

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

UNIVERSIDADE REGIONAL DO CARIRI



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ETNOBIOLOGIA
E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA - PPGETNO**

LEONARDO DA SILVA CHAVES

**CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS E PERCEPÇÃO DE CAÇADORES COMO
DRIVERS DE CAÇA EM ECOSISTEMAS PAN-NEOTROPICAIS.**

Recife – PE

2020

LEONARDO DA SILVA CHAVES

**CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS E PERCEPÇÃO DE CAÇADORES COMO
DRIVERS DE CAÇA EM ECOSISTEMAS PAN-NEOTROPICAIS.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza (UFRPE, UEPB, URCA e UFPE) como parte dos requisitos para obtenção do título de doutor.

Orientador:

Prof. Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque

Universidade Federal de Pernambuco

Coorientador:

Prof. Dr. Rômulo Romeu da Nóbrega Alves

Universidade Estadual da Paraíba

Recife – PE

2020

CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS E PERCEPÇÃO DE CAÇADORES COMO
DRIVERS DE CAÇA EM ECOSISTEMAS PAN-NEOTROPICAIS.
LEONARDO DA SILVA CHAVES

Tese defendida e aprovada em: __17__ / __02__ / __2020__

Presidente

Prof. Dr. Ulysses Paulino de Albuquerque (Titular)
Universidade Federal de Pernambuco

Examinadores

Prof. Dr. Rodrigo Felipe Rodrigues do Carmo (Titular)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Elcida de Lima Araújo (Titular)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Washington Soares Ferreira Junior (Titular)
Universidade de Pernambuco

Dra. Flavia Rosa Santoro (Titular)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Recife, PE
2020

Aos meus pais:

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao término de mais um ciclo de aprendizado, expresso aqui os meus sinceros agradecimentos...

Ao meu Orientador Prof. Ulysses Paulino de Albuquerque primeiramente pela confiança, pelo apoio em todas as etapas, pela enorme paciência e pelo empenho e preocupação em me orientar na busca pelo desenvolvimento não apenas de um melhor profissional, mas de uma pessoa melhor.

Ao meu coorientador Prof. Romulo Alves e ao Professor Thiago Gonçalves por todo suporte no amadurecimento dos produtos da tese.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE e ao Programa de Pós-graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza pelo apoio institucional e suporte logístico.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco - FACEPE pelo apoio financeiro na forma da bolsa de estudos.

Aos moradores das comunidades do interior do Parque Nacional do Catimbau pela colaboração com a pesquisa e pela receptividade em cada uma das idas a campo.

À todos os amigos do Laboratório de Ecologia e Evolução de Sistemas Socioecológicos pela oportunidade de aprendizado e crescimento pessoal e profissional, particularmente aos colegas Clara Assis, Carlos Vinicius, Valdir de Moura e Danilo Oliveira por todo apoio logístico, pelas risadas e pela oportunidade que me deram de aprender ao compartilhar um pouco do que sei.

Aos amigos, André Santos, Daniel Carvalho, André Borba e Juliane Hora, pela amizade fraterna, por poder contar com vocês tanto nos melhores momentos quanto nos mais tensos e a Edwine Soares e Temóteo Luiz, por espontaneamente terem passado a fazer parte da minha família.

À minha companheira Filipa Abreu, pela paciência e pela cumplicidade.

Aos meus pais, por tudo que sou.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO GERAL	7
1.1 - OBJETIVOS E QUESTIONAMENTOS	7
1.2 - ESTRATÉGIAS DE PESQUISA	8
1.3 - ESTRUTURA DA TESE	9
2 - CAPÍTULO I. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	11
2.1 - POR QUE CAÇAMOS?	11
2.2 - COMO ESCOLHEMOS O QUE CAÇAMOS?	12
2.2.1 - TEORIA DO FORRAGEAMENTO ÓTIMO	13
2.2.2 - TEORIA SOCIOECOLÓGICA DA MAXIMIZAÇÃO	14
2.3 - COMO A CAÇA AFETA O AMBIENTE?	15
3 - CAPÍTULO II. IMPLICAÇÕES DA PRESSÃO DE CAÇA DIRIGIDA A GRANDES MAMÍFEROS: UMA PERSPECTIVA MACROETNOBIOLÓGICA	18
4 - CAPÍTULO III. PREFERÊNCIAS E PERCEPÇÕES DE CAÇADORES COMO PREDITORES DE CAÇA EM UM ECOSISTEMA SEMIÁRIDO	41
5 - CAPÍTULO IV. WHAT MATTERS IN FREE LISTING? A PROBABILISTIC INTERPRETATION OF THE SALIENCE INDEX	61
6 - CAPÍTULO V. CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
6.1 - PRINCIPAIS CONCLUSÕES	82
6.2 - CONTRIBUIÇÕES TEÓRICAS DA TESE	82
6.3 - PRINCIPAIS LIMITAÇÕES DO ESTUDO	83
6.4 - PROPOSTAS DE INVESTIGAÇÕES FUTURAS	83
6.5 - ORÇAMENTO	83
6.6 - REFERÊNCIAS	85

RESUMO

A caça para fins alimentares é uma atividade historicamente praticada por populações humanas em praticamente todas as regiões do planeta. Entretanto, o crescimento populacional próximos de áreas conservadas tem intensificado a pressão sobre as espécies alvo. Um grande esforço vem sendo empreendido para compreender alguns aspectos relacionados à caça. Talvez a questão mais importante que precisa ser respondida é: “Que variáveis são capazes de prever a pressão de caça sobre uma espécie?” A maioria dos trabalhos que investigam padrões de caça, se estruturam sobre o cenário teórico da Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO). Apesar da grande contribuição dos trabalhos à luz da TFO, diversas evidências na literatura demonstram que a caça é uma atividade influenciada por inúmeros fatores não relacionados a trocas energéticas. Preferências por sabor, questões relacionadas à saúde, prestígio ou lazer são variáveis fundamentais para entender alguns padrões de caça. Fortemente influenciada pela TFO, a Teoria Socioecológica da Maximização (TSM) afirma que seres humanos selecionam recursos, seguindo uma lógica de redução de custos e maximização de benefícios em múltiplos parâmetros. Pautado na TSM, o objetivo dessa tese foi tentar identificar que fatores influenciam a seleção das espécies caçadas. Buscamos atingir esse objetivo a partir de duas abordagens. Inicialmente, realizamos uma revisão de literatura e uma análise em larga escala e avaliamos como características ambientais e aspectos ecológicos das espécies caçadas poderiam potencializar as chances de uma espécie ser caçada. Numa segunda abordagem, entrevistamos consumidores de caça em uma comunidade tradicional e verificamos como o custo-benefício, preferências pessoais e a abundância das espécies caçadas influenciam as chances de uma espécie ser caçada. Nós observamos uma preferência por espécies de grande porte como um padrão geral em larga escala. Entretanto, a priorização de espécies de biomassa elevada varia de acordo com o nível trófico da espécie caça e com o ecossistema em que a espécie ocorre. Nossos resultados também demonstram que o custo-benefício não é um fator necessariamente relevante na escolha de uma espécie alvo. Diferente disso, as preferências pessoais e a disponibilidade de um animal são as variáveis que mais explicam a pressão de caça. Por fim, desenvolvemos um método de análise de listas livres que tem o objetivo de identificar itens salientes e idiossincráticos a partir da criação de um cenário nulo com os valores de saliência dos itens de um domínio cultural.

