas dos parâmetros de detecção realizadas com todos o conjunto de dados. Para definir o habitat (*state space*; Figura 1) usamos um buffer de 10.000m de diâmetro, pois a área do habitat deve ser grande o suficiente para englobar todas as áreas de vida de todas as jaguatiricas que poderiam ser registradas por uma de nossas câmeras (Sollmann et al., 2012). Testamos cinco modelos a fim de avaliar qual é o modelo mais plausível para estimar densidade, considerando covariáveis afetando a detecção. Em todos os modelos o parâmetro D foi relacionado à área de estudo ($D \sim \text{sessão}$). Usamos um modelo nulo onde os parâmetros não estavam relacionados com nenhuma das covariáveis ($g_0 \sim 1, \sigma \sim 1$) e quatro modelos relacionando g_0 : a obstrução da câmera ($g_0 \sim \text{Obscam}$), a presença de barreiro ou tanque ($g_0 \sim \text{BarouTq}$), a presença de água ($g_0 \sim \text{água}$) e a presença de barreiro, tanque e água ($g_0 \sim \text{BarouTq} + \text{Água}$). Utilizamos o critério de Akaike de segunda ordem (AICc) para comparar estes cinco modelos. Selecionado o modelo mais plausível, utilizamos este modelo com o argumento *hcov* (*Hybrid Mixture Model*) do pacote *secr* para estimar separadamente a densidade de machos e fêmeas de jaguatiricas em cada uma das áreas, já que se sabe que machos possuem áreas de vida bem maiores que as das fêmeas o que afeta o parâmetro de movimento (σ). A abundância populacional foi calculada multiplicando a densidade pela superfície total de cada área de estudo.

3. Resultados

Obtivemos 264 registros de jaguatiricas, dos quais 39 foram descartados para as estimativas de densidade. Identificamos 151 indivíduos nestes registros em 111 sítios amostrais (Figura 2), sendo eles 57

machos, 45 fêmeas e 51 que não puderam ser sexualmente diferenciados (NA). Recapturamos 41 indivíduos, sendo os machos recapturados mais vezes (53,7%), tanto nos mesmos sítios amostrais (86,4%) como em sítios amostrais diferentes (78,6%).

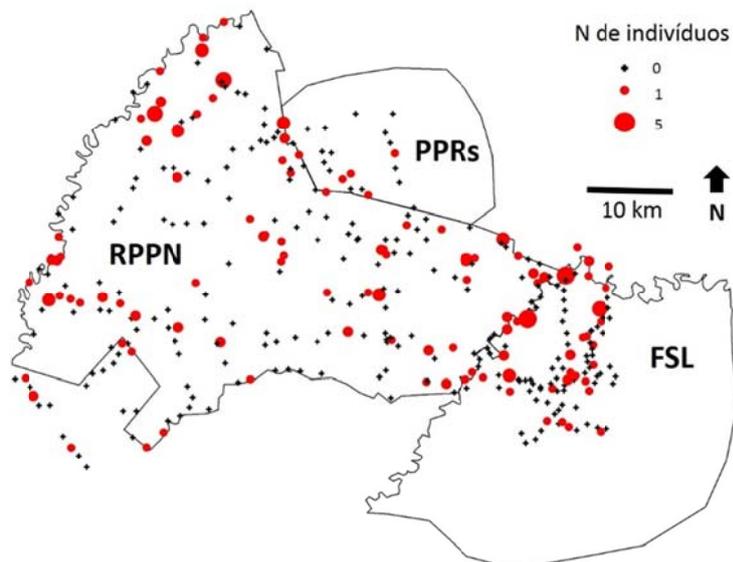


Figura 2: Número de indivíduos registrados por armadilha fotográfica durante todo o período de amostragem. RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC – Pantanal; PPR's: Pequenas propriedades rurais; FSL: fazenda de gado.

