

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

A PRESSÃO DE CAÇA POR INDÍGENAS E NÃO INDÍGENAS NO
PARQUE ESTADUAL CHANDLESS (AC)

FRANCISCO RONI SOUZA ZUMBA

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

RIO BRANCO-AC, BRASIL
AGOSTO DE 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE RECURSOS
NATURAIS

A PRESSÃO DE CAÇA POR INDÍGENAS E NÃO INDÍGENAS NO
PARQUE ESTADUAL CHANDLESS (AC)

FRANCISCO RONI SOUZA ZUMBA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.
Orientador: Prof. Dr. Armando Muniz Calouro.

RIO BRANCO-AC, BRASIL
AGOSTO DE 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE
RECURSOS NATURAIS

A PRESSÃO DE CAÇA POR INDÍGENAS E NÃO INDÍGENAS NO PARQUE
ESTADUAL CHANDLESS (AC)

FRANCISCO RONI SOUZA ZUMBA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre como requisito parcial à obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 31 de julho de 2018 pela banca examinadora:



Dr. Armando Muniz Calouro

Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza
Orientador



Dr. Lisandro Juno Soares Vieira

Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da
Natureza Examinador interno



Dra. Mariluce Rezende Messias

Universidade Federal de Rondônia, Departamento de Biologia

RIO BRANCO-AC, BRASIL

OUTUBRO DE 2018

- Z948p Zumba, Francisco Roni Souza, 1994 -
A pressão de caça por indígenas e não indígenas no parque estadual Chandless (AC) / Francisco Roni Souza Zumba; orientador: Dr. Armando Muniz Calouro. – 2018.
56 f. : il. ; 30 cm.
- Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós – Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Rio Branco, 2018.
Inclui referências bibliográficas e anexos.
1. Caça na Amazônia. 2. Florestas Tropicais. 3. Parque Estadual Chandless. I. Calouro, Armando Muniz (orientador). II. Título.

CDD: 574.501

Bibliotecária: Nádia Batista Vieira CRB-11º/882.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ZUMBA, F. R. S. (2018). A pressão de caça por indígenas e não indígenas no Parque Estadual Chandless (AC). Dissertação de Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Rio Branco-AC, 56 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Francisco Roni Souza Zumba

GRAU: Mestre

Concedo à Universidade Federal do Acre-UFAC permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestá-las somente para propósitos acadêmicos e científicos. Reservo outros direitos de publicação, de forma que nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem minha autorização por escrito.

Francisco Roni Souza Zumba

Endereço eletrônico: roni_lostcanvas@hotmail.com

"Uma lição sem dor não tem sentido. Isso é porque você não pode ganhar alguma coisa sem sacrificar algo em troca. No entanto, uma vez que você suportou a dor e venceu, você ganha um coração que é mais forte do que todo o resto. Isto é certo, um coração de aço."

Edward Elric- Fullmetal Alchemist.

“Nade contra a maré.” Nami - League of Legends.

AGRADECIMENTOS

Aos financiadores deste projeto, Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Acre (SEMA/AC) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

A André Valle, por me introduzir na pesquisa com estudos de caça, e que me permitiu ajudar em seu trabalho, mesmo que por um curto período, me guiando para este tema tão interessante e importante que é a caça. Também pelos conselhos, dicas através do Whatsapp que foram muito úteis para seguir com meu trabalho.

Aos professores, secretaria e coordenação do Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais pelo esforço e trabalho realizado durante as disciplinas, em especial o professor Elder Morato que nos auxiliou pacientemente durante a disciplina Ecologia de Campo. Ao meu orientador, por me aceitar mesmo sem eu ter experiência na área, e por me possibilitar aprender um pouco mais sobre o vasto grupo dos mamíferos. As meninas do laboratório de mamíferos que tornaram as reuniões e encontros mais divertidos, Simony Rolim, Karen Cavalcante, Mariana Van Engelshoven, Keila Giullia e Kelly Mesquita.

A Jesus Rodrigues, gestor do Parque Estadual Chandless, que deu todo incentivo para que a pesquisa fosse realizada na unidade de conservação por ele gerida e a todos os que estiveram envolvidos na logística, Valfredo, Luiz Borges e Cristiano (Mandim).

Agradeço imensamente aos moradores, primeiramente por aceitarem participar do trabalho com calendários em sua comunidade, e, também, por permitirem abrir as trilhas próximas as suas residências para realização da observação por trilha da fauna cinegética. Aos moradores que estiveram envolvidos na etapa de abertura e manutenção das trilhas, ao Sr. Misael, Francisco (Raisso), Leandro, Francisco, Ilton, Rosilene e Dona Suzana que me acompanharam nas atividades de campo.

A minha mãe Raimunda Alves e meus irmãos Ronald Zumba e Romário Souza, que são minha família, por me apoiarem nas horas mais difíceis. Agradeço ao meu falecido pai, que mesmo não entendendo bem sobre pesquisa, disse sempre acreditar em mim e não duvidar do meu potencial. Ele conhecia bem mais sobre caça do que eu, e infelizmente, partiu cedo demais. Agradeço a minha mãe pela preocupação, pelas ligações e mensagens, em especial pelos seus pedidos para que eu sempre mantivesse a calma, pois, ela sabe o filho que tem.

As minhas amigas de mestrado, Júlia Gomes da Silva que me ajudou desde as disciplinas, escrita de projeto e análises de dados, e Natália Medeiros pela preocupação, conversas de apoio e material de campo fornecido. A Danyella Paiva, que mesmo não estando em campo foi de grande ajuda me aconselhando, consolando, e me auxiliando nas correções do texto. A Salatiel Clemente, que me auxiliou nas análises. Ao Felipe Gonçalves por me ajudar na elaboração inicial do mapa da área. A Luana Alencar pela companhia na sede do parque, pelas conversas que mais pareciam as de velhos amigos se encontrando. A Andressa Souza, a formiguinha mais querida, agradeço por estar comigo desde a escrita do projeto até a entrega da dissertação, me dando forças para seguir adiante e acreditando em mim. A Maíra Santos por me dar apoio nas horas mais difíceis. Alex Oliveira pela ajuda na versão final do mapa da área. A Gabriela Souza que conheci durante o mestrado e que se tornou uma grande amiga.

Aos amigos que fiz em Rio Branco, que me ajudaram a chegar aqui: Vinicius Lucas, Yhasmim Justo, Italo Oliveira, Savyo Silva, Isadora Katllyn, Rychard Lopez, Douglas Henrique, Luis Rezende, Janderson Silva, Ingrid Martins, Ruthe Nogueira e Antonia Oliveira. Agradeço a todos pela força, sem vocês eu não teria chegado aqui. Aos meus amigos de Cruzeiro do Sul que mesmo distantes me deram forças para seguir na pesquisa: Tatiane Souza, Socorro Cabral, Karina Ellem, Jaisson Freire, Anailton Freire, Samia Freire, Judmyla Santos, Elivane Lima, Mirna Suelby. Aos amigos de mais longe ainda Ana Luzia Falkine, Leonardo Setubal, Kairo Albernaz e Elenice Wenderrosckky que me apoiaram durante o mestrado.

Agradeço a Marilene Vasconcelos, pelo o apoio durante o campo, com as dicas sobre alimentação e saúde. Agradeço também, pelas informações prestadas, os artigos compartilhados e pela sua amizade. A Hugo Luís Mendes dos Santos Ferreira por também me enviar artigos quando estava isolado no Chandless. A Rychaellen Brito pela companhia, pelo apoio e paciência nesse período de convivência em Rio Branco. E a Lucilene Santos por auxiliar na tradução dos resumos e apoio durante esses dois anos de mestrado.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS	13
Artigo 1	19
Resumo	19
Abstract.....	20
Introdução	20
Métodos	21
<i>Área de estudo</i>	21
<i>Calendário de caça e questionários</i>	22
<i>Análise estatística</i>	23
Resultados.....	24
Discussão	29
Referências	32
Artigo 2.....	38
Resumo	38
Abstract.....	39
Introdução	39
Métodos	40
<i>Área de estudo</i>	40
<i>Transecção linear</i>	41
<i>Análise estatística</i>	42
Resultados.....	43
Discussão	47
Referências	49
APÊNDICES	54

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente a caça é uma das principais ameaças à biodiversidade (MITTERMEIER et al., 2003; LAURENCE; USECHE, 2009; TILMAN et al., 2017) e, ao mesmo tempo, é uma atividade que provê comida para as populações tradicionais, matéria prima para fabricação de roupas, animais de estimação, produtos medicinais e outros (REDFORD; ROBINSON, 1991; JOHNSON et al., 2003). A pressão de caça gerada por este consumo afeta padrões de variação da abundância de vertebrados de médio e grande porte (PERES; PALACIOS, 2007) e o seu impacto sobre as populações animais pode variar de acordo com as características das espécies, sendo que algumas são favorecidas enquanto outras tendem a desaparecer, em especial as de grande porte (PERES; DOLMAN, 2000). Essa redução é observada tanto em mamíferos como em aves, já que as de grande porte, tais como jacus, mutuns e aracuãs, pertencentes à família Cracidae, são muito visadas (SILVA; STRAHL, 1991; BEGAZO; BODMER, 1998).

Além da redução das densidades populacionais das espécies cinegéticas (animais visados pelos caçadores), a caça predatória afeta processos ecológicos importantes, tais como a dispersão/predação de sementes. Redford (1992) denominou essa perda ecológica de Floresta Vazia, também conhecida como defaunação, conceituada como a redução populacional ou extinção local de espécies pela pressão de caça, com repercussões ecológicas. Na Amazônia boliviana, uma pesquisa na Estação Biológica Bení corroborou a teoria de Floresta Vazia, indicando uma floresta parcialmente afetada devido à atividade de caça, mas com impacto suficiente para causar redução na predação de sementes e na diversidade de espécies de plantas (ROLDÁN; SIMONETTI, 2001). Na Amazônia peruana, Nunez-Iturri et al. (2008) identificaram que a caça de primatas dispersores afetou a riqueza de plantas naquele local. A defaunação gera impactos observados em vários ecossistemas (WILKIE et al., 2011) e em processos de grande escala, como por exemplo, a diminuição do estoque de carbono nas florestas tropicais (BELLO et al., 2015).

Vários fatores podem influenciar o padrão da caça de subsistência, dentre eles estão aspectos culturais, a disponibilidade de presas e a disponibilidade de outras fontes de proteínas, como o peixe ou a criação de gado (COWLISHAW; DUNBAR, 2000). Calouro e Marinho Filho (2005a) identificaram diferença no padrão de caça entre caçadores ribeirinhos e não ribeirinhos, devido à disponibilidade de peixes, considerando as diferentes técnicas de caça (a ponto, de espera, com uso de cachorro e armadilha), suas seletividades e tempo gasto.

Geralmente há uma preferência por carne de mamíferos, seguida de aves e, por fim, por répteis (REDFORD; ROBINSON, 1991).

Diversos fatores ambientais e culturais podem afetar o modo como a caça de subsistência é executada. O padrão temporal de caça, por exemplo, está diretamente ligado à sazonalidade, que por sua vez é influenciada por fatores como taxa de encontro e outros (COWLISHAW; DUNBAR, 2000). Isso porque os animais apresentam comportamento, riqueza, densidade e biomassa variando de acordo com a sazonalidade (VAN SCHAIK; BROCKMAN, 2005). Variações sazonais na bacia amazônica influenciam a distribuição e hábitos de ungulados cinegéticos, influenciando áreas de forrageio do porquinho *Pecari tajacu* e do veado vermelho *Mazama americana* (BODMER, 1990). Terborgh (1983) constatou que a escassez sazonal de frutas em florestas influi na densidade de primatas neotropicais. Branch (1983), por exemplo, relatou um aumento na densidade de primatas em florestas de várzeas no período chuvoso, supondo que durante o período seco houvesse o deslocamento para florestas de terra firme.

Redford e Robinson (1987) encontraram diferenças na pressão de caça realizada por indígenas e colonos, associados a fatores como acesso à tecnologia, a outras fontes de proteínas ou a fatores culturais. Os indígenas dependem mais de animais silvestres, com uma variedade maior de espécies consumidas (CONSTANTINO, 2008; CONSTANTINO et al., 2016), mas, apresentando um padrão de uso diferente conforme sua etnia. Strong et al. (2010), por exemplo, registraram a seguinte padrão de abate entre os índios Macuxi de Roraima: maior consumo de répteis, seguido de mamíferos e aves, apresentando um padrão diferente do observado por Redford e Robinson (1987) e outras etnias amazônicas (SOUZA MAZUREK et al., 2000; TERRA, 2007; LINKE, 2009; OLIVEIRA et al., 2011).

O uso da proteína animal silvestre é um exemplo de uso de recurso natural que necessita de acompanhamento e desenvolvimento de estratégias para seu controle. Das 1.169 espécies de mamíferos listadas pela International Union for Conservation of Nature (IUCN) como ameaçadas por risco de extinção, 301 foram identificadas como espécies caçadas para “bushmeat”, que consiste na venda informal de carne de caça em feiras livres, atividade muitas vezes associada com a caça de subsistência (RIPPLE et al., 2016). Bennett et al. (2006) alertam sobre a crise da carne de caça na África Ocidental, consequência do “bushmeat”, que tem causado a extinção da vida selvagem e declínio no alimento disponível. A caça está entre as principais atividades em zonas rurais na África Central, sendo a carne de caça essencial para consumo e venda (LEBRETON et al., 2006). No Monte Mitra, na

Guiné Equatorial, a pressão de caça causada foi maior do que em outros países africanos, causando declínio da população silvestre (FA; YUSTE, 2001). Outros estudos na África apontam a caça como responsável pela extinção ou declínio de espécies, como ocorreu no sudoeste da Nigéria (ANADU et al., 1988).