Nosso conjunto de evidências deixa claro a necessidade do uso de modelos de estudo mais abrangentes que a TFO no estudo de atividades humanas.

1 - INTRODUÇÃO GERAL

1.1 OBJETIVOS E QUESTIONAMENTOS

A caça para fins alimentares é uma atividade historicamente praticada por populações humanas em praticamente todas as regiões do planeta. Entretanto, o crescimento populacional, a facilidade de acesso às áreas de caça e a facilidade na obtenção de tecnologias adequadas para a captura de animais têm intensificado a pressão sobre as espécies alvo (ROBINSON, 1999). A caça tem impactado fortemente populações de espécies selvagens e acarretado uma crescente preocupação devido à perda de biodiversidade em florestas tropicais (ROBINSON; BENNETT, 2002). Essa crescente demanda por carne de caça deflagrou o que vem sendo chamado de “crise da caça” (BENNETT et al., 2007).

Um grande esforço vem sendo empreendido para compreender alguns aspectos relacionados à caça. Talvez a questão mais importante que precisa ser respondida é: como os caçadores escolhem os animais que irão caçar? Ou, em outras palavras, que variáveis são capazes de prever a pressão de caça sobre uma espécie? A literatura aos poucos tem conseguido responder essa pergunta. Jerozolimski & Peres (2003), por exemplo, demonstraram que 83% da seletividade de caçadores da Amazônia pode ser explicado pela biomassa das espécies. De acordo com os resultados dos autores, animais com biomassa com cerca de 12kg são cerca de duas vezes mais priorizadas para caça que animais com metade desse peso. Fa et al. (2005), por outro lado, sugerem que em áreas em que animais de grande porte são raros, animais mais abundantes serão os mais caçados.

A maioria dos trabalhos que investigam padrões de caça, partem de um mesmo cenário teórico. A Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO) tem sido amplamente utilizada como base teórica para compreender o comportamento humano na exploração de diversos recursos (ALVES et al., 2017; SOLDATI; DE ALBUQUERQUE, 2012). O uso dessa teoria em estudos que investigam o comportamento de caçadores humanos admite que eles são capazes de avaliar se uma determinada espécie lhe trará vantagem o suficiente para compensar todos os custos necessários para sua captura (Levi et al. 2011; Sirén and Wilkie 2016). O modelo mais comumente utilizado nesses estudos prediz que caçadores priorizam espécies que garantam uma maior quantidade de energia em relação ao tempo gasto para sua aquisição (MACARTHUR; PIANKA, 1966; PYKE; PULLIAM; CHARNOV, 1977).

Apesar da grande contribuição dos trabalhos à luz do Forrageamento Ótimo, diversas evidências na literatura demonstram que a caça é uma atividade influenciada por inúmeros fatores não relacionados a trocas energéticas. Preferências por sabor, questões relacionadas à saúde, prestígio ou lazer são variáveis fundamentais para entender alguns padrões de caça (VAN VLIET; MBAZZA, 2011). Fortemente influenciada pela TFO, a Teoria da Maximização

afirma que seres humanos selecionam recursos, seguindo uma lógica de redução de custos e maximização de benefícios em um espaço n-dimensional (ALBUQUERQUE et al., 2019a). Segundo a Teoria da Maximização, os recursos que teriam mais chances de serem incorporados em um sistema socio-ecológico seriam aqueles que trouxessem um máximo retorno não apenas em relação aos parâmetros associados a uma lógica de custo/benefício energético, mas em relação a quaisquer fatores que influenciam seu uso.

Dessa forma, o objetivo dessa tese foi tentar identificar que fatores influenciam a seleção das espécies caçadas. Tentamos evitar as fragilidades de estudos anteriores, incluindo em nosso delineamento amostral variáveis associadas a aspectos culturais que influenciam a caça. Para tanto, optamos pelo uso da Teoria Socioecológica da Maximização para fundamentar nossas hipóteses. Uma vez que se trata de uma abordagem que permite a integração de múltiplos fatores.

1.2 - ESTRATÉGIAS DE PESQUISA

O primeiro produto da tese foi desenvolvido em uma escala macroecológica. Devido a amplitude do trabalho, optamos por trabalhar com dados secundários a partir de uma revisão sistemática de literatura. Nessa etapa do trabalho, consideramos a possibilidade de realizar uma metanálise (KORICHEVA; GUREVITCH, 2013). A realização de metanálises, entretanto, apresenta alguns desafios, como a falta de padronização dos meios de coleta, riscos de viés no desenho experimental ou nas análises (BORENSTEIN et al., 2009). Dessa forma, devido da heterogeneidade flagrante dos trabalhos, essa estratégia não nos permitia testar nossas hipóteses. Optamos, portanto, por utilizar apenas dados brutos dos trabalhos capturados na revisão sistemática em associação com dados consultados em repositórios digitais gratuitos (ver Marcial & Hemminger 2010). Essa estratégia, ainda que mais trabalhosa, viabilizou a realização do trabalho na escala desejada com uma quantidade muito menor de vieses.

No segundo produto realizamos um trabalho em escala local e pela coleta de dados primários. Para garantir a qualidade dos nossos dados, avaliamos criticamente as particularidades do nosso sistema e lançamos mão de um conjunto de métodos de coleta de dados. Um dos maiores problemas para a coleta de dados sobre caça é a necessidade de uma relação de confiança bem estabelecida entre pesquisador e participante. Para ter informações básicas do nosso sistema, no nosso primeiro esforço de coleta decidimos realizar apenas entrevistas e listas livres. Esses métodos têm a vantagem de dispensar o uso de qualquer artefato de apoio, permitir uma maior flexibilidade em sua aplicação e um contato mais direto com o participante, estimulando o rapport.

Antes de prosseguir com a coleta de dados, precisamos escolher os itens mais importantes entre os citados nas listas livre. A dificuldade em estabelecer esse ponto de corte evidenciou a

falta de objetividade na forma como as listas livres vem sendo interpretadas em outros trabalhos publicados. Optamos pelo uso de métodos de aleatorização (vide Capítulo IV da tese), como uma estratégia imparcial e probabilística para evitar decisões arbitrárias ou intuitivas.

Para coletarmos informações específicas sobre animais caçados, precisamos garantir que nós e os participantes nos referíamos a uma mesma espécie (MEDEIROS et al., 2014). Devido a isso, todas as etapas subsequentes utilizaram o apoio de estímulos visuais.