Na análise dos modelos encontramos, conforme o esperado, que a presença de barreiros ou tanques afetam positivamente na disponibilidade de indivíduos para captura ($\beta = 0.807$, EP = 0.160), ou seja, sítios amostrais que possuam essas características são mais prováveis de capturarmos animais do que em outras áreas quaisquer. Da mesma forma esperada, encontramos que a presença de água na parcela de amostragem da armadilha afeta negativamente a disponibilidade de indivíduos ($\beta = -0.112$, EP não pôde ser estimado). Por outro lado, o nível de obstrução da câmera pela vegetação mostrou uma relação positiva com a disponibilidade de indivíduos ($\beta = 0,069$, EP = 0,062), negando a hipótese que quanto maior for a vegetação em frente à câmera menor seria a capacidade de detecção dos indivíduos. Quando confrontamos todos os modelos, o modelo mais plausível segundo o AICc, é o modelo $g_0 \sim \text{BarouTq} + \text{Água}$ (Tabela 1). Com esse, calculamos a densidade e a abundância de jaguatiricas machos e fêmeas em cada uma das três áreas (Tabela 2). A densidade de jaguatiricas foi muito superior na RPPN do que nas outras duas áreas, sendo as PPR's a área que apresentou a menor densidade. A densidade de fêmeas foi maior do que a de machos nas três áreas avaliadas (Tabela 2).

Tabela 1: Resultado dos modelos. NPar= Número de parâmetros, LogLik= máxima verossimilhança, AICc= critério de informação de Akaike de segunda ordem, dAICc= Δ AICc, AICcwt = peso do AICc.

Modelo	NPar	LogLik	AICc	dAICc	AICcwt
Barreiro ou Tanque + Água	7	-1347,841	2710,46	0,000	0,5382
Barreiro ou Tanque	6	-1349,093	2710,77	0,306	0,4618
Nulo	5	-1359,917	2730,24	19,785	0,000
Água	6	-1359,073	2730,73	20,266	0,000
Obstrução câmera	6	-1359,625	2731,83	21,371	0,000

Tabela 2: Densidade (D= número de indivíduos / 100 km² ± erro padrão) e abundância (A = número de indivíduos / área amostrada ± erro padrão) populacional de jaguatiricas para cada área amostrada (RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural. FSI = Fazenda de gado; PPR's = Pequenas propriedades rurais)

Área amostrada	Fêmeas		Machos		Total	
	D	A	D	A	D	A
RPPN	14,02 (0,23)	149,98 (2,52)	6,97 (0,23)	74,61 (2,53)	20,99 (0,46)	223,61 (4,78)
FSL	5,66 (0,12)	75,35 (1,56)	2,82 (0,12)	37,46 (1,60)	8,48(0,24)	112,81 (3,16)
PPR's	0,81 (0,03)	1,86 (0,09)	0,40 (0,93)	0,93 (0,09)	1,21 (0,96)	2,79 (1,05)

4. Discussão

Com base num esforço bastante grande, com mais de 1300 fotos registradas em 111 sítios amostrais de um total de 355, foi possível estimar a densidade e também a estrutura sexual da população de jaguatiricas em cada área amostrada com modelos espacialmente explícitos que corrigem erros de detecção e efeito de borda.

Barreiros e tanques foram confirmados como locais com maior probabilidade de detecção de jaguatiricas, pela maior disponibilidade desses animais nestes locais. Barreiros são sítios geofágicos, isto é, uma vez que o solo é exposto por algum distúrbio (queda de árvore por exemplo), animais passam a visitar a área para comer a terra (praticar a geofagia). Provavelmente, muitos animais pratiquem a geofagia para complementar a dieta com nutrientes minerais (Coelho, 2016). Muitas das espécies que utilizam os barreiros com frequência são presas de jaguatiricas, como aves, cutias (*Dasyprocta azarae*) e pacas (*Cuniculus paca*). Já os tanques são poços de água criados pelos antigos fazendeiros para a dessedentação do gado. Apesar de não haver mais gado dentro da RPPN os tanques continuam sendo utilizados por outros animais que também se beneficiam desses locais. Da mesma forma que os barreiros, os tanques servem de atrativo para diversas presas das jaguatiricas, que também podem usar estas áreas em busca de água na estação da seca.

Os dois modelos com menores AICc ($g_0 \sim \text{BarouTq}$ e $g_0 \sim \text{BarouTq} + \text{Água}$) apresentam pouca diferença (dAICc 0,306), sendo o modelo com a covariável água um pouco melhor. Ainda assim, optamos por estimar a densidade com a água, pois supomos que esse possa ser um forte fator para a menor disponibilidade de indivíduos, pois quanto maior for o volume de água na área amostrada mais provável que os animais evitem a área.