No Brasil a atividade de caça é proibida, sendo tolerada somente a de subsistência, não sendo comum a venda de carne em forma de “bushmeat”, como registrado na Colômbia (VAN VLIET et al., 2016). A caça de subsistência deve ocorrer em locais afastados da zona urbana, onde a população tem maior dependência da fauna cinegética. No Brasil, as unidades de conservação (UCs) dividem-se em dois tipos: as de proteção integral e as de uso sustentável. A caça nestas áreas deveria ocorrer somente em áreas de uso sustentável, o que nem sempre acontece devido ao histórico das áreas de proteção. Em alguns casos as unidades de conservação são criadas em áreas rurais onde os moradores já se encontram instalados e possuindo forte ligação com a terra. Devido às condições econômicas dessas populações e interpretações sistemáticas da legislação, é permitido que elas continuem residindo nas UCs (MELO, 2006). Da mesma forma deve ocorrer sobre a prática da caça por estas pessoas, descriminalizando a caça levando em consideração o contexto econômico e social que estas pessoas estão inseridas (VON ESSEN et al., 2014). Entretanto, o impacto da caça na Amazônia brasileira foi significativo no passado: um estudo, envolvendo os estados do Acre, Amazonas, Rondônia e Roraima, estima que entre os anos de 1904 e 1969 cerca de 23,3 milhões de mamíferos e répteis selvagens foram capturados através da caça, seja para comércio ou subsistência (ANTUNES et al., 2016).

A caça de subsistência é uma importante estratégia de obtenção de proteínas para comunidades indígenas e não indígenas da Amazônia (REDFORD, 1992), mas nem sempre ocorre de forma sustentável (PERES; PALACIOS, 2007). A caça sustentável é possível quando as populações caçadas estão próximas à capacidade suporte (ROBINSON; BENNETT, 2000), permitindo assim que populações tradicionais e indígenas possam sobreviver sem causar grandes impactos à diversidade e abundância de animais. Acredita-se que a densidade humana de um morador/km² seja o limite ideal para a sustentabilidade da caça de subsistência na Amazônia (ROBINSON; BENNETT, 2000).

Estudos desenvolvidos no Acre, analisando a pressão de caça em Unidades de Conservação, têm registrado o declínio de populações cinegéticas (CALOURO; MARINHO-FILHO 2005B; OLIVEIRA, 2012; BOTELHO, 2013). No Parque Estadual Chandless (AC), em um estudo sobre o efeito do rio na ocorrência das espécies, foram

realizadas estimativas populacionais de várias espécies cinegéticas, através de transecção linear (BORGES, 2014). Neste caso, para excluir o efeito da pressão de caça exercida pelos moradores, a amostragem foi realizada respeitando a distância de 10 km das moradias, pois Peres e Terborgh (1995) estimam que essa seja a distância máxima percorrida por um caçador partindo a pé de sua residência. Borges (2014) também teve o cuidado de não realizar amostragens na área mais próxima da fronteira ao norte, que faz divisa com a Terra Indígena do Alto Rio Purus, cujos indígenas utilizam o Parque como área para caçar (ACRE, 2010).

Dentre as várias estratégias utilizadas para a conservação da biodiversidade brasileira existem os mosaicos de Unidades de Conservação, proposta pela Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que consiste em um conjunto de unidades de conservação de qualquer categoria, próximas, justapostas ou sobrepostas. Essa estratégia tem como finalidade a criação de corredores ecológicos entre as áreas. Corredores ecológicos são ferramentas utilizadas para minimizar os efeitos da fragmentação das florestas tropicais, garantindo o fluxo entre a fauna das áreas (SEOANE et al., 2010). Desta forma, áreas preservadas podem auxiliar na manutenção de populações de áreas perturbadas, formando assim uma dinâmica de fonte-sumidouro (PULLIAM, 1988). No estado do Acre, os dois mosaicos existentes (Vale Acre/Alto Purus e Vale do Juruá) tornaram-se um único mosaico em 2004 com a criação do Parque Estadual Chandless (ACRE, 2010).

Mesmo não havendo indícios de uma alta pressão de caça exercida pelos moradores do parque, um estudo detalhado do impacto causado às populações cinegéticas é uma importante ferramenta para o manejo desta Unidade de Conservação, como também para comparações com outras UCs com diferentes graus de impacto exercidos pela pressão de caça. Além disso, informações sobre a seletividade dos caçadores em locais com baixa pressão de caça e como ela está afetando as populações silvestres são relevantes para embasar futuras ações de manejo em outros locais. Contudo, as dúvidas que guiam este trabalho são: as abundâncias relativas das espécies cinegéticas são mais afetadas por moradores do Parque Estadual Chandless ou por indígenas do entorno? Como a pressão de caça é alterada em função da sazonalidade, em termos número de indivíduos caçados e biomassa abatida para cada técnica de caça? Como a sazonalidade afeta a seletividade e a similaridade de espécies capturadas pelos caçadores em suas diferentes técnicas de caça? Sendo assim, este estudo pretende analisar o efeito da sazonalidade sobre as atividades de

caça e os efeitos desta pressão de caça sobre as abundâncias das espécies cinegéticas do Parque Estadual Chandless.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS GERAIS

ACRE. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Plano de Manejo do Parque Estadual Chandless. I, II, III e IV. Rio Branco, Acre. 2010.

ANADU, P.A.; ELAMAH, P.O.; Oates, J.F. The bushmeat trade in southwestern Nigeria: A case study. *Human Ecology*, v. 16, n. 2, p. 199–208. 1988.

ANTUNES, A.P. et al. Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science Advances*, v. 10, n. 2, p. e1600936. 2016.

BEGAZO, A.J.; BODMER, R.E. Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx*, v. 32, n. 4, p. 301–309. 1998.

BELLO, C. et al. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances*, v. 1, n. 11, p. e1501105. 2015.

BENNETT, E. L. et al. Hunting for consensus: Reconciling bushmeat harvest, conservation and development policy in West and Central Africa. *Conservation Biology*, v. 21, n.3, p. 884-887. 2006.

BODMER, R.E. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon flood plain. *Journal of Tropical Ecology*, v. 6, n. 2, p. 191-201. 1990.

BORGES, L.H.M. Abundância de mamíferos de médio e grande porte em resposta ao grau de distanciamento do Rio Chandless, Parque Estadual Chandless, Acre, Brasil. 2014. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2014.

BOTELHO, A.L.M. Caça de subsistência e os mamíferos da RESEX do Alto Tarauacá, Acre. 2013. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2013.

BRANCH, L.C. Seasonal and habitat differences in the abundance of primates in the Amazon (Tapajos) National Park, Brazil. *Primates*, v. 24, n. 3, p. 424-431. 1983.

CALOURO, A.M.; MARINHO-FILHO, J.S. A caça e pesca de subsistência entre seringueiros ribeirinhos e não-ribeirinhos da Floresta Estadual do Antimary (AC). In: DRUMOND P.M. Fauna do Acre. Rio Branco: Editora da Universidade Federal do Acre, 2005a. p. 109-135.

CALOURO, A.M.; MARINHO-FILHO, J.S. A sustentabilidade da caça de subsistência entre seringueiros do Acre (Brasil). In: DRUMOND P.M. Fauna do Acre. Rio Branco: Editora da Universidade Federal do Acre, 2005b. p. 91-108.

CONSTANTINO, P.A.L. Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. *Ecology and Society*, v. 21, n. 2. 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5751/ES-08323-210203>>. Acesso em: 31 ago. 2018.

CONSTANTINO, P.A. et al. Indigenous collaborative research for wildlife management in Amazonia: The case of the Kaxinawá, Acre, Brazil. *Biological Conservation*, v.141 n. 11, p. 2718-2729. 2008.

COWLISHAW, G. DUNBAR R. Primate conservation biology. University of Chicago Press, Chicago. 2000.

EISENBERG, J.F.; REDFORD, J.H. Mammals of Neotropics. The Universtiy of Chicago Press, Chicago. 1999.

FA, J.E.; YUSTE, J.E.G. Commercial bushmeat hunting in the Monte Mitra forests, Equatorial Guinea: extent and impact. *Animal Biodiversity and Conservation*. v. 24, n. 2, p31–52. 2001.

JOHNSON, A.; SINGH S.; DONGDALA, M.; VONGSA, O. Wildlife hunting and use in the Nam Ha National Protected Area: Implications for rural livelihoods and biodiversity conservation. Wildlife Conservation Society, Vientiane. 2003.

LAURENCE, W.F.; USECHE, D.C. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology*, v.23, n. 6, p. 1427-1437. 2009.

LEBRETON, M. et al. Patterns of bushmeat hunting and perceptions of disease risk among central African communities. *Animal Conservation*, v. 9, n.4, p. 357-363. 2006.

LINKE, I.H.V.V. Caracterização do uso da fauna cinegética em aldeias das etnias Awayana e Aparai na Terra Indígena Parque do Tumucumaque, Pará. 2009. 116 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Pará, Belém. 2009.

MEDEIROS, M.F.S.T.; GARCIA, L. O consumo e as estratégias de caça utilizadas pelas populações tradicionais da Reserva Extrativista Chico Mendes. *Revista Internacional de Desenvolvimento Local*, v.7, n.12, p. 121–134. 2006.

MELO, J. M. G. Presença humana em unidades de conservação de proteção integral em área rural e urbana: uma análise principiologicamente. 2006. 140 f. Dissertação (Mestrado em Direito) - Universidade Federal do Pará, Pará, 2006.

MITTERMEIER, R.A. et al. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 100, n. 18, p. 10309-10313. 2003.

NUNEZ-ITURRI, G.; OLSSON, O.; HOWE, H.F. Hunting reduces recruitment of primate dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation*, v. 141, n. 6, p. 1536–1546. 2008.

OLIVEIRA, M.A. Efeitos da caça de subsistência sobre a comunidade de mamíferos de uma reserva extrativista na Amazônia Sul-Occidental. 2012. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre, Rio Branco. 2012.

OLIVEIRA T.G. et al. Utilização de caça por índios Awá/Guajá e Ka'por da Amazônia maranhense. In: MARTINS, M.B.; Oliveira T.G. Amazônia maranhense: diversidade e conservação. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, p. 271-280. 2011.

PERES, C.A. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica*, v. 39, n. 3, p. 304-315. 2007.

PERES, C.A.; DOLMAN, P.M. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122:175-189. 2000.

PERES, C.A.; PALACIOS, E. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica*, v. 39, n. 3, p. 304-315, 2007.

PERES, C.A.; TERBORGH, J.W. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology*, v. 9, n. 1, p. 34-46, 1995.

PEZZUTI, J.C.B. et al. A caça e a pesca no Parque Nacional do Jaú. In: BORGES, S.H.; IWANAGA, S.; DURIGAN, C.C.; PINHEIRO, M.R. Janelas para a Biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: Uma estratégia para estudo da biodiversidade na Amazônia. Manaus: Fundação Vitória Amazônica, p. 213-228. 2004.

PULLIAM, R.H. Source, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, v. 32, n. 5, p. 652-661, 1988.

REDFORD, K.H. The empty forest. *Bioscience*, v. 42, n. 6, p. 412-422, 1992.

REDFORD, K.H.; ROBINSON, J.G. The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *American anthropologist*, v. 89, n. 3, p. 650-667, 1987.

REDFORD, K.H.; ROBINSON, J.G. Subsistence and commercial uses of wildlife in Latin America. In: ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. Neotropical Wildlife Use and Conservation. Chicago: University of Chicago Press, p. 6-23. 1991.

RIPPLE, W.J. et al. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. Royal Society open science, v. 3, n. 10, p. 1-16, 2016.

ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. Carrying capacity limits to sustainability of subsistence hunting in tropical forest. In: ROBINSON, J.G.; BENNETT, E.L. Hunting for sustainability in tropical forest. New York: Columbia University Press, p. 13-30. 2000.

ROLDÁN, A.I.; SIMONETTI, J.A. Plant-mammal interactions in tropical Bolivian forests with different hunting pressures. Conservation Biology, v. 15, n. 3, p. 617-623, 2001.

SEOANE, C.E.S.; DIAZ, V.S.; SANTOS, T.L.; FROUFRE, L.C.M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. Pesquisa Florestal Brasileira, v. 30, n. 63, p. 207-216, 2010.

SILVA, J.L.; STRAHL, S.D. Human impact on populations of chachalacas, guans and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. In: ROBINSON, J.G.; REDFORD, K.H. Neotropical Wildlife Use and Conservation. University of Chicago Press, Chicago, p. 37-52. 1991.

STRONG, J.N.; FRAGOSO, J.M.V.; OLIVEIRA, L.F.B. Padrões de uso e escolha de caça pelos índios Macuxi em Roraima. In: BARBOSA, R.I.; MELO, V.F. Roraima: Homem, Ambiente e Ecologia. INPA, Manaus, p. 631-644. 2010.

TERBORGH, J. Five New World Primates: A Study in Comparative Ecology. Princeton University Press, Princeton. 1983.

TERRA, A.K. A caça de subsistência na reserva de desenvolvimento sustentável Piagaçu-Purus e na Terra Indígena Lago Ayapuá, Amazônia Central, Brasil. 2007. 96 f. Dissertação

(Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 2007.

TILMAN, D. et al. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, v. 546, n. 7656, p. 73-81. 2017.

VAN SCHAIK, C.P.; BROCKMAN, D.K. Seasonality in primate ecology, reproduction, and life history: an overview. In: BROCKMAN, D.K.; VAN SCHAIK, C.P. *Seasonality in Primates: Studies of living and extinct human and non-human primates*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 3-20. 2005.

VLIET, N.V. et al. Sustainable use and commercialization of bushmeat in Colombia: Toward the operationalization of legal frameworks. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor. 2016.

VON ESSEN, E. et al. Deconstructing the poaching phenomenon: a review of typologies for understanding illegal hunting. *British Journal of Criminology*, v. 54, n. 4, p. 632-651. 2014.

WILKIE, D.S. et al. The empty forest revisited. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1223, n. 1, p. 120-128. 2011.

Artigo 1

Padrão e seletividade de caça por moradores do Parque Estadual Chandless, sudoeste da Amazônia brasileira*

roni_lostcanvas@hotmail.com

F.R.S. Zumba¹, A.M. Calouro²

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Campus Universitário, Rodovia BR 364, Km 04, nº 6637, Distrito Industrial, Rio Branco, Acre, Brasil
roni_lostcanvas@hotmail.com
2. Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Campus Universitário - Rodovia BR 364, Km 04, nº 6637, Distrito Industrial, Rio Branco, Acre, Brasil

Conforme normas do periódico Biodiversity and Conservation (Apêndice 1).