Por fim, o objetivo principal deste capítulo da tese exigia que aspectos subjetivos dos caçadores (preferência por sabor e abundância relativa) fossem codificados em dados objetivos para compor um modelo estatístico. Optamos pelo uso conjunto de técnicas qualitativas (entrevistas) e quantitativas (ordenamento de figuras e exercício de pontuação). Em trabalhos etnobiológicos, as abordagens qualitativa e quantitativa são vistas como complementares. A estratégia qualitativa é uma ferramenta fundamental para registrar percepções, hábitos e crenças enquanto as técnicas quantitativas buscam investigar um nível de realidade mais objetivo (ALBUQUERQUE et al., 2014).

1.3 - ESTRUTURA DA TESE

O primeiro capítulo da Tese trata-se da Fundamentação Teórica. Esse capítulo apresenta uma breve revisão narrativa da literatura pertinente aos temas principais da tese. No segundo capítulo buscamos verificar a existência de padrões macroecológicos para a seleção de espécies caçadas. O estudo foi desenhado a luz da Teoria Socioecológica da Maximização, para que pudéssemos ir além dos modelos de otimização de forrageio e testar não só o efeito de variáveis como biomassa e abundância, mas também fatores não relacionados ao custo-benefício da caça, como preferências pessoais. Por meio de uma revisão sistemática, levantamos dados de animais caçados na Amazônia e na Caatinga. Somamos a isso dados de ocorrência, e distribuição de espécies em todos os locais de caça e características biológicas de todas as espécies registradas. Demonstramos que a pressão de caça é fortemente guiada pelo tamanho corporal das presas e pelo risco associado à sua captura. Adicionalmente, verificamos que os padrões de caça entre Amazônia e Caatinga diferem em alguns aspectos. Observamos que caçadores em áreas de caatinga flexibilizam suas escolhas, sendo menos seletivos em relação aos dois aspectos testados. Por meio de uma breve retomada histórica, concluímos que as diferenças encontradas entre Amazônia e Caatinga sugerem que os caçadores têm alterado seu comportamento de caça frente a um avançado processo de defaunação, em curso na Caatinga.

No terceiro capítulo da tese, buscamos entender melhor o padrão verificado nos resultados do capítulo anterior, realizando um estudo mais focado nos padrões de caça da caatinga. Dessa vez, realizamos o trabalho em escala local, coletando os dados diretamente para que pudéssemos delinear melhor nosso desenho amostral e ter um maior controle sobre a qualidade

dos dados. Nesse trabalho, entrevistamos habitantes de comunidades rurais em áreas de caatinga e registramos suas percepções sobre o sabor, o esforço de captura dos animais consumidos, o rendimento estimado da caça e a abundância percebida para cada espécie citada. Os resultados que encontramos esclarecem um pouco o padrão encontrado no capítulo anterior ao demonstrar que a abundância e a preferência pelo sabor da caça são os fatores mais importantes na seleção de espécies.

O quarto capítulo da tese nasce de uma necessidade identificada durante o desenvolvimento do capítulo anterior. A coleta de dados do Capítulo III foi realizada em duas etapas. Na primeira etapa utilizamos a técnica de “Listas livres” com o objetivo de identificar os animais caçados na região. Nosso próximo objetivo seria levantar informações mais detalhadas sobre as espécies citadas para a criação de um modelo estatístico. Para garantir a qualidade dessas informações, precisávamos eliminar os itens citados com pouca ou nenhuma relevância para a caça na região. Seguindo o consenso da literatura, utilizamos o Índice de Saliência para calcular o grau de importância dos itens citados, entretanto, mesmo após uma exaustiva busca não encontramos nenhum método objetivo que nos indicasse o limite entre os itens relevantes e as idiossincrasias. Este capítulo, portanto, apresenta o método estatístico que desenvolvemos para solucionar nosso problema, atribuindo um “*valor de p*” aos itens de uma Lista livre. Uma vez que percebemos a identificação dos limites entre os itens citados em um conjunto de listas livres é um problema recorrente, decidimos publicar nossa proposta de método em forma de artigo. Para ilustrar a análise que criamos, optamos por incluir no paper um banco de dados com informações não relacionadas à tese, mantendo assim o ineditismo dos dados do terceiro capítulo até sua publicação. Essa

2 - CAPÍTULO I: FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 - POR QUE CAÇAMOS?

A relação entre seres humanos e os demais animais é tão antiga quanto o a própria história da evolução dos hominídeos. Entretanto, em algum momento da história a relação entre os primitivos seres humanos e os demais representantes da fauna começa a se alterar. Esse ponto de virada, provavelmente ocorreu no pleistoceno inferior (cerca 2.0 milhões de anos atrás), quando pela primeira vez a carne de outros animais passa a fazer parte da dieta de hominídeos (POTTS; SHIPMAN, 1981). Ainda no pleistoceno a prática de caça começa a se desenvolver (FERRARO et al., 2013). Registros dessa interação estão amplamente distribuídos em pinturas rupestres (BAHN; VERTUT, 1997) e somados a diversos documentos históricos atestam como a relação entre humanos e outros animais tornou-se complexa (Bahn and Vertut, 1997). Os animais deixaram de ser vistos simplesmente como comida, sendo a eles atribuído significados místicos e posteriormente adotados como animas de trabalho ou mesmo como pets (MITHEN, 1999).

A “caça”, ou “atividade cinegética”, pode ser definida como a retirada de um animal (mamífero, ave, réptil ou anfíbio), não domesticado, da natureza por qualquer meio e para qualquer propósito (NASI et al., 2008). Os motivos mais comuns para a prática da caça compreendem: a obtenção de recursos medicinais, a busca por troféus (chifres, peles, dentes, etc), a captura de indivíduos vivos para servirem como “animais de estimação” (pets) e a caça para alimentação (NASI et al., 2008). A carne de animais caçados é um recurso amplamente explorado por populações rurais em diversas partes do mundo (VAN VLIET; MBAZZA, 2011). Em muitos desses lugares, a carne de caça tem um papel de subsistência fundamental, sendo, por vezes, a única fonte de proteína disponível para a dieta (e.g. BUAINAIN; GARCIA, 2013). Nesse sentido, a pressão de caça é dirigida por fatores sócias, econômicos, demográficos e geográficos (BRASHARES et al., 2011; FA et al., 2009; JENKINS et al., 2011). Alguns trabalhos têm sugerido, por exemplo, que pessoas de baixa renda (WILKIE; GODOY, 2001), residentes em comunidade remotas e economicamente vulneráveis (NIELSEN et al., 2017) são aquelas que mais consomem carne de caça.