A covariável obstrução da câmera pela vegetação (Obscam) apresentou uma relação positiva com o parâmetro de magnitude. Esperávamos que a Obscam influenciasse na capacidade de detecção da câmera, obtendo uma relação negativa com a magnitude, ou seja, quanto maior fosse o grau de obstrução, menor a capacidade de detecção. Supomos que a covariável obscam possa estar mais relacionada com o habitat florestal preferencial das jaguatiricas (*L. pardalis*), do que afetando a capacidade de detecção. Por isso, essa covariável não foi incorporada no modelo principal pois não estamos usando variáveis de cobertura vegetal como preditoras, apenas corrigindo a magnitude com base em fatores que possam afetar a disponibilidade de indivíduos ou a capacidade de detecção das câmeras.

O modelo estimou o dobro da densidade e abundância de fêmeas do que de machos, porém quando olhamos as capturas brutas percebemos um número maior de capturas e recapturas de machos do que de fêmeas (57 machos, 45 fêmeas e 51 NA). Contudo, a quantidade de capturas que não puderam ser diferenciadas sexualmente (NA) é bastante elevada. Fêmeas são mais difíceis de serem identificadas do que machos por não apresentarem uma genitália proeminente, por isso grande parte dos registros NA provavelmente sejam de fêmeas. Além disso, os machos possuem maior extensão na sua área de vida do que as fêmeas (Di Bitetti et al., 2006), assim percorrem mais zonas com sítios amostrais sendo mais fáceis de serem capturados e recapturados pelas câmeras.

Apesar de considerarmos variáveis que possam ter relação com a detecção das jaguatiricas, não consideramos variáveis que possam afetar a densidade espacialmente (como as diferentes classes de vegetação da região). Desse modo estamos assumindo que nossa área é um ambiente homogêneo. Porém sabemos que o Pantanal é um mosaico de ambientes e que os animais não utilizam cada ambiente da mesma forma. Portanto as densidades estimadas até aqui devem ser interpretadas com cautela.

A densidade de jaguatiricas encontrada foi de 20,99 indivíduos por 100 km² na RPPN. Esse resultado mostra um aumento na densidade da espécie na RPPN quando comparada ao estudo de Trolle and Kéry 2005, que encontraram uma densidade de 11,2 indivíduos por 100 km². Nesse trabalho os autores estimam a densidade com modelos não espacialmente explícitos o que implica numa superestimava da densidade populacional, estando o resultado enviesado pela área amostrada e pelo efeito de borda (Borchers and Efford, 2008; Efford, 2004; Noss et al., 2012; Obbard et al., 2010). Sabendo disso podemos inferir que o aumento na densidade populacional da jaguatirica pode ter sido ainda maior do que o calculado.

Esse aumento na densidade de jaguatiricas na RPPN pode ser devido a mudança na paisagem na RPPN. Com a compra das fazendas de gado para a criação da reserva, a paisagem vem sofrendo alterações das zonas de pastagem para áreas florestais (Coelho, 2016), beneficiando as jaguatiricas, assim como demais espécies florestais.

A densidade de jaguatiricas na RPPN mostrou ser mais de duas vezes superior que a densidade dentro da FSL e 17 vezes superior às PPR's. Apesar não haver nenhuma barreira física que limite a ocupação por indivíduos, a maior pressão antrópica devido a caça, ao desmatamento e a própria intolerância dos animais a presença humana limita a ocupação de indivíduos nas PPR's. Ainda assim nosso modelo estimou que pelo menos um indivíduo possui seu centro de atividade nesta região. Já a FSL é separada da RPPN pelo rio São Lourenço havendo uma barreira física limitando as duas áreas. A presença das cercas e a própria presença do gado não afetam diretamente a população de jaguatiricas, pois as cercas são transponíveis tanto para a espécie quanto para as suas presas (pequenos mamíferos e répteis). Porém, a densidade populacional nas FSL pode ser bem menor devido a menor qualidade do habitat, havendo muito mais áreas de pastagem para o gado e menos áreas florestais, além da maior atividade de caça principalmente de pequenos mamíferos. É possível que a RPPN possa estar servindo como área fonte de indivíduos para a FSL.