Resumo A atividade de caça é o principal meio de obtenção de proteínas para comunidades que vivem nas florestas tropicais. Este estudo teve o objetivo de caracterizar a pressão de caça no Parque Estadual Chandless, localizado no Estado do Acre, Brasil. A coleta de dados foi realizada através de aplicação mensal de calendário de caça e questionários para oito famílias residentes na unidade de conservação, de maio de 2017 e abril de 2018. Foram abatidas 28 espécies, totalizando 482 indivíduos e 5.624,10 kg de biomassa, que gerou um consumo mensal de 87,91 kg por família. Destas 28 espécies, foram 18 mamíferos, oito aves e dois répteis. *Chelonoidis denticulata* e *Pauxi tuberosa* foram as espécies com maior número de abates e *Tapirus terrestris* e *Pecari tajacu* foram as os que mais contribuíram para biomassa. A técnica de caça a ponto foi dominante, enquanto que a caça com cachorro ocorreu mais do que a caça de espera. Não houve efeito da sazonalidade sobre a abundância e biomassa de animais abatidos.

Palavras-chave Caça de subsistência · Preferência de espécies · Mamíferos cinegéticos · Calendário de caça

Abstract Hunting is the primary means of obtaining protein for communities living in the rainforests. This study aimed to characterize a hunting pressure in the Chandless State Park, located in the State of Acre, Brazil. Data collection was done through the application of a hunting calendar and questionnaires monthly to eight families residing in the conservation unit, from May 2017 to April 2018. Twenty-eight species were slaughtered, totaling 482 individuals and 5,624.10 kg of biomass, which generated a monthly consumption of 87.91 kg per family. Of these 28 species, there were 18 mammals, eight birds and two reptiles. *Chelonoidis denticulata* and *Pauxi tuberosa* were the species with the highest number of abatement and *Tapirus terrestris* and *Pecari tajacu* were the ones that contributed the most to biomass. The technique of point-hunting was dominant, while hunting with dogs occurred more than the waiting game. There was no effect of seasonality on the abundance and biomass of slaughtered animals. Our results indicate a higher rate of enjoyment than other localities in the state of Acre and a lower variety of species consumed, which may indicate high selectivity once the unit is conserved.

Keywords Subsistence hunting. Preference of species. Hunting mammals. Hunting Calendar.

Introdução

A atividade de caça nas florestas tropicais, principalmente na América Latina e África, é a principal forma de obtenção de proteínas para as comunidades tradicionais (Redford e Robinson 1987; Robinson e Bennett 2000; Nielsen et al. 2017), sendo a segunda atividade econômica mais importante para estas comunidades, perdendo apenas para a agricultura (Loibooki et al. 2002). Até mesmo para ribeirinhos, que possuem outras fontes de proteína, a caça é essencial (Calouro e Marinho-Filho, 2005; Lopes et al. 2012), principalmente em períodos de cheia (Lira e Chaves, 2016). Entretanto a caça de subsistência nem sempre ocorre de forma sustentável (Lopes e Ferrari 2000; Antunes et al. 2016).

Segundo Silva (2016), houve um aumento nos estudos de caça para a Amazônia durante os últimos dez anos, apresentando uma densidade maior no nordeste, sudoeste e centro-oeste da região. Dentre estes estudos, alguns focam em seletividade de caça e descrição deste processo em comunidades de zona rural (Souza-Mazurek et al. 2000; Calouro e Marinho-Filho 2005; Valsecchi e Amaral 2009). Em geral, na Amazônia, os

mamíferos de grande e médio porte são os mais visados, tais como, *Tapirus terrestris* (anta), *Tayassu pecari* (queixada), *Pecari tajacu* (porquinho) e *Ateles* spp. (macaco preto) (Vickers 1988; Souza-Mazurek et al. 2000; Stafford et al. 2017). Essa seletividade de caça segue o previsto na teoria do forrageamento ótimo (MacArthur e Pianka 1966), com o caçador priorizando maior rendimento por abate e muitas vezes ignorando as estratégias conservacionistas (Alvard et al. 1995).

Outro fator que influencia o padrão de caça é a sazonalidade, uma vez que a taxa de encontro sofre influência da variação sazonal (Cowlshaw e Dunbar 2000). Vários estudos apontam sobre as mudanças na distribuição e hábitos de espécies cinegéticas (Branch 1983; Terborgh 1983; Bodmer 1990) e outros relatam a influência da sazonalidade sobre o padrão de caça, tanto na quantidade capturada como nas técnicas empregadas (Peres e Nascimento 2006; Van Vliet et al. 2015; Ramos e Pezzuti 2016).

Até então, comunidades com densidade populacional acima de 1 morador/km² foram caracterizadas como exercendo atividade de caça não sustentável (Robinson e Bennett 2000). Devido à sobrecaça, fatores como duração, rendimento de caça e até mesmo técnicas de caça ocorrem de uma forma adaptada à situação de baixo recurso disponível. Por exemplo, quando animais de grande porte estão escassos, aumenta-se a variedade de animais consumidos. O tempo de duração da caçada torna-se cada vez maior, e o rendimento de caça menor.

Considerando a escassez de dados sobre pressão de caça em áreas com baixa densidade humana, este trabalho teve por objetivo caracterizar o padrão e seletividade de caça pelos moradores do Parque Estadual Chandless (PEC), avaliando a composição, frequência e biomassa de espécies caçadas no período de um ano; o efeito da sazonalidade sobre a frequência e biomassa de espécies e identificar o perfil da atividade de caça dos moradores do PEC, indicando tempo de duração por técnica de caça, quantidade média de pessoas e tipo de técnica de caça.

Métodos

Área de estudo

O Parque Estadual Chandless (PEC), criado pelo Decreto 10.670, de 02 de setembro de 2004, é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (Fig. 1). Apresenta uma área de 695.304 ha (9°21'30.33"S - 69°55'35.70"O), que corresponde a 4,23% do território acreano e está inserido nos municípios Santa Rosa do Purus, Manoel Urbano e Sena

Madureira. Limita-se com o Projeto de Assentamento Santa Rosa e a Terra Indígena do Alto Rio Purus ao norte, o seringal Santa Helena e Terra Indígena Mamoadate ao sul, com a fronteira do Peru ao leste e com a Reserva Extrativista Cazumbá-Iracema e a Floresta Nacional do Macauã ao oeste. O clima do estado do Acre, na qual o PEC encontra-se é equatorial quente e úmido, com a temperatura média anual variando entre 24,5°C e 32°C, ocorrendo de forma uniforme para o estado. O Parque situa-se na bacia do rio Purus, apresentando as maiores altitudes do estado do Acre, com exceção da Serra do Divisor, com áreas planas, com colinas e cristais de topo convexo (SEMA 2010).

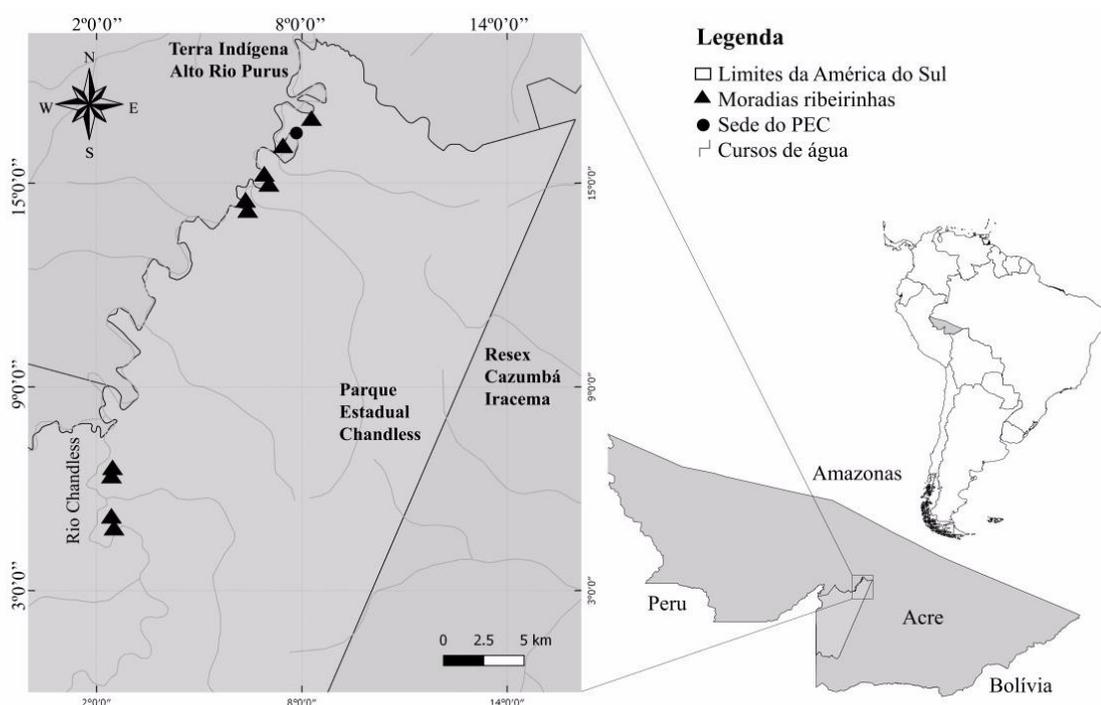


Fig. 1 Localização das famílias de moradores e da sede do Parque Estadual Chandless, estado do Acre.

Calendário de caça e questionários

Para identificar a composição das espécies caçadas e quantificar a pressão de caça no PEC foi utilizada a metodologia de Calendários de Caça (Pezzuti et al. 2004; Medeiros e Garcia 2006), com um modelo adaptado de Botelho (2013), além da aplicação de questionários (Anexos 1 e 2) para analisar seletividade e rendimento de cada técnica de caça. Aplicamos para as oito famílias da área, direcionando aos chefes de cada família. Os calendários de caça continham as informações das espécies caçadas que foram utilizados para análise da composição, abundância e biomassa das espécies caçadas. Somente foram

consideradas nas análises mensais as famílias, e o respectivo número de pessoas, que estavam presentes no PEC no período. Para estimar a biomassa foram distribuídas oito balanças portáteis (dinamômetros com capacidade de até 25 kg) entre as famílias para que fossem coletados os pesos dos animais caçados. Para alguns casos, em especial para animais de grande porte que não foram pesados por inteiro, o peso médio das espécies de mamíferos, aves e répteis foi obtido na literatura (Peres 2007; Dunning 2008; Vogt 2008; Paglia et al. 2012).

Os questionários foram aplicados mensalmente, no momento do recolhimento do calendário do mês anterior, obtendo as seguintes informações para cada animal abatido: técnica de caça utilizada (conforme Calouro e Marinho Filho 2005: caçada a ponto, caçada por espera, caçada com cachorro e caçada com uso de armadilha), tempo de duração da atividade de caça (em minutos), distância do ponto de captura até a residência do morador (em minutos), número de pessoas envolvidas na atividade e quantas pessoas têm por família. O rendimento de caça (quantidade de kg abatida por morador) foi calculado através do peso médio, multiplicando pelo total de abates para cada espécie e dividido pelo número de pessoas.

Análise estatística

Para verificar a normalidade dos dados foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk (Shapiro e Wilk, 1965). Para testar se houve variação na abundância e biomassa das espécies caçadas pelos moradores nos dois períodos do ano (seco e chuvoso), primeiramente foi testado se os meses coletados estavam de acordo com Duarte (2006), realizando teste com os dados obtidos do INMET (2018), comparando a pluviosidade dos meses de coleta com a média dos cinco anos anteriores, através do teste U de Mann-Whitney (Mann e Whitney 1947). Os meses foram agrupados em estação seca (maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro) e estação chuvosa (novembro, dezembro, janeiro, fevereiro, março e abril) e foram comparados pelo teste de Wilcoxon (Wilcoxon 1945). Para analisar variação na composição de espécies caçadas entre os períodos seco e chuvoso foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard. Todas as análises citadas acima foram realizadas no software Past 3.20 (Hammer et al. 2001).

Resultados

A coleta de dados utilizando as metodologias de calendário de caça e questionário ocorreu entre os meses de maio de 2017 e abril de 2018 com participação de oito famílias (73% das existentes no PEC), o restante optou por não participar da pesquisa. Foram registrados 482 animais abatidos no PEC, o que resultou em 5.624,10 kg de biomassa capturada e uma taxa de consumo anual de 119,66 kg por pessoa (Tab. 1).

O consumo familiar mensal foi de 87,91 kg (SD=58,83). Neste período, foram registradas 28 espécies, sendo 18 mamíferos, oito aves e dois répteis. Não incluímos o gato-maracajá (n=2) nas análises de biomassa, pois o abate não é voltado para alimentação, apenas possui o objetivo de proteção dos animais domésticos. Segundo a Tabela 1, os mamíferos representaram 58,47% do total de animais abatidos e 81,88% de toda a biomassa, sendo que a anta (*Tapirus terrestris*) representou 31,29% da biomassa total abatida, porquinho-do-mato (*Pecari tajacu*) representou 17,78% e o veado-vermelho (*Mazama americana*) representou 12,45%. Porquinho-do-mato (n=40), macaco-preto (n=33), quatipuru-vermelho (n=33) e guariba (n=33) foram os mamíferos com maior número de abates. Os primatas (n=103) foram o grupo mais caçado entre os mamíferos, respondendo por 9,04% da biomassa total, sendo que o macaco-preto (*Ateles chamek*) representou 5,35%. Os roedores representaram 7,09% da biomassa total abatida, sendo a segunda ordem mais caçada do grupo de mamíferos. Em conjunto, Cetartiodactyla e Perissodactyla correspondem a 65,5% da biomassa total abatida e 17,15% do total de animais abatidos.