Entretanto, diferente do que se poderia supor, o consumo de carne de caça não está necessariamente ligado à ausência de uma alternativa nutricional para a obtenção de proteínas (VAN VLIET; MBAZZA, 2011). Em comunidades rurais com acesso limitado a centros comerciais ou onde as pessoas possuem uma renda extremamente baixa e o consumo de caça pode ser a única opção disponível para a obtenção da quantidade mínima de proteína necessária, os motivos que levam ao seu consumo são relativamente óbvios. Por outro lado, ainda que não

saibamos claramente os motivos que levam as pessoas a fazer essa escolha, aparentemente a carne de caça continua sendo consumida, a despeito de existirem outras opções acessíveis (VAN VLIET; MBAZZA, 2011). Como dito anteriormente, a relação entre seres humanos e animais é extremamente complexa. Dessa forma, os motivos que levam as pessoas a consumirem carne de caça são extremamente variados, como sabor, hábito, tradição, prestígio ou fins ritualísticos (MFUNDA; RØSKAFT, 2010; VAN VLIET; NASI; TABER, 2011). Em consequência disso, algumas pessoas estão dispostas a pagar preços relativamente altos para consumir carne de caça, caso seja de sua preferência (TREFON; MARET, 1999). Ao descrever o consumo de caça em áreas urbanas da República dos Camarões, King (1994) aponta a preferência como fator predominante para o consumo de caça, uma vez que outras alternativas de carne podem ser adquiridas por preços mais baixos que as opções caçadas. Evidências semelhantes foram encontradas por Wilkie et al. (2005), que concluíram que outros tipos de proteína não são substitutos da carne de caça, uma vez que a queda do preço da carne de frango, gado ou peixe não interferiam no consumo de carne de caça (but see VAN VELDEN; WILSON; BIGGS, 2018)

2.2 – COMO ESCOLHEMOS O QUE CAÇAMOS?

Mais recentemente mudanças no perfil de populações rurais em torno no mundo vem preocupando especialistas. O acelerado crescimento populacional, uma maior facilidade em acessar áreas naturais e o barateamento e popularização de técnicas mais eficientes de caça (NUÑEZ-ITURRI; HOWE, 2007) vem aumentando a pressão de caça em áreas ainda conservadas. As consequências da sobrecaça são particularmente preocupantes. Talvez a maior evidência do potencial devastador do impacto da caça sobre a biodiversidade seja a extinção de todo um grupo de animais que caracterizava a megafauna do pleistoceno (MELTZER, 2015; SMITH et al., 2018). A magnitude do impacto potencial da caça ressalta a necessidade de compreender melhor os padrões de caça em escala global para o estabelecimento de políticas de conservação das atuais populações de espécies caçadas.

Uma das questões mais importantes para fins de conservação é identificar as espécies mais vulneráveis à pressão de caça para desenvolver estratégias eficientes para sua proteção. Nesse sentido, uma avaliação cuidadosa das espécies em ameaça de extinção pela forte pressão de caça revela características bastante específicas (RIPPLE et al., 2016). Alguns trabalhos vêm demonstrando, por exemplo que Seres humanos desenvolveram complexos caçadores em diversas áreas tropicais são seletivos e abatem preferencialmente espécies de grande porte (e.g. STAFFORD; PREZIOSI; SELLERS, 2017). Jerolimski e Peres (2003), por exemplo, demonstraram que 83% da seletividade de caçadores pode ser explicado pela biomassa das

espécies. De acordo com os resultados dos autores, animais com biomassa com cerca de 12kg são cerca de duas vezes mais priorizadas para caça que animais com metade desse peso. A elevada abundância de uma espécie também parece atrair a atenção de caçadores. Em locais com baixa disponibilidade de animais de grande porte, os caçadores usam métodos pouco seletivos ou optam por espécies que demandem um menor esforço de captura (FA; RYAN; BELL, 2005b).

2.2.1 – TEORIA DO FORRAGEAMENTO ÓTIMO

Muitos, senão a maioria dos trabalhos que registram características ecológicas de animais caçados na tentativa de identificar padrões utilizam como pano de fundo a Teoria do Forrageamento Ótimo (JEROZOLIMSKI; PERES, 2003; LEVI et al., 2011; LUPO, 2006; SIRÉN; WILKIE, 2016; STAFFORD; PREZIOSI; SELLERS, 2017). A Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO) postula que animais adotam estratégias de forrageio que lhes garantam o resultado mais favorável, considerando a energia gasta na obtenção do recurso e o ganho energético proveniente do seu consumo (Macarthur and Pianka 1966; Pyke et al. 1977). O uso dessa teoria na investigação do comportamento de caçadores humanos admite, portanto, que eles são capazes de avaliar se uma determinada espécie lhe trará vantagem o suficiente (por exemplo, calorias) para compensar todos os custos necessários para sua captura (por exemplo, tempo gasto na preparação de armadilhas ou perseguição de animais, gastos em munição etc.) (Levi et al. 2011; Sirén and Wilkie 2016). O modelo de forrageamento mais comumente utilizado e o mais adequado para identificar as espécies mais ameaçadas pela pressão de caça para avaliar o comportamento de caçadores é o “modelo de escolha de presas” ou “modelo de amplitude da dieta”. O modelo de escolha de presas pressupõe que um forrageador sai em busca de todas as presas ao mesmo tempo e as encontra aleatoriamente uma após outra no ambiente (LUPO, 2007). O tempo gasto para a aquisição da presa é dividido em duas etapas que ocorrem de maneira independente: busca e manipulação. Como o modelo assume que as presas são encontradas de maneira aleatória, assume-se que o tempo gasto com a busca é o mesmo para qualquer uma delas (LUPO, 2007). O tempo de manuseio inclui o tempo gasto na perseguição, no processamento e no consumo da presa depois que ela foi encontrada (LUPO, 2007).

Assume-se também que os forrageadores classificam todos os recursos em uma mesma escala de lucratividade, por exemplo, “quilocalorias por unidade de tempo de manuseio” (retorno por custo). O pressuposto do modelo é que os forrageadores buscam aumentar sua lucratividade líquida de aquisição de energia, priorizando os recursos que apresentem a relação mais favorável entre retorno e lucro (MACARTHUR; PIANKA, 1966).

2.2.2 – TEORIA SOCIOECOLÓGICA DA MAXIMIZAÇÃO

A TFO vem sendo utilizada massivamente não apenas em trabalhos que investigam a caça de animais, mas na compreensão do uso de recursos por populações humanas como um todo (ALVES et al., 2017; SOLDATI; DE ALBUQUERQUE, 2012). Albuquerque et al. (2019a), entretanto, argumentam que a capacidade preditiva da TFO não é suficiente para aprofundar nossa compreensão sobre a maneira como os seres humanos se relacionam com recursos naturais e propõem a Teoria Socioecológica da Maximização (TSM) como uma alternativa.