As maiores densidades populacionais de jaguatiricas já registradas foram de 84,8 indivíduos por 100km² na Amazônia Peruana (Kolowski and Alonso, 2010), 62,7 no Panamá (Moreno and Bustamante, 2009) e 77 na Bolívia (Noss et al., 2012). No Brasil a maior densidade já registrada foi de 56,4 na reserva

da UNIDERP no Pantanal (Trolle and Kéry, 2003) e 52,1 na Reserva Feliciano Miguel Abdala na Mata Atlântica (Maria De Oliveira Paschoal, 2008). Já as menores densidades estimadas foram de 2,9 no México (Royle et al., 2009), 3,1 em Belize (Dillon and Kelly, 2007), 4 na Reserva Caraguatá (Mata Atlântica) (Goulart et al., 2009) e 4,5 no Parque Nacional Serra da Capivara (Caatinga) (Oliveira, 2012). Todos os estudos acima utilizaram armadilhas fotográficas para a captura dos indivíduos, estimaram a densidade com modelos não espacialmente explícitos (com exceção do estudo mexicano) acarretando em superestimativas de densidades. E todos os estudos foram feitos em unidades de conservação.

5. Considerações finais

Como próximos passos do trabalho, estimaremos a densidade e a abundância populacional com variáveis da paisagem (classes de cobertura). Análises que considerem estes fatores trazem estimativas mais reais na distribuição espacial da densidade e podem ser extrapoladas para áreas mais extensas com maior segurança.

6. Referências bibliográficas

- Alho, C., 2008. Biodiversity of the Pantanal: response to seasonal flooding regime and to environmental degradation. *Brazilian J. Biol.* 68, 957–966. doi:10.1590/S1519-69842008000500005
- Alho, C.J.R., Sabino, J., 2011. A conservation agenda for the Pantanal's biodiversity. *Brazilian J. Biol.* 71, 327–335. doi:10.1590/S1519-69842011000200012
- Borchers, D.L., Efford, M.G., 2008. Spatially Explicit Maximum Likelihood Methods for Capture–Recapture Studies. *Biometrics* 64, 377–385. doi:10.1111/j.1541-0420.2007.00927.x
- Brasil, 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçada de Extinção. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Ministério do Meio Ambiente. *Diário Of. da União* 245, 121–126.
- Burgoyne, C., Kelso, C., Ahmed, F., 2016. Human activity and vegetation change around Mkuze Game Reserve, South Africa. *South African Geogr. J.* 98, 217–234. doi:10.1080/03736245.2015.1028978
- Coelho, I., 2016. Do barro ao bamburro: relações entre a paisagem e a distribuição local de mamíferos e aves no Pantanal, Brasil. *researchgate.net*. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Coelho, I.P., Chiapini, M., Oliveira, J.C., Vidal-torrado, P., Ferreira, T.O., Oliveira, L.F., 2016. Uso de barreiros pela fauna no Pantanal do Brasil: por que consumir solo? Universidade Federal do Rio Grando do Sul.
- de Oliveira Neves, A.C., 2009. Conservation of the pantanal wetlands: the definitive moment for decision making. *Ambio* 38, 127–128. doi:10.1579/0044-7447-38.2.127
- Denney, R.N., 2016. Society for Range Management Relationships of Wildlife to Livestock on Some Developed Ranches on the Laikipia Plateau , Kenya Author (s): Richard N . Denney Published

by : Society for Range Management Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3896997> Acc 25, 415–425.

Di Bitetti, M.S., Paviolo, A., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *J. Trop. Ecol.* 24, 189–200. doi:10.1017/S0266467408004847

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. *J. Zool.* 270, 153–163. doi:10.1111/j.1469-7998.2006.00102.x

Dillon, A., Kelly, M.J., 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41, 469–477. doi:10.1017/S0030605307000518

Dillon, a., Kelly, M.J., 2008. Ocelot home range, overlap and density: Comparing radio telemetry with camera trapping. *J. Zool.* 275, 391–398. doi:10.1111/j.1469-7998.2008.00452.x

Dougill, A.J., Akanyang, L., Perkins, J.S., Eckardt, F.D., Stringer, L.C., Favretto, N., Athlpheng, J., Mulale, K., 2016. Land use, rangeland degradation and ecological changes in the southern Kalahari, Botswana. *Afr. J. Ecol.* 54, 59–67. doi:10.1111/aje.12265

Efford, M., 2004. Density estimation in live-trapping studies 3.