Aves representaram 30,17% do total de animais abatidos e 4,47% da biomassa. Os cracídeos representaram 3,88% da biomassa, sendo que o mutum (*Pauxi tuberosa*) foi a ave mais abatida e o segundo animal com maior número de abate (n=48), respondendo por 2,56% da biomassa. Os tinamídeos representaram 1,09% da biomassa, respondendo por 6,61% dos animais abatidos. Os Gruiformes e Psittaciformes juntos respondem por 1,04% da biomassa e 1,45% dos animais abatidos. Dos répteis, apenas quelônios foram caçados, respondendo por 13,65% da biomassa total. O jabuti (*Chelonoidis denticulata*) foi a espécie que mais contribuiu para este resultado, sendo o animal com maior número de abate (n=49) e respondendo por 13,07% da biomassa.

As caçadas duraram em média 147,41 min. (SD= 137,09). Foram registradas apenas três técnicas de caçada, sendo elas, a caça a ponto, caça de espera e caça com cachorro. O método de caça com armadilha não foi registrado. Caça a ponto ocorre de forma intencional

Tabela 1. Táxons abatidos por oito famílias ao longo de um ano no Parque Estadual Chandless, Acre.

Classe/ Ordem	Espécie	Nome popular	Peso (kg)	Nº de abates	Abates (%)	Nº de animais abatidos por pessoa	Biomassa total (kg)	Biomassa (%)	Biomassa abatida/pessoa (kg)
Mammalia									
Artiodactyla	<i>Mazama americana</i>	Veado-vermelho	28,00*	25	5,17	0,53	700,00	12,45	14,89
	<i>Pecari tajacu</i>	Porquinho-do-mato	25,00*	40	8,26	0,85	1.000,00	17,78	21,28
	<i>Tayassu pecari</i>	Queixada	32,00*	7	1,45	0,15	224,00	3,98	4,77
Carnivora	<i>Nasua nasua</i>	Quati	4,05*	1	0,21	0,02	4,05	0,07	0,09
Perissodactyla	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	160,00	11	2,27	0,23	1.760,00	31,29	37,45
Pilosa	<i>Dasypus kappleri</i>	Tatu-quinze- quilos	8,50	2	0,41	0,04	17,00	2,05	0,36
Primates	<i>Alouatta puruensis</i>	Guariba	4,72	33	6,82	0,70	214,50	3,81	4,56
	<i>Aotus nigriceps</i>	Macaco-da-noite	1,48	6	1,24	0,13	8,88	0,05	0,19
	<i>Ateles chamek</i>	Macaco-preto	9,02*	33	6,82	0,70	273,9	4,87	5,83
	<i>Cebus unicolor</i>	Cairara	2,7*	1	0,21	0,02	2,70	0,05	0,06
	<i>Plecturocebus toppini</i>	Zogue-zogue	1,05*	5	1,03	0,11	5,25	0,09	0,11
	<i>Saimiri boliviensis</i>	Cheirito	0,83	4	0,83	0,09	3,32	0,06	0,07
	<i>Sapajus macrocephalus</i>	Macaco-prego	2,27	19	3,93	0,40	43,13	0,77	0,92
Rodentia	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	7,46	28	5,79	0,60	208,88	3,71	3,55
	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Cutia	3,84	30	6,20	0,64	115,20	2,05	1,89
	<i>Hadroscurus spadiceus</i>	Quatipuru-vermelho	0,62	33	6,82	0,70	20,46	0,36	0,35
	<i>Myoprocta pratti</i>	Cutiara	0,75	5	1,03	0,11	3,75	0,07	0,06
Aves									
Galliformes	<i>Aburria cumanensis</i>	Cujubim	1,20	19	3,39	0,40	22,80	0,41	0,49
	<i>Pauxi tuberosa</i>	Mutum	3,00	48	9,92	1,02	156,00	2,56	3,06
	<i>Penelope jacquacu</i>	Jacu	1,30	40	8,26	0,85	52,48	0,91	1,09
Gruiformes	<i>Psophia leucoptera</i>	Jacamim	1,20	4	0,83	0,09	4,80	0,09	0,10
Psittaciformes	<i>Ara sp.</i>	Arara	1,10	3	0,62	0,06	3,30	0,05	0,06

Tinamiformes	<i>Crypturellus undulatus</i>	Nambu-macucau	1,20	6	1,24	0,13	7,20	0,13	0,15
	<i>Tinamus guttatus</i>	Nambu-galinha	0,60	24	4,96	0,51	15,00	0,26	0,31
	<i>Tinamus tao</i>	Nambu -azul	2,00	2	0,41	0,04	4,00	0,7	0,09
Reptilia									
Testudines	<i>Chelonoidis denticulata</i>	Jabuti	15,00	49	10,12	1,04	735,00	13,07	15,64
	<i>Podocnemis unifilis</i>	Tracajá	8,17	4	0,83	0,09	32,68	0,58	0,70
Total				482		10,26	5624,10		119,66

*Pesos conforme Vogt (2006), Dunning (2008), Peres (2007).

ou oportunista, na qual o caçador apenas entra na floresta em busca de vestígios de animais, podendo ser noturna ou diurna. A espera ocorre intencionalmente durante o dia ou noite, em um local específico que atraia determinado animal, podendo ser realizada em árvores ou barreiros. Na caça com cachorro também ocorre busca ativa, porém o canídeo é o responsável por identificar e encurralar os animais.

A caça a ponto foi a mais registrada, representando 91,53% (n=441) e respondendo por 76,23% da biomassa abatida. A duração média foi de 2,48 horas (SD= 2,32), com número médio de 1,08 participantes por caçada (SD=0,37). Esta técnica rendeu 9,91 kg por caçada, sendo o tipo de caça registrada para todas as espécies capturadas, ou seja, sem seletividade por espécie. O segundo método mais utilizado foi a caça com cachorro, a qual representou 5,17% (n=25) com duração média de 2,11 horas (SD= 1,20) e com número médio de 1,40 participantes por caçada (SD=0,69). Esta técnica rendeu 8,62 kg por caçada, sendo utilizada apenas na captura de três espécies (*Mazama americana*, *Cuniculus paca* e *Dasyprocta fuliginosa*). Por último, a caça de espera representou 3,31% (n=16) com duração média de 2,50 horas (SD=2,85) com número médio de 1,06 participantes por caçada (SD=0,25). Entretanto, a biomassa gerada pela caçada de espera (17,72%) foi superior a caçada com cachorro (6,05%). Esta técnica rendeu 64,96 kg por caçada e possibilitou a captura de cinco espécies (*Cuniculus paca*, *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu*, *Aotus nigriceps* e *Tinamus guttatus*). O alto rendimento da caçada de espera se deve à seletividade na captura de animais maiores, em especial as antas (Fig. 2).

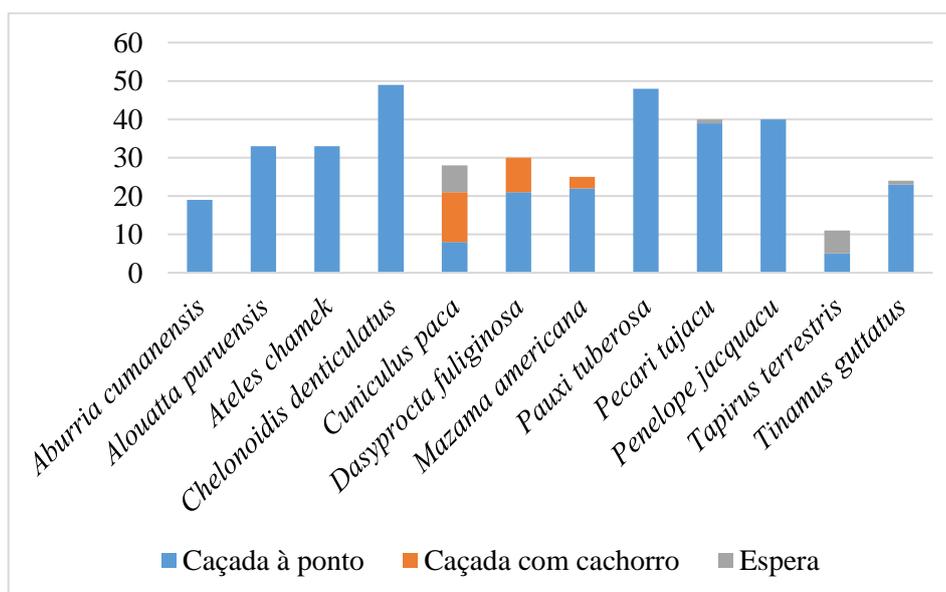


Fig. 2 Estratégias de caça empregadas por 8 moradores para a captura de 12 espécies durante um ano (maio de 2017 a abril de 2018) no Parque Estadual Chandless, AC.

Antes de realizar as análises sobre efeitos da sazonalidade sobre o rendimento da pressão de caça, foi testado se a precipitação no período de coleta de dados diferiu dos registros de precipitação dos últimos cinco anos, utilizando para isso os dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2018). Foi verificado que não houve diferença significativa entre as precipitações mensais durante a coleta de dados em comparação com as médias mensais dos cinco anos anteriores (Fig. 3) ($U=69$, $p=0,88523$), permitindo assim afirmar que o período seco e chuvoso assumido estão de acordo com o proposto por Duarte (2006).

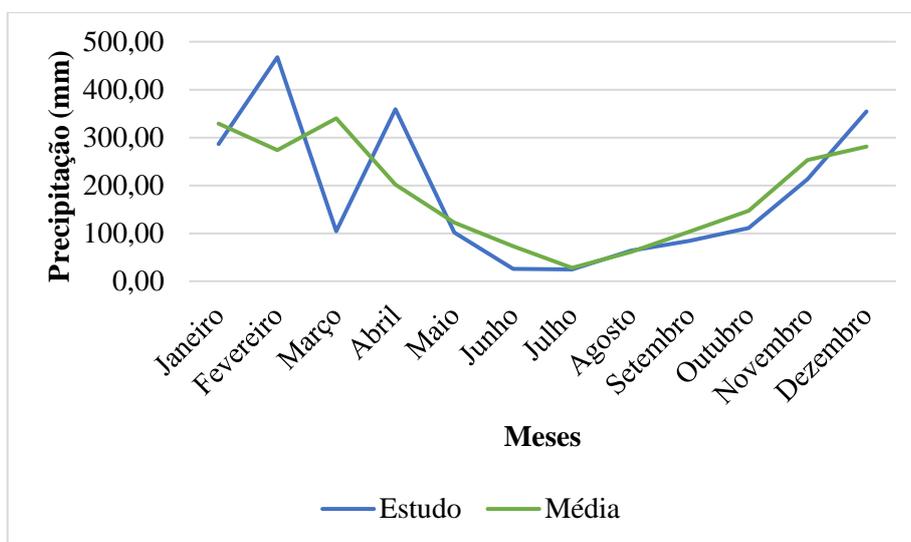


Fig. 3: Média de precipitação dos últimos cinco anos e precipitação total nos meses de coleta dos calendários de caça (maio de 2017 a abril de 2018) na região do Parque Estadual Chandless, conforme INMET (2018).

Não foram encontradas diferenças significativas na abundância de espécies entre as estações de seca e chuva sobre o total abatido ($W=219$ $p=0,26922$). Também não houve diferença significativa na biomassa abatida entre os períodos de seca e chuva ($W=192$ $p=0,6659$). Para analisar o efeito da sazonalidade sobre as técnicas de caça, devido aos baixos valores para caçada com cachorro e espera, realizamos testes apenas com caçada a ponto. Ao analisarmos o efeito da sazonalidade sobre a técnica de caça a ponto, não foi encontrada diferença significativa na abundância de espécies abatida por pessoa entre os períodos seco e chuvoso ($W=229,5$ $p=0,17014$), assim como não houve diferença na biomassa abatida entre os períodos seco e chuvoso ($W=199$ $p=0,55059$). Foi alta a similaridade de espécies caçadas nos dois períodos do ano ($J=0,77$). Destas espécies, o

zogue-zogue, o quati, a arara e o jacamim foram abatidas somente no período chuvoso, enquanto que o cairara, o tatu e o queixada foram abatidos somente na seca.

Discussão

A comunidade do Parque Estadual Chandless apresenta uma taxa de 119,66 kg de biomassa abatida/pessoa/ano, superior a todos os trabalhos realizados, até então, sobre caça no estado do Acre: 51,82 kg de biomassa abatida/pessoa/ano na Resex do Alto Tarauacá (Botelho, 2013); 36,4 kg de biomassa abatida/pessoa/ano na Resex Cazumbá-Iracema (Oliveira, 2012), 32,86 kg e 52,83 kg biomassa abatida/pessoa/ano para, respectivamente, ribeirinhos e não ribeirinhos da Floresta Estadual Antimary (Calouro e Marinho-Filho, 2005). Este fato pode ser explicado pela baixa densidade populacional de aproximadamente 0,09 pessoas/km² para todo o PEC. Analisando apenas a área ocupada pelos moradores, essa densidade humana ainda é muito baixa, chegando a 0,27 pessoas/km², a qual está dentro do proposto por Robinson e Bennett (2000) para que a caça seja considerada sustentável. Ela é muito inferior às densidades das áreas de baixo impacto (0,72 habitantes/km²) e alto impacto (1,3 habitante/km²) da Resex Extrativista Alto Tarauacá (Botelho, 2013). Também é inferior à densidade de 1,3 habitantes/km² (área de alto impacto) e semelhante à densidade de 0,2 habitantes/km² (área de baixo impacto) da Resex Extrativista Cazumbá-Iracema (Oliveira) e inferior à densidade encontrada por Calouro e Marinho Filho (2005) para a Floresta Estadual Antimary, de 0,67 habitantes/km². Outro fato relevante é que o PEC é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral enquanto que as demais citadas são de Uso Sustentável.