A TSM se sustenta em três premissas básicas. A primeira premissa afirma que os recursos utilizados em um sistema socioecológico não são selecionados de maneira aleatória, pois a experimentação desses recursos é influenciada pelo conhecimento prévio de atributos do recurso (ALBUQUERQUE et al., 2019a). Seres humanos desenvolveram complexos sistemas socioecológicos que viabilizam a transmissão de um largo corpo de conhecimentos sobre os recursos naturais disponíveis nos ambientes que ocupam (ALBUQUERQUE et al., 2019b). Os recursos são selecionados para o uso a partir de pistas morfológicas ou organolépticas que indiquem que o recurso é adequado para o uso que se pretende. Esse processo de seleção de recursos é observado de maneira mais evidente na seleção de plantas medicinais que possuem gosto semelhante para o tratamento de doenças com sintomas semelhantes (MEDEIROS; SANTOS PINTO; DO NASCIMENTO, 2015).

A segunda premissa afirma que os recursos mais utilizados por populações humanas são aqueles que garantem o máximo retorno em relação aos diversos parâmetros que envolvem o seu uso (ALBUQUERQUE et al., 2019a). O uso de um determinado recurso é influenciado não apenas por aspectos diretamente relacionados a finalidade de seu uso, com também por diversos fatores indiretos. A caça de um determinado animal para alimentação, por exemplo, deve ter como objetivo principal a obtenção de energia necessária para a manutenção do organismo. Para essa finalidade específica, de maneira simplificada, a quantidade de calorias que pode se obter com o consumo de um indivíduo e o esforço necessário para sua captura são os aspectos diretos que devem ser levados em consideração. De maneira indireta, conforme dito anteriormente, o prestígio obtido pela caça de um animal feroz, o prazer experimentado na perseguição de determinada presa ou a preferência pelo sabor da carne de um determinado animal são fatores indiretos, porém igualmente importantes. Segundo a TSM, a espécie mais capturada seria aquela que garantisse o melhor balanço entre todos esses aspectos e não apenas nos fatores de influência direta (ALBUQUERQUE et al., 2019a).

A última premissa do TSM é um alerta para o fato de que o poder explicativo das variáveis preditoras varia entre os domínios utilitários (ALBUQUERQUE et al., 2019a). Nesse sentido,

ainda que a caça esteja sempre sendo influenciada por um mesmo conjunto de fatores, o peso de cada um desses fatores vai variar em função do objetivo último da caça. Se um animal está sendo caçado não apenas para alimentação, mas por sua utilidade medicinal, por exemplo, é bastante provável que o retorno calórico passe a ter uma importância bastante reduzida para sua escolha.

2.3 – COMO A CAÇA AFETA O AMBIENTE?

A consequência direta mais comum do efeito da exploração humana sobre os outros organismos é a defaunação. A defaunação pode ser entendida como a redução da abundância de indivíduos de populações animais em escala local ou regional, ou mesmo a sua completa extinção (VAN VLIET et al., 2016). As consequências da redução da biodiversidade podem ser equiparadas em magnitude a outras grandes mudanças globais deletérias (HOOPER et al., 2012), uma vez que seus impactos negativos podem ocorrer de forma direta ou por efeitos em cascata, causando problemas que vão além da redução da diversidade geral de espécies. Os diversos níveis que compõem um ecossistema são interdependentes e alterações em qualquer dos elos dessa cadeia podem causar distúrbios em todo o sistema (TERBORGH; HOLT; ESTES, 2010), sendo as consequências mais visíveis quando a diversidade de organismos consumidores é afetada (CARDINALE et al., 2012).

A redução da abundância de algumas espécies de animais silvestres pode causar ainda sensíveis alterações no ecossistema por efeitos em cascata. Em florestas tropicais aves e mamíferos desempenham um papel fundamental no ciclo reprodutivo de angiospermas, através da dispersão de sementes (FLEMING; JOHN KRESS, 2011). De acordo com as adaptações morfológicas observadas em plantas de florestas tropicais, a forma de dispersão mais comumente encontrada nesses ecossistemas, mesmo em regiões de semiárido, é a zoocoria (BULLOCK, 1995; GRIZ; MACHADO, 2001). Variações nas populações ou no comportamento de dispersores afetam diretamente a população de plantas (BULLOCK, 1995). A evidência clara da ação humana influenciando essa relação pode ser vista, por exemplo, no trabalho desenvolvido por Effiom et al. (2014) na Nigéria. Os resultados mostraram que áreas com diferentes intensidades de caça apresentaram, além de variações na abundância de animais caçados, alterações claras no recrutamento de plântulas dispersadas por espécies cinegéticas (EFFIOM et al., 2014). Resultados bastante similares foram encontrados ao comparar-se áreas protegidas com áreas com intensa atividade de caça a primatas no Peru (NUÑEZ-ITURRI; HOWE, 2007). Áreas com forte pressão de caça apresentaram uma redução de cerca de 55% na riqueza de espécies de plantas cujas sementes são dispersadas por primatas (NUÑEZ-ITURRI; HOWE, 2007).

Além de interromper processos ecológicos importantes, a defaunação também pode impactar a saúde humana, por criar condições favoráveis à disseminação de doenças. Uma das grandes preocupações tem sido o crescimento da abundância de roedores como uma consequência da eliminação seletiva de algumas espécies (GALETTI et al., 2015; KOERNER et al., 2016; ROSIN; POULSEN, 2016). Roedores causam fortes impactos negativos à saúde pública, por serem importantes reservatórios de zoonoses. Atualmente, cerca de 70 zoonoses virais são registradas para roedores (LUIS et al., 2013), destacando-se, por seu risco à saúde humana, o Arenavirus (CHARREL; DE LAMBALLERIE, 2010) e o Hantavirus (SCHMALJOHN; HJELLE, 1997).

Experimentalmente, o efeito regulador da diversidade de espécies foi evidenciado em um estudo desenvolvido no Quênia, o qual avaliou o efeito da extinção de mamíferos de grande porte, analisando taxas de prevalência e abundância de bactérias do gênero *Bartonella* em roedores. Em áreas de exclusão dos grandes mamíferos, apesar de não se observar diferenças na diversidade de hospedeiros ou de parasitas, verificou-se um sensível crescimento na abundância de hospedeiros infectados (YOUNG et al., 2014). Um estudo manipulativo realizado no Panamá, desenvolvido para compreender o papel da diversidade na transmissão do Hantavirus em roedores, evidenciou que a diversidade de espécies em um ecossistema pode conter a prevalência de infecções em roedores por dois processos distintos. O maior número de espécies pode controlar a população de hospedeiros devido à competição por recursos ou diminuir a taxa de interação entre indivíduos da mesma espécie e, conseqüentemente, reduzir a probabilidade de transmissão (SUZÁN et al., 2009). Apesar das evidências do papel da diversidade de espécies como amortecedor da transmissão de patógenos, não há ainda consenso a respeito disso (see YOUNG et al., 2013), sendo ainda necessário o investimento em trabalhos empíricos que investiguem o efeito da defaunação na transmissão de zoonoses por meio de roedores.