Efford, M.G., 2011. Estimation of population density by spatially explicit capture – recapture analysis of data from area searches *R eports R eports* 92, 2202–2207.

Efford, M. G. 2016. secr: Spatially explicit capture-recapture models. R package version

2.10.3. <http://CRAN.R-project.org/package=secr>

Georgiadis, N.J., Olwero, J.G.N., Ojwang', G., Romañach, S.S., 2007. Savanna herbivore dynamics in a livestock-dominated landscape: I. Dependence on land use, rainfall, density, and time. *Biol. Conserv.* 137, 461–472. doi:10.1016/j.biocon.2007.03.005

Goulart, F.V.B., Graipel, M.E., Tortato, M.A., Ghizoni-Jr, I.R., Oliveira-Santos, L.G.R., Cáceres, N.C., 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 4, 137–143. doi:10.4013/5126

Harcourt, A.H., Parks, S.A., Woodroffe, R., 2001. Human density as an influence on species/area relationships: Double jeopardy for small African reserves? *Biodivers. Conserv.* 10, 1011–1026. doi:10.1023/A:1016680327755

Hofmann, G.S., Hasenack, H., Oliveira, L.F.B. de, Hasenack, H., Cordeiro, J.L.P., Hofmann, G.S., 2010. O clima na reserva particular do patrimônio natural SESC Pantanal, Igarss 2014. doi:10.1007/s13398-014-0173-7.2

- Junk, W.J., Nunes De Cunha, C., 2005. Pantanal: A large South American wetland at a crossroads. *Ecol. Eng.* 24, 391–401. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.11.012
- Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biol. Conserv.* 71, 333–338. doi:10.1016/0006-3207(94)00057-W
- Kasper, C.B., Mazim, F.D., Soares, J.B.G., Oliveira, T.G. de, 2015. Density estimates and conservation of *Leopardus pardalis* southernmost population of the Atlantic Forest. *Iheringia. Série Zool.* 105, 367–371. doi:10.1590/1678-476620151053367371
- Kinnaird, M.F., O’Brien, T.G., 2012. Effects of Private-Land Use, Livestock Management, and Human Tolerance on Diversity, Distribution, and Abundance of Large African Mammals. *Conserv. Biol.* 26, 1026–1039. doi:10.1111/j.1523-1739.2012.01942.x
- Kolowski, J.M., Alonso, a., 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biol. Conserv.* 143, 917–925. doi:10.1016/j.biocon.2009.12.039
- Maffei, L., Noss, A.J., 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40, 71–75. doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00341.x
- 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. *J. Trop. Ecol.* 21, 349–353. doi:10.1017/S0266467405002397
- Maria De Oliveira Paschoal, A., 2008. Predadores em fragmentos de Mata Atlântica: estudo de caso na RPPN Feliciano Miguel Abdala, Caratinga, MG. PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE MINAS GERAIS.
- Moreno, R., Bustamante, A., 2009. DATOS ECOLÓGICOS DEL OCELOTE (*Leopardus pardalis*) EN CANA, PARQUE NACIONAL DARIÉN, PANAMÁ; UTILIZANDO EL MÉTODO DE CÁMARAS TRAMPA.
- Murray, J.L., Gardner, G.L., 1997. *Leopardus pardalis*. *Mamm. Species*. doi:10.2307/3504082
- Noss, A.J., Gardner, B., Maffei, L., Cuéllar, E., Montaña, R., Romero-Muñoz, A., Sollman, R., O’Connell, A.F., 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Anim. Conserv.* 15, 527–535. doi:10.1111/j.1469-1795.2012.00545.x
- Obbard, M.E., Howe, E.J., Kyle, C.J., 2010. Empirical comparison of density estimators for large carnivores. *J. Appl. Ecol.* 47, 76–84. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01758.x
- Ogutu, J.O., Owen-Smith, N., Piepho, H.-P., Said, M.Y., 2011. Continuing wildlife population declines

and range contraction in the Mara region of Kenya during 1977-2009. *J. Zool.* 285, 99–109. doi:10.1111/j.1469-7998.2011.00818.x