A comunidade apresenta um padrão de preferência alimentar semelhante ao de outros resultados para o Acre e outras regiões de florestas tropicais (Mittermeier 1991; Robinson e Redford 1992; Calouro e Marinho-Filho 2005; Valsechi e Amaral 2009; Oliveira, 2012), no qual os mamíferos são os mais consumidos, seguido por aves e répteis. Entretanto, foi encontrado um padrão diferente na abundância das espécies abatidas em comparação com Ramos e Pezzuti (2016), que detectaram alta seletividade para pacas, tatus, capivaras e veados. A atividade de caça de subsistência, em geral, é uma atividade predominantemente masculina (Le Breton et al. 2006). Entre a comunidade do PEC, a presença da mulher nas caçadas ocorreu somente em uma família. De forma semelhante ao grupo indígena Matsés, habitantes da fronteira Brasil-Peru, mulheres acompanham seus maridos nas caçadas a fim de aumentar o rendimento (Romanoff 1983).

Quanto aos mamíferos, os moradores apresentam um padrão semelhante aos indígenas (Redford e Robinson, 1987), no qual os primatas respondem pelo maior número de abates, seguido por roedores e, por fim, ungulados. A preferência por primatas é um padrão pantropical (Stafford et al. 2017). Vale ressaltar que o macaco-preto e o guariba, as espécies de primatas mais abatidas no PEC, também são preferências em outros locais da Amazônia (Redford e Robinson 1987; Silva et al. 2005; Thoisy et al. 2005). Essa atividade antrópica é uma das principais ameaças a este táxon, pois a pressão de caça afeta cerca de 60% das espécies de primatas (Estrada et al. 2017). O *Ateles chamek.*, por exemplo, já não é mais encontrado em alguns locais do leste do estado do Acre devido à alta pressão de caça (Calouro e Marinho-Filho 2005; Oliveira 2012).

Espécies de roedores como *Cuniculus paca* (paca) e *Dasyprocta fuliginosa* (cutia) são consideradas importantes componentes na alimentação de comunidades rurais (Valsecchi e Amaral 2009) e estão entre as espécies com maior número de abates no PEC, assim como em outros estudos (Begossi et al. 1999; Koster 2008). Em geral, os roedores são os mais abatidos, porém os ungulados, apesar de apresentarem menor número de abates, são os que contribuem mais em termos de biomassa (Souza e Silva 2008). O quatipuru-vermelho *Hadroskiurus spadiceus* também está entre as espécies de roedores mais caçadas pelos moradores do PEC, seguindo um padrão pantropical encontrado por Stafford et al. (2017), na qual o gênero *Sciurus* (sinonímia de *Hadroskiurus*, conforme Vivo e Carmignoto 2015) é apontado como o terceiro roedor mais caçado nas florestas tropicais.

Em vários locais da Amazônia, espécies de mutum são tidas como preferidas, contribuindo com a maior parte da biomassa para aves (Ayres e Ayres 1979; Souza-Mazurek et al 2000). Não menos importante, o jacu também é uma espécie que contribui bastante, sendo estas as duas espécies de aves mais caçadas dentro do parque, e juntas representando a maior biomassa do grupo de aves. Estas espécies são relatadas como sensíveis à pressão de caça, que apesar de não apresentarem diferenças entre locais sem pressão de caça e com baixa pressão de caça (Kattan et al. 2016), são espécies sensíveis quando o nível de pressão de caça é considerado alto (Peres e Palacios 2007). O *Chelonoidis denticulata* (jabuti) foi o animal mais abatido dentro do PEC, é considerado um importante recurso para a subsistência de populações rurais amazônicas (Pezzuti et al. 2010; Morcatty e Valsecchi 2015).

O esforço médio das caçadas teve duração superior ao encontrado por outros trabalhos, entretanto seguindo o padrão já visto por Botelho (2013) no qual a duração de caçadas de animais de grande porte foi superior a animais de médio porte. Quanto à técnica de caça, a caça a ponto foi a mais utilizada pelos moradores, sendo similar a outros locais

estudados no Acre (Botelho 2013; Oliveira 2012; Calouro e Marinho-Filho 2005). Esse padrão divergiu do encontrado por Ramos e Pezzuti (2016), onde a caçada a ponto foi a técnica menos utilizada e a caçada com cachorro e espera foram as predominantes. Um ponto favorável a utilização deste método é que ele pode ser associado a outras atividades tais como as extrativistas, como colheita de frutos na floresta (Calouro e Marinho-Filho 2005). A caçada com cachorro teve um maior número de abates do que a de espera, diferentemente do que foi registrado para outras comunidades do estado do Acre (Calouro e Marinho-Filho 2005; Medeiros e Garcia 2006; Botelho 2013). A caça com cachorro é bastante comum na América Latina devido a sua efetividade na captura de várias espécies cinegéticas (Koster 2009). Geralmente a caça com cachorro ocorre com uso de armas de fogo ou arma branca e são utilizadas pela sua alta seletividade, como registrado por Valsecchi (2012) para cutias, pacas e, eventualmente queixadas.

Botelho (2013) também não encontrou diferença significativa entre o abate mensal no período seco e no período chuvoso, entretanto foi verificado que algumas espécies apresentam maior número de abates em determinado período, tal como a espécie *Cuniculus paca*, a qual apresentou resultados para a seca duas vezes maior que o período de chuva. Em geral, esta espécie é abatida nos roçados, atividade diretamente ligada com o período seco. Outros resultados apontam efeito da sazonalidade sobre a caça (Peres e Nascimento 2006; Ramos e Pezzuti 2016). Talvez o fato de algumas espécies serem mais abatidas no período chuvoso (primatas, jabutis, jacu e cujubim) e outras serem exclusivamente abatidas neste período (zogue zogue, jacamim) seja porque, segundo os moradores, estes animais estão mais corpulentos, principalmente os primatas.

Em geral os tabus alimentares e seletividade de caça estão diretamente ligados, influenciando na variedade de animais caçados (Jerolimski e Peres 2003; Melo et al. 2015), o que pode explicar o fato de algumas espécies comumente caçada no Acre e em outras regiões da Amazônia não terem sido registradas neste trabalho. O jacaré (*Caiman crocodilos*), a capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) e o tatu canastra (*Priodontes maximus*) são espécies abatidas em outros locais da Amazônia (Valsecchi e Amaral 2009; Botelho 2013), mas que não foram abatidos na comunidade do PEC. Segundo Silva (2007), a capivara geralmente não é apreciada pelo seu sabor e textura, enquanto tatus e jacarés são evitados pelo seu cheiro desagradável e textura.

Nossos resultados apontam que mesmo a comunidade com baixa densidade populacional, não houve diferenças no padrão de espécies consumidas quando comparados com outras áreas onde a densidade humana era maior. Entretanto o rendimento gerado foi

superior comparado a outros locais com densidade populacional maior e o padrão de técnica de caçada teve predominância de caça a ponto. Não houve efeito da sazonalidade sobre a composição de espécies, as abundâncias e a biomassa capturada.

Agradecimentos

Nós agradecemos aos moradores do Parque Estadual Chandless por participarem desta pesquisa e também pelo auxílio em campo, agradecemos a equipe gestora do PEC e a Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Acre (SEMA/AC) pelo apoio logístico e financeiro. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida ao pesquisador.

Referências

- Alvard, M (1995) Intraespecific prey choice by amazonian hunters. *Curr Anthropol* 36: 789-818.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analyses of variance. *Austral Ecol.* 26: 32-46.doi: 10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Antunes AP, Fewster RM, Venticinquê EM, et al (2016) Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Sci Adv* 2:e1600936. doi:10.1126/sciadv.1600936
- Ayres JM, Ayres C (1979) Aspectos da caça no alto rio Aripuanã. *Acta Amazônica* 9: 287-298.
- Begossi A, Silvano RAM, do Amaral BD, Oyakawa OT (1999) Uses of fish and game by inhabitants of an Extractive Reserve (Upper Juruá, Acre, Brazil). *Environ Dev Sustain* 1:73–93.
- Bodmer RE (1990) Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon flood plain. *J Trop Ecol* 6:191-201doi:10.1017/S0266467400004314
- Borges LHM (2014) Abundância de mamíferos de médio e grande porte em resposta ao grau de distanciamento do Rio Chandless, Parque Estadual Chandless, Acre, Brasil. Dissertation, Universidade Federal do Acre
- Botelho ALM (2013) Caça de subsistência e os mamíferos da RESEX do Alto Tarauacá, Acre. Dissertation, Universidade Federal do Acre

- Branch LC (1983) Seasonal and habitat differences in the abundance of primates in the Amazon (Tapajos) National Park, Brazil. *Primates* 24:424-431
- Burnham KP, Anderson DR, Laake JL (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildl Monogr* 72:3–202.
- Calouro AM, Marinho-Filho JS (2005) A sustentabilidade da caça de subsistência entre seringueiros do Acre (Brasil). In: Drummond PM (ed) *Fauna do Acre*. Editora da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, pp 91-108
- Cowlishaw G, Dunbar R (2000) *Primate conservation biology*. University of Chicago Press, Chicago
- Dirzo R, Miranda A (1991) Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation, p. 273-287. In Price, P. W., T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W. W. Benson (eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. New York, John Wiley & Sons
- Duarte AF (2000) Aspectos da climatologia do Acre, Brasil, com base no intervalo 1971-2000. *Rev Bras Meteorol* 21:308-317
- Dunning JB (2008) *Handbook of avian body masses*. CRC, Boca Raton.
- Estrada et al. (2017) Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Sci. Adv.* 3: e1600946 doi:10.1126/sciadv.1600946
- Fa JE, Peres CA, and Meeuwig J (2002) Bushmeat exploitation in tropical forests: An intercontinental comparison. *Conserv Biol* 16: 232–237 doi:10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeont Electro* 4:1-9
- Hema E, Ouattara V, Parfait G, Di Vittorio M, Sirima D, Dendi D, Guenda W, Petrozzi F, Luiselli L (2017) Bushmeat consumption in the West African Sahel of Burkina Faso, and the decline of some consumed species. *Oryx*, 1-6. doi:10.1017/S0030605316001721
- Jerzolimski A, Peres CA (2003) Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biol Conserv* 111:415-425 doi:10.1016/S0006-3207(02)00310-5
- Kattan GH, Muñoz MC, Kikuchi DW (2016) Population densities of curassows, guans, and chachalacas (Cracidae): Effects of body size, habitat, season, and hunting. *The Condor* 118:24–32 doi: 10.1650/CONDOR-15-51.1

- Koster JM (2008) Hunting with dogs in Nicaragua: An optimal foraging approach. *Curr Anthropol* 49:935-944 doi:10.1086/592021
- Koster JM (2009) Hunting dogs in the lowland Neotropics. *J Anthropol Res* 65: 575-610 doi: 10.3998/jar.0521004.0065.403
- Kurten EL, Wright SJ, Carson WP (2015) Hunting alters seedling functional trait composition in a Neotropical forest. *Ecol* 96: 1923–1932 doi:10.1890/14-1735.1
- Lira TDM, Chaves MDPSR (2016). Riverside communities in the Amazônia: sociocultural and political organization. *Interações* 17:66-76. doi: 10.20435/1518-70122016107
- LeBreton M, Prosser AT, Tamoufe U, et al (2006) Patterns of bushmeat hunting and perceptions of disease risk among central African communities. *Anim Conserv* 9:357-363 doi:10.1111/j.1469-1795.2006.00030.x
- Loibooki M, Hofer H, Campbell KLI, East ML (2002) Bushmeat hunting by communities adjacent to the Serengeti National Park, Tanzania: the importance of livestock ownership and alternative sources of protein and income. *Environmental Conservation* 29: 391–398 doi:10.1017/S0376892902000279
- Lopes MA, Ferrari SE (2000) Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conserv Biol* 14:1658–1665 doi:10.1111/j.1523-1739.2000.98402.x
- MacArthur RH, Pianka E R (1966) On optimal use of a patchy environment. *Am Nat* 100: 603-609
- Mann HB, Whitney DR (1947) On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann Mathem Stat* 18:50-60
- McDonald DR (1977) Food taboos: A primitive environmental protection agency (South America). *Anthropos* 72:734-748
- Medeiros MFST, Garcia L (2006) O consumo e as estratégias de caça utilizadas pelas populações tradicionais da Reserva Extrativista Chico Mendes. *Rev Intern de Desenvol Loc* 7:121–134.
- Melo ERA et al. (2015) Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern amazon. *Wildl Biol* 21:234-245 doi:10.2981/wlb.00095
- Mittermeier RA (1991) Hunting and its effect on wild primate populations in Suriname. In> *Neotropical Wildlife and Conservation* (eds) Robinson JG; Redford KH. University of Chicago Press, Chicago, pp 93-107

- Morcatty TQ, Valsecchi J (2015) Social, biological, and environmental drivers of the hunting and trade of the endangered yellow-footed tortoise in the Amazon. *Ecol Soc* 20(3): 3. doi:10.5751/ES-07701-200303
- Nielsen MR, Pouliot M, Meilby H, Smith-Hall C, Angelsen A (2017) Global patterns and determinants of the economic importance of bushmeat. *Biol Conserv* 215:277–287. doi: 10.1016/j.biocon.2017.08.036
- Nunez-Iturri G, Olsson O, Howe HF (2008) Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biol Conserv* 141:1536–1546 doi:10.1016/j.biocon.2008.03.020
- Peres CA (1990) Effects of hunting on western amazon primate communities. *Biol Conserv* 54: 47-59.
- Peres CA, Nascimento HS (2006) Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodivers Conserv* 15:2627–2653 doi:10.1007/s10531-005-5406-9
- Peres CA, Palacios E (2007) Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39(3):304-315 doi: 10.1111/j.1744-7429.2007.00272.x
- Peres CA, Terborgh JW (1995). Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conserv Biol* 9:34-46.
- Pezzuti JCB, Lima JP, Silva DF da, Begossi A (2010) Use and taboos of turtles and tortoises along Rio Negro, Amazon. *Basin Journal of Ethnobiology* 30:153–168 doi: 10.2993/0278-0771-30.1.153
- Pezzuti JCB, Rebêlo GH, Silva DF, Lima JP, Ribeiro MC (2004) A caça e a pesca no Parque Nacional do Jaú. In: Borges SH, Iwanaga S, Durigan CC, Pinheiro MR (eds) *Janelas para a Biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: Uma estratégia para estudo da biodiversidade na Amazônia*. Fundação Vitória Amazônica, Manaus, pp 213-228.
- Paglia AP, et al. (2012) *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/Annotated Checklist of Brazilian Mammals*. Conservation International, Arlington
- Ramos RM, Pezzuti JC (2016) Caça e uso da fauna. In: Monteiro MA (ed) *Atlas socioambiental: municípios de Tomé-Açu, Aurora do Pará, Ipixuna do Pará, Paragominas e Ulianópolis, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos*, Belém, pp 224-232
- Redford KH, Robinson JG (1987) The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *Am Anthropol* 89:650-667