A extensão dos efeitos da defaunação podem envolver não apenas conseqüências próximas. Alterações drásticas em funções ecológicas podem desencadear rápidas mudanças evolutivas, principalmente em organismos de vida curta (ESTES; BRASHARES; POWER, 2013). Alguns estudos têm mostrado que, em sistemas submetidos à exploração humana, os organismos alvo podem apresentar mudanças fenotípicas cerca de 300% mais rápido do que em um sistema natural (DARIMONT et al., 2009). Galetti et al. (2013) demonstraram claras alterações evolutivas, ocorridas em cerca de apenas 100 anos, aferidas através do tamanho das sementes produzidas por indivíduos de populações da palmeira *Euterpe edulis* Mart.. Os autores compararam populações distribuídas ao longo de áreas de Mata Atlântica com diferentes níveis

de caça sobre aves dispersoras de sementes (tucanos e cotingas) e concluíram que a extinção local de aves de grande porte pode ter promovido novas interações que favoreceram indivíduos com sementes significativamente menores (GALETTI et al., 2013).

A espécie humana se destaca como elemento chave no ambiente, com uma inigualável capacidade de interferir nas mais diversas funções ecológicas, modificando muitas vezes todo um ecossistema (BOIVIN et al., 2016). Portanto, admitindo que a compreensão da complexidade humana é tão importante quanto a do ecossistema, até mesmo os biólogos da conservação reconhecem que apenas o conhecimento biológico não é suficiente para resolver problemas de conservação (MASCIA et al., 2003). Entretanto, apesar dos estudos de conservação já compreenderem a ação humana como importante preditora da alteração de outras variáveis ecológicas (EFFIOM et al., 2014; GALETTI et al., 2013), o estudo da importância dos fatores sociais, apesar de fundamental, é ainda relativamente rara (DICKMAN, 2010).

Frente a essa necessidade, a Etnobiologia destaca-se como uma ciência centrada na correlação dos dois principais elementos dessa crise (ALBUQUERQUE; ALVES, 2016). Com essa perspectiva, a etnobiologia, torna-se essencial nos esforços de conservação de fauna, por considerar em sua investigação, além dos fatores biológicos relevantes, os papéis culturais, econômicos, sociais e tradicionais dos animais nas sociedades humanas (ALVES, 2012). A abordagem etnobiológica também figura como a mais adequada para orientar programas que objetivem atuar na conservação de espécies caçadas para fins alimentares. Devido à complexidade de fatores que estimulam a caça, tais programas devem considerar informações sobre contextos sociais locais e o conhecimento científico sobre características ecológicas das espécies alvo (BRAGAGNOLO et al., 2019). Em áreas onde a caça é praticada por motivações econômicas, por exemplo, é possível que a introdução de meios de subsistência alternativos e ações de educação ambiental e marketing social que alertem as pessoas sobre os potenciais riscos à saúde e ao ambiente tenham boas respostas. O desenvolvimento de programas de manejo comunitário de caça também é uma solução promissora, particularmente para contextos em que a caça é praticada ainda por comunidades tradicionais ou populações indígenas (CAMPOS-SILVA; PERES, 2016). Exemplos de programas bem sucedidos de uso sustentável de fauna aquática na Amazônia demonstram que a além da recuperação de populações animais caçados, essa pode ser uma alternativa de geração de renda e aumento de segurança social de comunidades que dependem da caça (CAMPOS-SILVA; PERES, 2016).

CAPÍTULO II

IMPLICAÇÕES DA PRESSÃO DE CAÇA DIRIGIDA A GRANDES MAMÍFEROS: UMA PERSPECTIVA MACROETNOBIOLÓGICA

(Revista pretendida: Biodiversity and Conservation)

<https://www.springer.com/journal/10531/submission-guidelines>

IMPLICAÇÕES DA PRESSÃO DE CAÇA DIRIGIDA A GRANDES MAMÍFEROS: UMA PERSPECTIVA MACROETENOBIOLÓGICA

Leonardo S. Chaves^{1,2}; Thiago Gonçalves-Souza³; André Luiz Borba do Nascimento²; Rômulo R. N. Alves⁴; Ulysses Paulino de Albuquerque²

1 Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 52171-900, Recife, PE, Brasil; 2 Laboratório de Ecologia e Evolução de Sistemas Socioecológicos, Centro de Biociências, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, 50670-901, Recife, PE, Brasil; 3 Laboratório de Síntese Ecológica e Conservação da Biodiversidade, Departamento de Biologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil; 4 Departamento de Biologia e Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Estadual da Paraíba, Av. das Baraúnas, 351/Campus Universitário, Bodocongó, Campina Grande-PB, 58109-753, Brasil

RESUMO

Segundo a Teoria Socioecológica da Maximização os recursos mais usados por populações humanas são aqueles que fornecem máximo retorno em múltiplos parâmetros. Para caçadores, por exemplo, além do retorno energético, o risco para a aquisição do recurso ou a sua disponibilidade sazonal são fundamentais na escolha da caça. Nesse estudo, compilamos 44 estudos sobre a caça de mamíferos na Amazônia e na Caatinga e comparamos características entre espécies caçadas com espécies da mesma região que não são caçadas. Apresentamos aqui uma avaliação em larga escala sobre quais características determinam a propensão à caça de mamíferos. Demonstramos que a pressão de caça varia não apenas com a biomassa, mas também com o ecossistema e com o nível trófico da espécie caçada. Observamos, por exemplo, que em ambiente amazônico herbívoros de grande porte possuem cerca de 7.6 vezes mais chances de serem caçados do que animais de pequeno porte. Nesse mesmo ecossistema, entretanto, carnívoros de grande porte são evitados pelos caçadores, e possuem sete vezes menos chances de serem caçados do que herbívoros de mesmo tamanho. Em ambientes de Caatinga, além da pressão de caça ser mais uniforme, de maneira inversa ao que observamos

na Amazônia, carnívoros de grande porte têm 160% mais chances de serem caçados que herbívoros de mesmo tamanho. Concluimos que apesar de caçadores priorizarem a biomassa, variáveis não relacionadas ao retorno energético têm forte influência sobre essas decisões. Destacamos também a necessidade de futuros trabalhos que investiguem de forma mais aprofundada o papel das variações ambientais nas estratégias de caça.

Palavras-chave: Etnobiologia, Etnozoologia, Maximização, TSM, Bushmeat, TFO

INTRODUÇÃO

A caça de animais para alimentação é uma atividade desenvolvida pelos seres humanos há pelo menos 2 milhões de anos como uma forma de obtenção de calorias e nutrientes fundamentais para a dieta (Ferraro et al. 2013). Em determinados contextos a caça pode ter consequências altamente deletérias. Estudos anteriores demonstraram, por exemplo, que a forte pressão de caça contribuiu para a extinção de várias espécies na megafauna do Pleistoceno (Meltzer 2015, Smith et al. 2018). Atualmente, a caça continua sendo uma atividade de extrema importância para muitas populações humanas, tanto como forma de obtenção de proteína quanto como fonte de renda (Brown and Williams, 2003). Dado o crescimento de populações humanas que exploram esses animais e o recente acesso a tecnologias que maximizam sucesso de captura, o impacto sobre esses organismos têm aumentado irreversivelmente (Robinson 1999). Um grande esforço tem sido realizado para compreender de maneira mais aprofundada essa atividade (ver Zuo et al. 2013). Entretanto, apesar do grande volume de material produzido, a maioria desses trabalhos investiga contextos locais, o que não nos permite prever, por exemplo, quais características determinam a propensão de uma espécie ser caçada. Esse tipo de obstáculo limita nossa capacidade de promover políticas de conservação em escala nacional ou global que possam proteger futuras populações de mamíferos da extinção.