- Ogutu, J.O., Piepho, H.P., Dublin, H.T., Bhola, N., Reid, R.S., 2009. Dynamics of Mara-Serengeti ungulates in relation to land use changes. *J. Zool.* 278, 1–14. doi:10.1111/j.1469-7998.2008.00536.x
- Ogutu, J.O., Piepho, H.-P., Said, M.Y., Ojwang, G.O., Njino, L.W., Kifugo, S.C., Wargute, P.W., 2016. Extreme Wildlife Declines and Concurrent Increase in Livestock Numbers in Kenya: What Are the Causes? *PLoS One* 11, e0163249. doi:10.1371/journal.pone.0163249
- Oliveira, G.P. de, 2012. Ecologia da Jaguatirica, *Leopardus Pardalis* (linnaeus, 1758), na caatinga do Piauí.
- Paviolo, A., De Angelo, C., Ferraz, K.M.P.M.B., Morato, R.G., Martinez Pardo, J., Srbek-Araujo, A.C., Beisiegel, B. de M., Lima, F., Sana, D., Xavier da Silva, M., Velázquez, M.C., Cullen, L., Crawshaw Jr, P., Jorge, M.L.S.P., Galetti, P.M., Di Bitetti, M.S., de Paula, R.C., Eizirik, E., Aide, T.M., Cruz, P., Perilli, M.L.L., Souza, A.S.M.C., Quiroga, V., Nakano, E., Ramírez Pinto, F., Fernández, S., Costa, S., Moraes Jr, E.A., Azevedo, F., Estes, J.A., Ripple, W.J., Woodroffe, R., Ginsberg, J.R., Chapron, G., Morell, V., Dirzo, R., Peres, C.A., Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. da, Kent, J., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., Angelo, C. De, Paviolo, A., Bitetti, M.S. Di, Jorge, M.L.S., Galetti, M., Ribeiro, M.C., Ferraz, K.M.P., Galetti, M., Sanderson, E.W., Beisiegel, B.M., Sana, D., Moraes, E., Angelo, C. De, Paviolo, A., Bitetti, M. Di, Leite, R., Boulhosa, R., Galvao, F., Cullen, L., Medellín, R.A., Paviolo, A., Angelo, C. De, Blanco, Y. Di, Bitetti, M. Di, Srbek-Araujo, A.C., Chiarello, A.G., Schiaffino, Paviolo, A., Ferraz, K.M., Huang, C., Crooks, K.R., Zanin, M., Palomares, F., Brito, D., Desbiez, A., Haag, T., Crawshaw, P.G., Medellín, R.A., Azevedo, F.C.C., Conforti, V.A., Cullen, L., Bodmer, R.E., Padua, C.V., Bitetti, M.S. Di, Paviolo, A., Ferrari, C., Angelo, C. De, Blanco, Y. Di, Paviolo, A., Carpinetti, B., Garciarena, M., Conforti, V.A., Azevedo, F.C.C., Balme, G.A., Slotow, R., Hunter, L.T.B., Revilla, E., Palomares, F., Delibes, M., Srbek-Araujo, A.C., Mendes, S.L., Chiarello, A.G., Angelo, C. De, Sollmann, R., Torres, N.M., Silveira, L., Rabinowitz, A., Zeller, K.A., Nijhawan, S., Kanagaraj, R., Wiegand, T., Kramer-Schadt, S., Anwar, M., Goyal, S.P., Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., Phillips, S.J., Dudík, M., Liu, C., Newell, G., White, M., Fielding, A.H., Bell, J.F., Elith, J., Anderson, R.P., Lew, D., Peterson, A.T., Efford, M., Royle, J.A., Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., Noss, A.J., Sollmann, R., Tobler, M.W., Powell, G. V., Gopalaswamy, A.M., Soisalo, M.K., Cavalvanty, S.M.C., Morato, R.G., Ferraz, K.D.B., Paula, R.C. de, Campos, C.B. de, Adriaensen, F., Mateo-Sánchez, M.C., Pullinger, M.G., Johnson, C.J., McRae, B.H., Kavanagh, D.M., 2016. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Sci. Rep.* 6, 37147. doi:10.1038/srep37147
- Rocha, D.G. da, Sollmann, R., Ramalho, E.E., Ilha, R., Tan, C.K.W., 2016. Ocelot (*Leopardus pardalis*)