- Robinson JG, Bennett EL (2000) Carrying capacity limits to sustainability of subsistence hunting in tropical forest. In: Robinson JG and Bennett EL (eds) *Hunting for sustainability in tropical forest*. Columbia University Press, New York, pp 13-30
- Romanoff S (1983) Women as hunters among the Matsigenka of Peruvian Amazon. *Hum Ecol* 11:339-343
- Ross EB (1978) Food taboos, diet and hunting strategy: The adaptation to animals in Amazon cultural ecology. *Cur Antropol* 19:1-36
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) (2010) Plano de Manejo do Parque Estadual Chandless. I, II, III e IV. Rio Branco, Acre.
- Shapiro SS, WILK MB (1965) An analysis of variance test for normality (complete samples). *Bimetrika* 52:591-611
- Silva AL (2007) Comida de gente: preferencia e tabus alimentares entre ribeirinhos do Médio Rio Negro (Amazonas, Brasil). *Rev Antropol* 50:125-179 doi: 10.1590/S0034-77012007000100004
- Silva ALV (2016) Distribuição espacial dos estudos de caça de mamíferos na Amazônia. Dissertation, Universidade Federal do Amapá.
- Silva MFN, Shepard Jr GH, Yu DW (2005) Conservation implications of primate hunting practices among the Matsigenka of Manu National Park. *Neotrop Prim* 13:31-36
- Souza-Mazureki RR de, et al. (2000) Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodivers Conserv* 9:579–596.
- Stafford CA, Preziosi RF, Sellers WI (2017) A pan-neotropical analysis of hunting preferences. *Biodivers Conserv* 26:1877–1897 doi:10.1007/s10531-017-1334-8
- Terborgh J (1983) *Five New World Primates: A Study in Comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton
- Thoisy B, Renoux F, Julliot C (2005) Hunting in northern French Guiana and its impact on primate communities. *Oryx* 39:149–157 doi:10.1017/S0030605305000384
- Valsecchi J (2012) Caça de animais silvestres nas reservas de desenvolvimento sustentável Mamirauá e Amanã. Thesis, Universidade Federal de Minas Gerais
- Valsecchi J, Do Amaral, PV (2009) Perfil da caça e dos caçadores na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Amanã, Amazonas – Brasil. *Uakari* 5:33-48 doi:10.31420/uakari.v5i2.65
- Van Vliet Cruz D, Quiceno-Mesa MP, Aquino LJM, Moreno J, Ribeiro R, Fa J (2015) Ride, shoot, and call: wildlife use among contemporary urban hunters in Três Fronteiras, Brazilian Amazon. *Ecol Soc* 20(3) doi: 10.5751/ES-07506-200308

- Vivo M, Carmignoto AP (2015) Family Sciuridae G. Fischer, 1987. In: Patton JL, Pardiñas UFJ, D'Elía G (eds) *Mammals of South America*, volume 2: Rodents. The University of Chicago Press, Chicago, pp 1–48
- Vickers WT (1988) Game depletion hypothesis of Amazonian adaptation: data from a native community. *Science* 239:1521-1522
- Vogt RC (2008) *Tartarugas da Amazônia*. INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus.
- Wright SJ (2003) The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspect Plant Ecol Evolut System* 6:73-86 doi: 10.1078/1433-8319-00043

Artigo 2

A pressão de caça por moradores e indígenas no Parque Estadual Chandless, sudoeste da Amazônia brasileira

F.R.S. Zumba ¹, A.M. Calouro², L.H.M. Borges³

roni_lostcanvas@hotmail.com

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Universidade Federal do Acre, Campus Universitário, Rodovia BR 364, Km 04, nº 6637, Distrito Industrial, Rio Branco, Acre, Brasil
2. Universidade Federal do Acre, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Campus Universitário - Rodovia BR 364, Km 04, nº 6637, Distrito Industrial, Rio Branco, Acre, Brasil
3. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, nº 01, Guamá, Belém, Pará, Brasil

Conforme normas do periódico Biodiversity and Conservation (Apêndice 1).

Resumo O efeito da caça sobre as espécies cinegéticas pode trazer grandes consequências para o ambiente, desde a modificação da estrutura da vegetação até o fim dos recursos proteicos para as comunidades residentes em florestas tropicais. O modo como essa pressão é realizada varia, entre outros fatores, pelas diferenças culturais dos caçadores. O estudo teve por objetivo comparar o efeito da caça por moradores e indígenas no Parque Estadual Chandless, no Estado do Acre, Brasil. Para comparar as áreas caçadas e não caçadas, foi utilizada a metodologia de transecção linear, trabalhando com três trilhas de 4km para cada tratamento. Para as trilhas controle (sem efeito de caça) foram utilizados dados coletados em 2013, realizados em trilhas de 5km com um esforço amostral semelhante. Os transectos eram percorridos de 6:00 às 12:00 e de 13:00 às 17:00. As análises apontaram que a abundância relativa das espécies não variou entre os tratamentos e as espécies *Saimiri boliviensis* (macaco-de-cheiro) e *Sapajus macrocephalus* (macaco-prego) foram as mais abundantes nos

dois tratamentos. Os resultados indicam que o Parque Estadual Chandless esteja atuando como área fonte de fauna cinegética para a Terra Indígena Alto Rio Purus (sumidouro).

Palavras-chave: Caça de subsistência . Fauna cinegética . Amazônia . Transecção linear . Fonte-Sumidouro

Abstract The effect of hunting on game species can have major consequences for the environment, from the modification of vegetation structure to the end of protein resources for communities living in tropical forests. The objective of this study was to compare the effect of hunting by dwellers and indigenous people in the Chandless State Park, in the State of Acre, Brazil. To compare the areas, was used methodology of linear transection, working with three 4km trails for each treatment. For the control trails (without hunting effect), data collected in 2013 were used, carried out on 5km trails with a similar sampling effort. Transects were run from 6:00 a.m. to 12:00 p.m. and from 1:00 p.m. to 5:00 p.m. The analyzes showed that the relative abundance of the species did not vary between the treatments and the species *Saimiri boliviensis* (squirrel monkey) and *Sapajus macrocephalus* (capuchin monkey) were the most abundant in the two treatments. The results indicate that the Chandless State Park is acting as a source of game fauna for the Alto Rio Purus Indigenous Land (sink).

Keywords: Subsistence hunting . Game species . Amazon . Linear transection . Source-Sink

Introdução

Em geral a caça de subsistência afeta a estrutura da assembleia de mamíferos, comprovado através de estudos comparando áreas com diferentes pressões de caça (Jerzolimski e Peres 2003). Entretanto a baixa taxa reprodutiva somada à sobrecaça pode ocasionar a extinção local de espécies. Estudos sobre o efeito da caça sobre espécies cinegéticas (Peres, 1996; Valsecchi et al., 2014; Ramos et al. 2016) servem como ferramentas para a conservação destas espécies, que apresentam uma relação direta com a flora. Isso por que, a defaunação, ao eliminar predadores carnívoros e dispersores/predadores de sementes, ocasiona mudanças na funcionalidade e composição florística (Dirzo e Miranda 1991; Wright, 2003; Nunez-Iturri et al. 2008; Kurten et al. 2015).

Segundo Redford e Robinson (1987) há diferença entre a caça indígena e a realizada por não indígenas. Uma das diferenças é que o indígena tem maior dependência da fauna cinegética, se alimentando de uma quantidade maior de espécies (Souza-Mazurek et al. 2000; Mesquita e Barreto 2015; Constantino 2016) do que os não indígenas (Medeiros e Garcia, 2006). Essas diferenças no uso da fauna cinegética são reflexos de fatores culturais e de tabus alimentares (Ross 1978; Le Breton et al 2006; Golden e Comaroff 2015). Outro fator que pode influenciar na seletividade e rendimento da caça é a técnica utilizada, como as caça com cachorro, caça a ponto, caça de espera e caça com armadilha (Calouro e Marinho-Filho 2005a; Koster 2008). Até mesmo o preço da munição afeta a composição de espécies caçadas (Siren e Wilkie 2016).

Segundo Peres e Terborgh (1995), um caçador na Amazônia possui o raio de ação de 10 km a pé de sua moradia, podendo aumentar devido à escassez de fauna cinegética ou ainda para obter um rendimento maior. Isso significa que uma vez que a densidade populacional da fauna declina em determinada área pelo aumento na densidade humana, os moradores terão que buscar alimento cada vez mais longe, até mesmo em áreas de proteção. A existência de áreas sem presença humana tende a atenuar essa situação, pois desta forma cria-se uma relação source-sink (Pulliam 1988), no qual áreas conservadas servem de fontes de novos animais para áreas com alta pressão de caça.

Este trabalho teve por objetivo avaliar o impacto da caça da comunidade local e de grupos indígenas da Terra Indígena Alto Rio Purus sobre as abundâncias da fauna cinegética do Parque Estadual Chandless (PEC), comparando com áreas sem pressão de caça.

Métodos

Área de estudo

O Parque Estadual Chandless (9°21'30.33"S - 69°55'35.70"O), criado pelo Decreto 10.670, de 02 de setembro de 2004, é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral (Fig. 1). Apresenta uma área de 695.304ha, que corresponde a 4,23% do território acreano e está inserido nos municípios Santa Rosa do Purus, Manoel Urbano e Sena Madureira. Limita-se com o Projeto de Assentamento Santa Rosa e a Terra Indígena do Alto Rio Purus ao norte, o seringal Santa Helena e Terra Indígena Mamoadate ao sul, com a fronteira do Peru ao leste e com a Reserva Extrativista Cazumbá-Iracema e a Floresta Nacional do Macauã ao oeste (SEMA 2010).

O clima do estado do Acre, na qual o PEC encontra-se é equatorial quente e úmido, com a temperatura média anual variando entre 24,5°C e 32°C, ocorrendo de forma uniforme para o estado. O Parque situa-se na bacia do Rio Purus, apresentando as maiores altitudes do estado do Acre, com exceção da Serra do Divisor, com áreas planas, com colinas e cristas de topo convexo. No PEC ocorrem as seguintes formações vegetais: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta Aluvial, Floresta Caducifólia com Palmeira e a Floresta Caducifólia com Bambu, a mais comum na área (SEMA 2010).

O PEC possui 62 habitantes distribuídos entre 11 famílias. Levando em consideração o tamanho total do parque, a densidade humana é de 0,09 habitantes/km². Considerando que os moradores ocupam e usam apenas 1/3 da área total do parque temos uma densidade de 0,27 habitantes/km². As comunidades indígenas Kaxinawá e Madija da Terra Indígena Alto Rio Purus (2.631 km² de área), apresentam uma densidade de 1,45 habitantes/km² e tem acesso ao PEC, realizando caçadas dentro da área (SEMA,2010).

Transecção linear

A estimativa de abundância das espécies cinegéticas foi realizada através do método de amostragem por transecção linear (Burnhan et al. 1980) adaptado por Peres (1999). Foi criado um tratamento onde foram alocados três transectos de 4km: um dentro da área usada pelos moradores do PEC para caçar e outros dois em áreas utilizadas por indígenas (ver Fig. 1), sendo realizada a observação direta das espécies. De acordo com Peres e Terborgh (1995), o raio de ação máximo dos caçadores na Amazônia é de aproximadamente 10 km, portanto os transectos de tratamentos diferentes foram alocados respeitando essa distância e considerando as condições de relevo. O tratamento controle, com informações de uma área sem pressão de caça foi obtido do trabalho realizado no PEC por Borges (2014). Os transectos foram percorridos a uma velocidade de 1,5km/h, preferencialmente entre as 6:00 h e 12:00 h e das 13:00 h às 17:00 h, pois este é o horário em que a maioria dos mamíferos se encontram em atividade (NCR 1981). A velocidade percorrida foi controlada através de marcações com fitas que foram colocadas a cada 50m no transecto. Foram percorridos 120km em cada trilha do tratamento com efeito de caça, totalizando 360km, enquanto que o esforço realizado entre por Borges (2014) totalizou 380km. Para cada observação realizada foram registradas as seguintes informações: espécie, número de indivíduos, localização ao longo do transecto, o horário, e a distância do animal avistado perpendicular ao transecto.

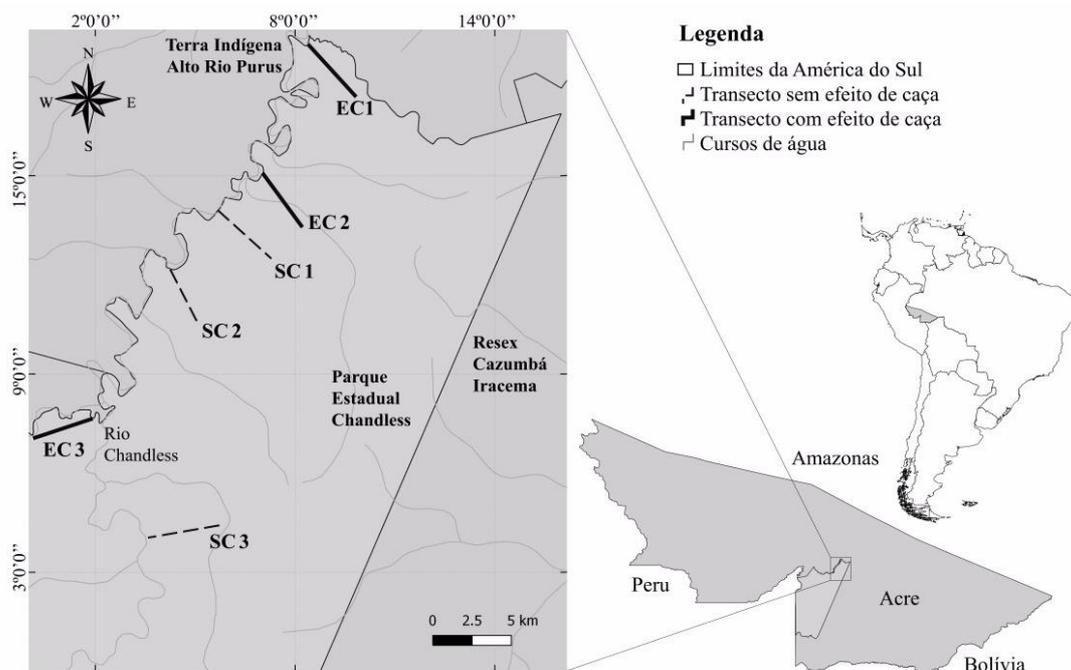


Fig. 1 Localização do Parque Estadual Chandless (AC) e trilhas alocadas em dois tratamentos: efeito de caça (EC), sem pressão de caça (SC).