Atualmente, estudos sugerem que existem vários fatores que afetam a propensão de espécies de mamíferos a serem caçadas. Por exemplo, fatores subjetivos como sabor, hábito, tradição, prestígio ou fins ritualísticos podem interferir na frequência com que uma espécie é caçada (Vliet et al. 2011). Ainda que esses fatores variem entre culturas, as espécies encontradas em baixas densidades em áreas sujeitas a forte pressão de caça parecem possuir características semelhantes. Por exemplo, a grande quantidade de espécies de ungulados e primatas atelídeos ameaçados devido à caça para consumo humano, sugere a existência uma forte preferência por herbívoros de grande porte (Stafford et al. 2017). Nesse sentido, a literatura vem evidenciando que caçadores preferem a caça de animais de grande porte, devido ao elevado retorno energético

obtido. De fato, Jerozolinski e Peres (2003) demonstraram que 83% da seletividade de caçadores pode ser explicado pela biomassa das espécies em escala local. Ainda, os autores mostraram que animais de 12kg são aproximadamente duas vezes mais caçados do que animais com metade desse peso. Porém, é fundamental expandir o caráter contingencial dos estudos locais para compreender se - independente da cultura local ou das espécies disponíveis para caça - existem atributos de mamíferos que sejam preferidos por populações humanas em escala mais ampla.

Recentemente estudos com macroecologia humana (Burnside et al. 2012) e macro-etnobiologia (Gutiérrez-Santillán et al. 2019) têm reconhecido processos em macroescala que determinam padrões de distribuição da espécie humana e de sua relação com outras espécies e com o ambiente. De fato, a conexão entre a macroecologia humana e a macro-etnobiologia parece um caminho promissor para integrar processos ecológicos em ampla escala com dados produzidos repetidamente (no espaço e no tempo) com estudos em escala local (e.g., Gutiérrez-Santillán et al. 2019).

A proposição recente da Teoria Socioecológica da Maximização (sensu Albuquerque et al. 2019) favorece a criação de previsões sobre o uso de recursos por populações humanas tanto em escala local quanto macroecológica. A teoria prevê que os recursos mais usados e, assim, preferidos por populações humanas, seriam aqueles que fornecessem máximo retorno em múltiplos parâmetros (e.g., disponibilidade, eficiência energética, etc.) (Albuquerque et al. 2019). Para caçadores, por exemplo, é possível prever que além do retorno energético (geralmente adquirido no consumo de animais maiores), outros fatores são essenciais para determinar a escolha da caça, como o risco para a aquisição do recurso ou a sua disponibilidade sazonal. A inclusão de fatores ambientais e comportamentais em modelos preditivos são, portanto, essenciais para compreender o padrão de caça em ampla escala. Climas áridos, por exemplo, podem intensificar a caça de subsistência e aumentar a probabilidade de extinção das espécies pressionadas (e.g., Yeakel et al. 2014). O medo de injúrias durante a caça também

pode afetar a escolha/preferência por espécies com menor risco (Knapp 2012) e, desse modo, características como nível trófico (herbívoros vs. carnívoros) ou agressividade devem ser incluídos como parâmetros determinantes da caça.

Neste estudo, investigamos a influência das características dos mamíferos (por exemplo, tamanho do corpo, abundância, nível trófico) em sua propensão a ser caçada por populações humanas. Revisamos a literatura e compilamos 44 estudos sobre a caça de mamíferos na Amazônia e Caatinga, dois ecossistemas da América do Sul com diferenças marcantes no clima, espécies de mamíferos e cultura. Também comparamos características entre espécies caçadas com espécies que vivem na mesma região, mas que geralmente não são caçadas. Ao fazer isso, nosso estudo fornece uma avaliação em larga escala sobre quais características determinam a propensão à caça de mamíferos existentes. Especificamente, testamos as seguintes hipóteses derivadas da Teoria da Maximização: (i) caçadores humanos maximizam ganhos durante a atividade de caça, selecionando espécies que lhes garantam o máximo retorno em biomassa; (ii) caçadores buscam minimizar os custos associados à caça, selecionando espécies abundantes por demandarem um menor esforço de captura; (iii) caçadores humanos escolhem espécies que minimizem os riscos associados a sua captura e que (iiii) em ambientes de clima seco e com menor disponibilidade de animais, caçadores sejam menos seletivos, aumentando a pressão de caça sobre espécies disponíveis.

MÉTODOS

Sistemas de estudo

Restringimos nossa busca a Amazônia e a Caatinga uma vez que nesses dois ecossistemas a caça tem sido apontada como uma das principais ameaças à biodiversidade de vertebrados (Mendonça et al. 2016; Nasi et al. 2011). Ainda que represente um problema nos dois ecossistemas, há diferenças fundamentais na forma como a caça é praticada nas duas regiões devido ao histórico de ocupação e principalmente às condições socioeconômicas atuais.

Amazônia é uma das maiores e menos populosas florestas densas do mundo. A população residente no interior da floresta é composta por diversas etnias indígenas e por colonos denominados caboclos (miscigenados entre índios e descendentes de europeus)(Van Vliet et al., 2015). Essas comunidades utilizam diversos produtos florestais tanto para consumo direto quanto para comercialização em centros urbanos. A captura de diversas espécies de aves (mais de 700) e mamíferos (cerca de 200) (Ojasti 2000) chega a totalizar a cerca de 150 mil toneladas de carne por ano (Fa et al., 2002). Os animais de maior porte são em geral abatidos com o uso de armas de fogo, entretanto ainda é bastante comum o uso de blow pipes ou do arco e flecha pelos povos nativos e o uso de armadilhas também é frequentemente usado para a captura de animais de menor porte próximo a áreas cultivadas (Nasi et al., 2011).