Density in Central Amazonia. PLoS One 11, e0154624. doi:10.1371/journal.pone.0154624

Rodgers, T.W., Giacalone, J., Heske, E.J., Jane, 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 96, 120–128. doi:10.1093/jmamma/gyu012

Royle, J.A., Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., 2009. Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture–recapture models. Ecology 90, 3233–3244. doi:10.1890/08-1481.1

Royle JA, Chandler RB, Sollmann R, Gardner B., 2014. Spatial capture-recapture. Academic Press. 577 p.

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Soisalo, M.K., Cavalcanti, S.M.C., 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. Biol. Conserv. 129, 487–496. doi:10.1016/j.biocon.2005.11.023

Sollmann, R., Gardner, B., Belant, J.L., Seber, G., Williams, B., Nichols, J., Conroy, M., Royle, J., Dorazio, R., Otis, D., Burnham, K., White, G., Anderson, D., Pollock, K., Nichols, J., Brownie, C., Hines, J., Royle, J., Nichols, J., Karanth, K., Gopalaswamy, A., Karanth, K., Nichols, J., Boulanger, J., McLellan, B., Mowat, G., Strobeck, C., Mulders, R., Boulanger, J., Paetkau, D., Woods, J., Paetkau, D., Lewis, D., McLellan, B., Proctor, M., Parmenter, R., Yates, T., Anderson, D., Burnham, K., Dunnum, J., Wilson, K., Anderson, D., Bondrup-Nielsen, S., Dillon, A., Kelly, M., Efford, M., Royle, J., Young, K., Marques, T., Thomas, L., Royle, J., Gardner, B., Royle, J., Wegan, M., Rainbolt, R., Curtis, P., Reppucci, J., Gardner, B., Lucherini, M., Royle, J., Dorazio, R., Link, W., Belant, J., Stappen, J. Van, Paetkau, D., Paetkau, D., Shields, G., Strobeck, C., Ennis, S., Gallagher, T., Koehler, G., Pierce, D., Gilks, W., Thomas, A., Spiegelhalter, D., Sturtz, S., Ligges, U., Gelman, A., Casella, G., George, E., Gelman, A., Carlin, J., Stern, H., Rubin, D., Gelman, A., Hill, J., Benson, J., Chamberlain, M., Leopold, B., Dahle, B., Swenson, J., Maffei, L., Noss, A., Carter, N., Brown, D., Etter, D., Visser, L., Poelker, R., Hartwell, H., Samson, C., Huot, J., Oli, M., Jacobson, H., Leopold, B., Jett, D., Nichols, J., Stickel, L., 2012. How Does Spatial Study Design Influence Density Estimates from Spatial Capture-Recapture Models? PLoS One 7, e34575. doi:10.1371/journal.pone.0034575

Trolle, M., Kéry, M., 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. Mammalia 69, 2–9. doi:10.1515/mamm.2005.032

Trolle, M., Kéry, M., 2003. Estimation of Ocelot Density in the Pantanal Using Capture – Recapture Analysis of Camera-Trapping Data 84, 607–614. doi:10.1644/1545-

1542(2003)084<0607:EOODIT>2.0.CO;2

- Wang, S.W., Macdonald, D.W., 2009. The use of camera traps for estimating tiger and leopard populations in the high altitude mountains of Bhutan. *Biol. Conserv.* 142, 606–613. doi:10.1016/j.biocon.2008.11.023
- Welbourne, D.J., Claridge, A.W., Paull, D.J., Lambert, A., 2016. How do passive infrared triggered camera traps operate and why does it matter? Breaking down common misconceptions. *Remote Sens. Ecol. Conserv.* 2, 77–83. doi:10.1002/rse2.20
- Woodroffe, R., Ginsberg, J.R., 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* (80-.). 280, 2126–2128. doi:10.1126/science.280.5372.2126