Análise estatística

Para verificar a diferença entre os dois tratamentos foram utilizados os Índices de Abundância Relativa (IAR) para avistamento de grupos e de indivíduos. O IARG é obtido através do número de grupos registrados dividido pelo total do esforço no tratamento multiplicado por 10, gerando assim um resultado equivalente ao número de grupos registrados para cada espécie/10km percorridos. O mesmo cálculo foi realizado para número de indivíduos (IARI), acrescentando a multiplicação do número de grupos pelo número médio de indivíduos observados por grupo. Foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk (Shapiro e Wilk, 1965) para verificar a normalidade dos dados. Foram utilizados os testes de U de Mann-Whitney (Mann e Whitney 1947) e t de Student (Student 1908) de acordo com a normalidade dos dados, para avaliar se houve diferença entre os tratamentos. Todas as análises citadas acima foram realizadas no software Past 3.20 (Hammer et al. 2001). Também foi estimado a densidade das espécies com mais de 20 avistamentos utilizando o método de Kelker, o cálculo de densidade é realizado através do número de avistamentos (n), da distância perpendicular (w) e das distâncias percorridas nas transecções (L):

$$D=n/2Lw$$

Lembrando que neste método é selecionado a largura de faixa confiável, por meio da análise da frequência de todas as espécies avistadas de acordo com a distância do animal para a trilha.

Resultados

Foram percorridos 740km de transectos, com um esforço amostral distribuído em 360km para tratamento com efeito de caça e 380km para tratamento sem efeito de caça. O estudo foi realizado entre o período de agosto de 2017 a abril de 2018, sendo que a avaliação na área sem pressão de caça foi realizada de abril a novembro de 2013. Foram registradas 26 espécies de mamíferos, 25 destas espécies estavam presentes em ambiente utilizado para caça e 24 estavam presentes em ambiente sem pressão de caça (Tab.1).

As espécies mais abundantes no tratamento com efeito de caça foram macaco-de-cheiro (*Saimiri boliviensis*) e macaco-prego (*Sapajus macrocephalus*), enquanto no tratamento sem efeito de caça três espécies apresentaram maior abundância: *S. boliviensis*, *S. macrocephalus* e *Ateles chamek* (macaco-preto). No tratamento com efeito de caça foram registradas espécies de aves cinegéticas de grande porte: *Pauxi tuberosa*, *Penelope jacquacu*, *Aburria cumanense* (Fig. 2).

Foi utilizado o teste U de Mann-Whitney para comparar os índices de abundância relativa de indivíduos (IARI) e teste t de Student para comparar os índices de abundância relativa de grupos (IARG) entre as áreas com efeito e sem efeito da caça. Não houve diferença significativa no IARI entre os dois tratamentos (U=34 p= 0,59624), entretanto houve diferença significativa no IARG entre os dois tratamentos (t=1,3828 p=0,18571).

Foi realizado o cálculo de densidade para sete espécies em área sem pressão de caça e seis espécies em área com pressão de caça (Tab.2). Não houve diferença significativa entre as densidades populacionais de indivíduos entre os dois tratamentos (t=63676 p=0,54207) e nem entre grupos (U=12 p=1).

Tabela 1. Espécies avistadas nas áreas de efeito de caça (morador e indígena) e sem efeito de caça, com os respectivos índices de abundância relativa de indivíduos (IARI) e os índices de abundância relativa de grupos (IARG).

Ordem	Família	Espécie	Nome popular	Tratamento com efeito de caça		Tratamento sem efeito de caça	
				N (IARI)	N(IARG)	N (IARI)	N(IARG)
Primates	Callitrichidae	<i>Callimico goeldii</i> ¹	Taboqueiro	-	-	9 (0,02)	4 (0,01)
		<i>Saguinus imperator</i> ¹	Bigodeiro	32 (0,89)	7 (0,19)	10 (0,03)	2 (0,01)
		<i>Leontocebus weddelli</i> ¹	Soim-vermelho	37 (1,03)	7 (0,19)	73 (0,19)	18 (0,5)
	Aotidae	<i>Aotus nigriceps</i>	Macaco-da-noite	6 (0,17)	2 (0,06)	3 (0,01)	1 (0,00)
	Cebidae	<i>Cebus unicolor</i> ¹	Cairara	22 (0,61)	6 (0,17)	190 (0,50)	40 (0,11)
		<i>Saimiri boliviensis</i>	Macaco-de-cheiro	412 (11,44)	40 (1,11)	257 (0,68)	30 (0,08)
		<i>Sapajus macrocephalus</i>	Macaco-prego	294 (8,17)	64 (1,78)	275 (0,72)	86 (23)
	Pitheciidae	<i>Plecturocebus toppini</i>	Zogue-zogue	84 (2,33)	36 (1,00)	113 (0,30)	53 (0,14)
	Atelidae	<i>Alouatta puruensis</i>	Guariba	29 (0,81)	8 (0,22)	128 (0,34)	39 (0,10)
		<i>Ateles chamek</i>	Macaco-preto	112 (3,11)	31 (0,86)	241 (0,63)	111 (0,29)
Carnivora	Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	1 (0,03)	1 (0,03)	1 (0,00)	1 (0,00)
	Mustelidae	<i>Eira barbara</i> ¹	Irara	1 (0,03)	1 (0,03)	3 (0,01)	3(0,01)
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Quati	6 (0,17)	1 (0,03)	2 (0,01)	2 (0,01)
		<i>Speothos venaticus</i> ¹	Cachorro-vinagre	2 (0,06)	2 (0,06)	-	-
Cetartiodactyla	Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Porquinho	18 (0,50)	6 (0,17)	6 (0,02)	4 (0,01)
	Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Veado vermelho	12 (0,33)	11 (0,31)	13 (0,03)	13 (0,03)
Perissodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	3 (0,08)	3 (0,08)	-	-
Pilosa	Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i> ¹	Tamanduá-bandeira	1 (0,03)	1 (0,03)	2 (0,01)	1 (0,01)
Rodentia	Sciuridae	<i>Hadroskiurus spadiceus</i>	Quatipuru-vermelho	53 (1,47)	49 (1,36)	86 (0,23)	82 (0,22)
		<i>Guerlinguetus ignitus</i> ¹	Quatipuru-roxo	4 (0,11)	4 (0,11)	20 (0,05)	16 (0,04)
	Dasyproctidae	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Cutia	28 (0,78)	28 (0,78)	18 (0,05)	17 (0,04)
		<i>Myoprocta pratti</i>	Cutiara	19 (0,53)	19 (0,53)	5 (0,01)	3(0,01)
Galliformes	Cracidae	<i>Aburria cumanensis</i>	Cujubim	7 (0,19)	3 (0,08)	*	*
		<i>Pauxi tuberosa</i>	Mutum	51 (1,49)	38 (1,08)	*	*
		<i>Penelope jacquacu</i>	Jacu	63 (1,75)	43 (1,19)	*	*
Gruiformes	Psophiidae	<i>Psophia leucoptera</i>	Jacamim	59 (1,64)	16 (0,44)	*	*
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos</i> sp. ¹	Tucano	10 (0,28)	5 (0,14)	*	*

Psittaciformes	Psittacidae	<i>Ara. sp.</i>	Arara	32 (0,89)	15 (0,42)	*	*
		<i>Amazona sp.</i> ¹	Papagaio	6 (0,17)	2 (0,06)	*	*
Tinamiformes	Tinamidae	<i>Crypturellus cinereus</i> ¹	Nambu preta	7 (0,19)	6 (0,17)	*	*
		<i>Crypturellus undulatus</i>	Nambu macucaua	15(0,42)	14 (0,39)	*	*
		<i>Tinamus guttatus</i>	Nambu galinha	40, (1,11)	35 (0,97)	*	*
		<i>Tinamus tao</i>	Nambu azul	3 (0,08)	3 (0,08)	*	*
Testudinata	Testudinidae	<i>Chelonoidis denticulata</i>	Jabuti	22 (0,61)	22 (0,61)	*	*

* Sem informações para a espécie no local. ¹ Espécies não caçadas.





Fig. 2 Espécies avistadas na metodologia de transecção linear no tratamento com efeito de caça. (A) *Ateles chamek*; (B) *Alouatta puruensis*; (C) *Saimiri boliviensis*; (D) *Hadrosciurus spadiceus*; (E) *Dasypsecta fuliginosa*; (F) *Tapirus terrestris*; (G) *Pauxi tuberosa*; (H) *Chelonoidis denticulata*.

Tabela 2. Densidade populacional de indivíduos (DPI) e densidade populacional de grupos (DPG) em tratamentos com efeito de caça e sem efeito de caça.

Espécie	Tratamento com efeito de caça		Tratamento sem efeito de caça	
	DPI (indivíduos/km ²)	DPG (grupos/km ²)	DPI (indivíduos/km ²)	DPG (grupos/km ²)
<i>Alouatta puruensis</i>	*	*	7,0489	1,7387
<i>Ateles chamek</i>	7,0707	1,9571	13,8569	4,4407
<i>Dasypsecta fuliginosa</i>	4,8611	4,8611	*	*
<i>Cebus unicolor</i>	*	*	16,2539	3,0960
<i>Hadrosciurus spadiceus</i>	7,3611	6,8055	14,9671	14,1477
<i>Plecturocebus toppini</i>	14,5833	6,2500	12,5506	5,2631
<i>Saimiri boliviensis</i>	39,9801	3,9682	20,3560	2,3219
<i>Sapajus macrocephalus</i>	25,5208	5,5555	18,3638	4,9199

* Espécies com número de avistamentos inferior a 20.

Discussão

A riqueza de mamíferos de médio e grande porte registrada neste estudo é semelhante à de outros locais com efeito de caça no estado do Acre, sendo registrados 28 espécies para a Reserva Extrativista Cazumbá-Iracema (Oliveira 2012) e 26 espécies para a Reserva Extrativista Alto Tarauacá (Botelho 2013). Pouco menos do que o registrado por Peres (2000) em locais da Amazônia (31 espécies) e às 33 espécies de mamíferos registradas por Melo et al. (2015) no Parque Nacional Viruá, em Roraima, e muito superior ao encontrado por Calouro e Marinho Filho (2005b) para a Floresta Estadual Antimary (14 espécies).

Este trabalho registrou espécies sensíveis a pressão de caça, tais como *Ateles chamek* e *Tayassu pecari*, que não foram encontrados em outros locais do estado com grande pressão de caça (Oliveira, 2012). Melo et al. (2015) também encontrou maior número de avistamentos para o macaco-prego (*Cebus apella*) para o assentamento Novo Paraíso e Parque Nacional do Viruá, igualmente às áreas com e sem pressão de caça no PEC que apresentaram maior taxa de visualização de grupos de macaco-prego.

Espécies listadas em escala global pela IUCN (2018) como vulneráveis, tais como *Tapirus terrestris*, *Tayassu pecari*, *Pecari tajacu* e como ameaçadas tais como *Ateles chamek* foram registradas neste trabalho. No Brasil, as espécies *A. chamek*, *T. terrestris*, encontram-se vulneráveis, enquanto que várias espécies pertencentes aos grupos Cebidae, Atelidae, Cervidae encontram-se vulneráveis, em perigo ou criticamente em perigo (ICMbio 2014). Lembrando que Atelines e *Tapirus terrestris* desempenham um papel de dispersores de sementes não redundantes, por dispersarem sementes grandes (Peres et al 2016).

Estudos realizados em florestas tropicais apontam a caça como causa do declínio populacional de espécies cinegéticas, dentre elas ungulados, primatas de médio e grande porte, e aves de grande porte são as mais sensíveis à elevada pressão de caça (Peres e Palacios 2007). Espécies de primatas de médio e grande porte, anta, queixada, mutum, jacu, kujubim e jabutis registradas neste trabalho demonstraram diferenças significativas entre áreas caçadas e não caçadas por Kayapós no sudeste da Amazônia brasileira (Peres e Nascimento 2006). Peres (1996) relata que a espécie *Tayassu pecari* é altamente sensível a caça, enquanto que *Pecari tajacu* é mais resistente, entretanto a abundância das populações desta espécie tende a reduzir a medida em que aumenta a pressão de caça.

A pressão de caça é responsável por impacto negativo sobre a abundância de aves e este impacto varia entre as espécies (Thiollay 2005). Como foi visto neste trabalho, em que espécies de grande porte apresentaram diferentes abundâncias entre as áreas de efeito indígena e morador, enquanto que espécies de menor porte apresentaram abundâncias semelhantes entre os dois locais. Os cracídeos são importantes componentes da alimentação de comunidades tradicionais, dentre elas destacam-se as espécies mutum, jacu e cujubim como as mais caçadas (Begazo e Bodmer 1998, Brooks 1999, Barros et al. 2011). As densidades destas espécies apresentam-se superiores em locais sem pressão ou baixa pressão de caça e reduzindo drasticamente em locais com alta pressão de caça (Begazo e Bodmer 1998; Kattan et al. 2016). O declínio populacional devido à alta pressão de caça ocorre não só para grandes aves como também para quelônios terrestres (Peres e Palacios, 2007).

Devido a densidade da comunidade do Parque Estadual Chandless estar muito abaixo de 1 habitante/km², valor indicado como sustentável por Robinson e Bennett (2000), era esperado que a pressão de caça realizada por eles fosse baixa. Entretanto, nossos resultados apontam que a caça pode estar afetando o número de grupos avistados, indicando que estas espécies podem estar começando a sofrer pelo efeito da caça. De acordo com a Comissão Pró-índio do Acre (2016) os povos Kaxinawá e Madija, pertencentes à Terra indígena Alto Rio Purus, apresentam uma densidade de 1,45 habitantes/km², a qual está acima do limite indicado para caça sustentável, desta forma, há uma dependência destes da fauna cinegética do Parque Estadual Chandless. No geral, indígenas apresentam taxa de captura de espécies e indivíduos elevados com preferência para animais de grande porte (Zapata-Rios et al. 2009; Constantino 2016). Desta forma as áreas conservadas do Parque Estadual Chandless atuam como fonte-sumidouro (Pulliam 1988) para a área da terra indígena, assim como foi registrado para a Terra Indígena povoada por Huni Kuin no Brasil e Peru, na qual áreas desocupadas atuavam como fonte para as áreas ocupadas pelos indígenas (Constantino et al. 2018).

Apesar de Terborgh e Peres (2002) colocarem os pontos negativos da presença humana em UCS, observamos que os moradores do PEC não estão afetando a fauna cinegética. De acordo com os autores, pessoas em unidades de conservação são uma ameaça a biodiversidade, podendo ser tomadas algumas estratégias tais como: redução demográfica, afastar a comunidade da economia voltada para a extração de recursos naturais implementando o Ecoturismo, relocação da população ou até mesmo reassentamento voluntário.

Nossos resultados reforçam a importância da existência de mosaicos de unidades de conservação, pois desta forma, haverá uma compensação da caça realizada em áreas com alta pressão por locais com baixa ou sem pressão de caça, ocorrendo o processo de fonte-sumidouro entre as áreas. A manutenção de unidades de conservação de proteção integral como o Parque Estadual Chandless é essencial para manter outras áreas abastecidas. Contudo a inserção da comunidade no processo de proteção também é uma importante ferramenta para manter a biodiversidade da unidade de conservação.

Agradecimentos

Nós agradecemos aos moradores do Parque Estadual Chandless por participarem desta pesquisa e também pelo auxílio em campo, agradecemos a equipe gestora do PEC e a Secretaria de Meio Ambiente do Estado do Acre (SEMA/AC) pelo apoio logístico e financeiro. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida ao pesquisador.

Referências

- Barros FB, Henrique MP, Vicente L (2011) Use and knowledge of the razor-billed curassow *Pauxi tuberosa* (spix, 1825) (galliformes, cracidae) by a riverine community of the Oriental Amazonia, Brazil. *J Ethnobiol Ethnomed* doi:10.1186/1746-4269-7-1
- Begazo AJ, Bodmer RE (1998) Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx* 32:301-309
- Borges LHM (2014) Abundância de mamíferos de médio e grande porte em resposta ao grau de distanciamento do Rio Chandless, Parque Estadual Chandless, Acre, Brasil. Dissertation. Universidade Federal do Acre.
- Botelho ALM (2013) Caça de subsistência e os mamíferos da RESEX do Alto Tarauacá, Acre. Dissertation, Universidade Federal do Acre
- Brooks DM (1999) Pipile as a protein source to rural hunters and Amerindians. In: Brooks DM, Begazo AJ, Olmos F (eds) *Biology and Conservation of the Piping Guans (Pipile)*. Spec Monogr Ser, Houston, pp 42-50.
- Burnhan KP, Anderson DR, Laake JL (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildl Monogr* 72:3–202.

- Calouro AM, Marinho-Filho JS (2005a) A caça e a pesca de subsistência entre ribeirinhos e não-ribeirinhos da Floresta Estadual do Antimary do Acre (Brasil). In: Drumond PM (ed) Fauna do Acre. Editora da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, pp, 109-135
- Calouro AM, Marinho-Filho JS (2005b) A sustentabilidade da caça de subsistência entre seringueiros do Acre (Brasil). In: Drumond PM (ed) Fauna do Acre. Editora da Universidade Federal do Acre, Rio Branco, pp, 91-108
- Comissão Pró-Índio do Acre (2016) Povos e Terras Indígenas do Acre. Disponível em: <<http://cpiacre.org.br/conteudo/povos-e-terras-indigenas/>> Acesso em 18 July 2018
- Constantino PAL (2016) Deforestation and hunting effects on wildlife across Amazonian indigenous lands. *Ecol Soc.* doi:10.5751/ES-08323-210203
- Constantino PAL, Bechimol M, Antunes AP (2018) Designing indigenous lands in Amazonia: Securing indigenous rights and wildlife conservation through hunting management. *Land Use Policy* 77:652–660 doi:10.1016/j.landusepol.2018.06.016
- Dirzo R, Miranda A (1991) Altered patterns of herbivory and diversity in the forest understory: a case study of the possible consequences of contemporary defaunation, p. 273-287. In Price, P. W., T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W. W. Benson (eds.). *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. New York, John Wiley & Sons
- Golden CD, Comaroff J (2015) Effects of social change on wildlife consumption taboos in northeastern Madagascar. *Ecol Soc* doi:10.5751/ES-07589-200241
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeont Electro* 4:1-9
- Instituto Chico Mendes de Conservação e da Biodiversidade-ICMbio (2014) Espécies ameaçadas- Lista 2014. Disponível em: < <http://www.icmbio.gov.br/portal/fauna-brasileira/lista-de-especies>> Acesso em: 29 de agosto de 2018
- International Union for Conservation of Nature (2018) The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <www.iucnredlist.org> Acesso em: 19 de Julho de 2018
- Jerozolinski A, Peres CA (2003) Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biol Conserv* 111:415-425 doi:10.1016/S0006-3207(02)00310-5

- Kattan GH, Muñoz MC, Kikuchi DW (2016) Population densities of curassows, guans, and chachalacas (Cracidae): Effects of body size, habitat, season, and hunting. *The Condor* 118:24–32 doi: 10.1650/CONDOR-15-51.1
- Koster JJ (2009) Hunting Dogs in the Lowland Neotropics. *J Anthro Res* 65: 575-610 doi: 10.3998/jar.0521004.0065.403
- Kurten EL, Wright SJ, Carson WP (2015) Hunting alters seedling functional trait composition in a Neotropical forest. *Ecol* 96:1923–1932 doi:10.1890/14-1735.1
- LeBreton M, Prosser AT, Tamoufe U, et al (2006) Patterns of bushmeat hunting and perceptions of disease risk among central African communities. *Anim Conserv* 9:357-363 doi:10.1111/j.1469-1795.2006.00030.x
- Mann HB, Whitney DR (1947) On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann Mathem Stat* 18:50-60
- Medeiros MFST, Garcia L (2006) O consumo e as estratégias de caça utilizadas pelas populações tradicionais da Reserva Extrativista Chico Mendes. *Rev Intern Desenvol Local* 7:121–134.
- Melo ERA et al. (2015) Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern amazon. *Wildl Biol* 21:234-245 doi:10.2981/wlb.00095
- Mesquita GP, Barreto LN (2015) Evaluation of mammals hunting in Indigenous and rural localities in Eastern Brazilian Amazon. *Ethnobiol Conserv* doi:10.15451/ec2015-1-4.2-1-14
- National Research Council (NRC) (1981) Techniques for the study of primates population ecology. National Academy Press, Washington
- Nunez-Iturri G, Olsson O, Howe HF (2008) Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biol Conserv* 141:1536–1546 doi:10.1016/j.biocon.2008.03.020
- Oliveira MA (2012) Efeitos da caça de subsistência sobre a comunidade de mamíferos de uma reserva extrativista na Amazônia Sul-Occidental. Dissertation, Universidade Federal do Acre.
- Peres CA (1996) Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biol Conser* 77:115-123
- Peres CA (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. *Conserv Biol* 14:240-253

- Peres CA, Nascimento HS (2006) Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodivers Conserv* 15:2627–2653 doi:10.1007/s10531-005-5406-9
- Peres CA, Palacios E (2007) Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian Forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39(3):304-315 doi:10.1111/j.1744-7429.2007.00272.x
- Peres CA, Terborgh JW (1995). Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conserv Biol* 9:34-46
- Pulliam RH (1988) Source, sinks, and population regulation. *Am Nat* 132:652-661
- Ramos RM, Pezzuti JCB, Vieira EM (2016) Age structure of the vulnerable white-lipped peccary *Tayassu pecari* in areas under different levels of hunting pressure in the Amazon Forest. *Oryx* 50:56-62 doi:10.1017/S0030605314000350
- Redford KH, Robinson JG (1987) The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *Am Anthropol* 89:650-667
- Robinson JG, Bennett EL (2000) Carrying capacity limits to sustainability of subsistence hunting in tropical forest. In: Robinson JG and Bennett EL (eds) *Hunting for sustainability in tropical forest*. Columbia University Press, New York, pp 13-30
- Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) (2010) Plano de Manejo do Parque Estadual Chandless. I, II, III e IV. Rio Branco, Acre.
- Shapiro SS, WILK MB (1965) An analysis of variance test for normality (complete samples). *Bimetrika* 52:591-611
- Siegel S, Castellan Jr NJ (1975). *Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento*. Artmed Editora, São Paulo
- Siren AH, Wilkie DS (2006) The effects of ammunition price on subsistence hunting in an Amazonian village. *Oryx* 50:47-55 doi:10.1017/S003060531400026X
- Souza-Mazureki RR de, et al. (2000) Subsistence hunting among the Waimiri Atroari Indians in central Amazonia, Brazil. *Biodiver Conserv* 9:579–596. doi:10.1023/A:1008999201747
- Student (1908) The probable error of a mean. *Biometrika* 6:1-25.
- Terborgh J, Peres CA (2002) O problema das pessoas nos Parques. In: Terborgh J, Schaik CV, Davenport L, Madhu R. (eds) *Tornando os parques eficientes*

estratégias para a conservação da natureza nos trópicos. Ed. da UFPR, Curitiba, pp 334-346

Thiollay JM (2005) Effects of hunting on guianan forest game birds. *Biodiversity and Conservation* 14:1121_1135 doi:10.1007/s10531-004-8412-4.

Wilcoxon F (1945). Individual comparisons by ranking methods. *Biomet Bulletin* 1:80-83

Valsecchi J, El Birzi HR, Figueira JEC (2014) Subsistence hunting of *Cuniculus paca* in the middle of the Solimões River, Amazonas, Brazil. *J Biol* 74:560-568 doi: 10.1590/bjb.2014.0098

Zapata-Rios G, Urgiles,C, Suárez E (2009) Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx* 43, 375–385 doi:10.1017/S0030605309001914

APÊNDICES

Apêndice 1. Informações e link para as normas de publicação do periódico científico escolhido para submissão do primeiro e segundo artigo proveniente desta dissertação.

Nome da revista: Biodiversity and Conservation.

ISSN Online: 1572-9710.

Editora: Springer Netherlands.

Fator de Impacto (2017): 2,828.

Classificação Qualis/Capes em Biodiversidade: A1.

Link para acesso às normas da revista (instruções para autores):

<https://link.springer.com/journal/10531>

Apêndice 2 – Calendário de caça utilizado no Parque Estadual Chandless (AC).



**SECRETARIA DE ESTADO
de Meio Ambiente do Acre**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE- UFAC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE
RECURSOS NATURAIS
CALENDÁRIO DE CAÇA DO PARQUE ESTADUAL CHANDLESS



Código da Família:

Entregue: _____ **Recebido:** _____

ANTA



--	--	--	--	--	--

QUEIXADA



--	--	--	--	--	--

PACA



--	--	--	--	--	--

MÊS DE JANEIRO

DOMINGO	SEGUNDA	TERÇA	QUARTA	QUINTA	SEXTA	SÁBADO
	1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12	13
14	15	16	17	18	19	20
21	22	23	24	25	26	27
28	29	30	31			

CUTIARA



--	--	--	--	--	--

VEADO VERMELHO



--	--	--	--	--	--

VEADO ROXO



--	--	--	--	--	--

PORQUINHO



--	--	--	--	--	--

CUTIA



--	--	--	--	--	--

QUATIPURU



--	--	--	--	--	--

TATU



--	--	--	--	--	--

TATU- CANASTRA



--	--	--	--	--	--

MACACO PRETO



--	--	--	--	--	--

CAIRARA



--	--	--	--	--	--

MACACO PREGO



--	--	--	--	--	--

MACACO DA NOITE



--	--	--	--	--	--

GUARIBA



--	--	--	--	--	--

ONÇA PINTADA



--	--	--	--	--	--

ONÇA VERMELHA



--	--	--	--	--	--

JAGUATIRICA



--	--	--	--	--	--

JACAMIM



--	--	--	--	--	--

JACU



--	--	--	--	--	--

MUTUM



--	--	--	--	--	--

NAMBU



--	--	--	--	--	--

JABUTI



--	--	--	--	--	--

TRACAJÁ



--	--	--	--	--	--

ARARAS



--	--	--	--	--	--

OUTROS

--	--	--	--	--	--

Instruções: 1- Marque no mês o dia em que foi realizada a caçada;
 2- Para cada animal capturado deve-se pesar e em seguida colocar o seu peso dentro de um dos quadrados da espécie.

Apêndice 3 – Questionário utilizado no Parque Estadual Chandless (AC).

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE – UFAC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E MANEJO DE
RECURSOS NATURAIS – MECO
LABORATÓRIO DE ECOLOGIA DE MAMÍFEROS – LABEM

Questionário de Pressão de Caça

Parque Estadual Chandless (PEC- AC)

Morador/Colocação:

Data:

1. Espécie: _____

2. Peso (kg): _____

3. Qual técnica de caça foi utilizada?

Caçada a ponto.

Caçada de espera.

Caçada com cachorro.

Caçada com armadilha.

Outro. Qual? _____

4. Quanto tempo demorou a caçada?

5. Quantas pessoas participaram da caçada?

6. Quantidade de pessoas na família?