Em contraste, o semiárido brasileiro é uma região bastante povoada (Ab'Saber 1999). A população indígena na região é muito reduzida e a grande maioria população é miscigenada entre povos originários e portugueses (Silva et al., 2017). A região é também uma das mais pobres do Brasil, o que faz com que a carne de caça tenha um papel fundamental na subsistência das pessoas (Buainain and Garcia, 2013). Diferente do que é verificado na Amazônia, armas de caça tradicionais (como dardos ou flechas) praticamente não são mais utilizadas por caçadores na caatinga. Com exceção do uso de armadilhas para a captura de animais de pequeno porte, a grande maioria dos animais são caçados com o uso de armas de fogo (Alves et al., 2009). Uma vez que a maioria dos trabalhos que investigam a caça na caatinga são desenvolvidos a nível local, é difícil afirmar com certeza a magnitude da caça nesse ecossistema. Entretanto as condições demográficas e econômicas parecem promover uma pressão de caça bastante superior a que poderia ser suportada pela reduzida riqueza de espécies. Consequentemente, alguns trabalhos têm apontado a caça como uma das causas da redução da abundância de espécies alvo de processos de extinção local (Alves et al., 2016, 2012; Mendonça et al., 2016).

Levantamento de dados

Para testar nossas hipóteses, nos concentramos em mamíferos terrestres não alados porque essa classe de vertebrados é a mais importante para os caçadores de florestas tropicais em todo o mundo (Robinson and Bennett, 2000).

Para registrar as espécies caçadas nos ecossistemas Amazônia e Caatinga, realizamos uma revisão sistemática da literatura utilizando a base de dados Scopus. O levantamento foi realizado em maio de 2019, utilizando a seguinte combinação de palavras-chave: hunting OR poaching OR "game species" OR bushmeat OR "game animal", filtrando os resultados para que fossem exibidos apenas trabalhos desenvolvidos na América do Sul. Os documentos encontrados foram primeiramente avaliados com base na leitura de seus títulos e resumos. Nesta etapa, foram incluídos todos os documentos que atendiam os seguintes critérios: artigos ou capítulos de livro (1) redigidos em qualquer idioma, (2) que apresentassem o levantamento de animais caçados para alimentação, (3) realizados por meio de entrevistas, inventários in situ ou monitoramento de atividade de caça, (4) em comunidades localizadas nos ecossistemas Amazônia ou Caatinga. Os documentos considerados relevantes na primeira triagem foram lidos em sua totalidade e selecionados segundo os seguintes critérios de exclusão: documentos que apresentavam apenas (1) listas parciais (e.g., espécies mais caçadas), (2) listas de animais caçados para outras finalidades (e.g., fins medicinais), (3) trabalhos que não explicitaram o método utilizado no levantamento dos animais caçados, (4) trabalhos direcionados para grupos de animais específicos (e.g., apenas dispersores de sementes ou apenas primatas).

Nossa chave de busca retornou 1441 artigos. A triagem de títulos e resumo revelou que apenas 182 destes artigos apresentavam levantamentos sobre animais caçados que atendiam aos critérios de inclusão de nossa revisão. Desses 182 documentos, apenas 44 permaneceram em nossa amostra, uma vez que todos os demais se enquadraram em algum dos pontos estabelecidos em nossos critérios de exclusão (Figura 1). Desses 44 artigos, extraímos 58 listas, das quais quatro foram descartadas por serem fruto de levantamentos realizados em regiões amazônicas marginais, como a região andina (2) e o litoral colombiano (2). Utilizamos, então,

as 54 listas válidas remanescentes, 37 referentes ao ecossistema amazônico e 17 referentes à Caatinga.

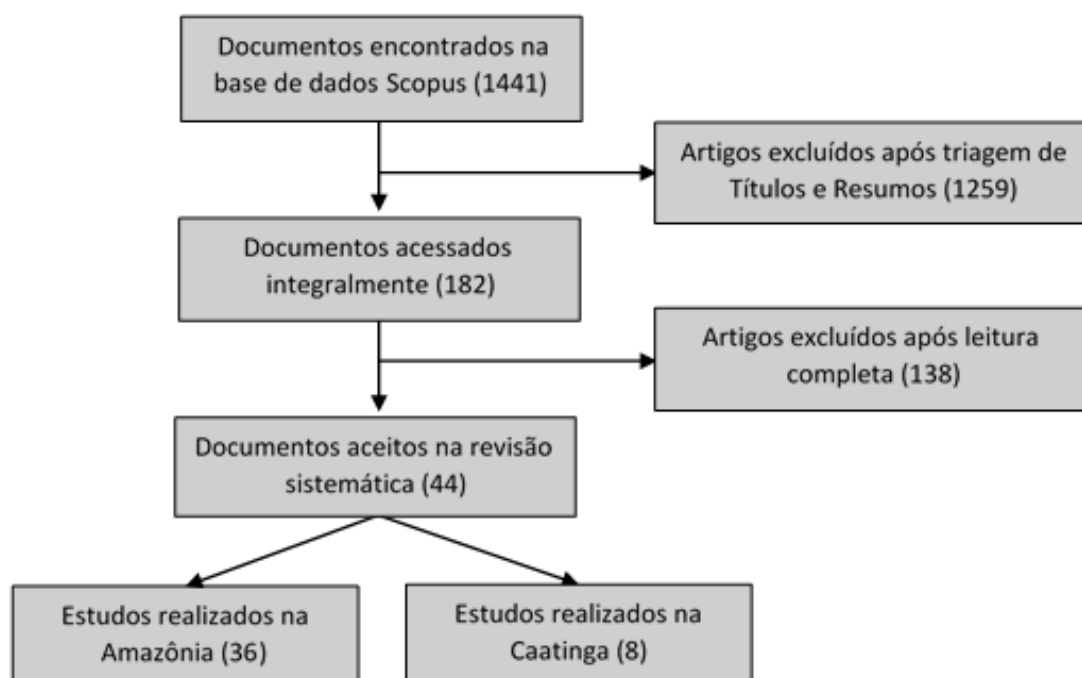


Figura 1. Número de artigos em cada fase do processo de triagem.

De cada um dos documentos selecionados extraímos as seguintes informações: (1) lista de espécies de mamíferos terrestres caçados, (2) ecossistema em que o levantamento foi realizado (Amazônia ou Caatinga), (3) localização (graus decimais) da comunidade humana amostrada. Uma vez que nossa análise foi realizada a nível de espécie, informações sobre subespécies foram desconsideradas. Para os animais identificados apenas a nível de gênero, atribuímos ao banco de dados a espécie mais provável apenas quando: (1) na localidade de registro ocorria apenas uma espécie do gênero registrado ou (2) alguma outra informação além do gênero, como a biomassa do indivíduo caçado ou o nome comum, permitia a inferência da espécie. Em quaisquer outras situações em que o animal era identificado apenas a nível de gênero ou família, essa entrada era descartada.

Definição do pool de espécies e características dos mamíferos

Utilizamos as coordenadas dos estudos selecionados para gerar uma lista de mamíferos que potencialmente ocorrem na mesma região em que a lista de mamíferos caçados foi construída. Primeiro, baixamos os dados espaciais da lista de distribuição da IUCN de todos os mamíferos terrestres existentes (IUCN 2019). Em seguida, sobreposamos os polígonos de todas as espécies de mamíferos da Amazônia e Caatinga para criar listas de espécies em grades de 10 x 10 km. Assim, para definir qual é o potencial pool de espécies de mamíferos que poderia ser caçado pela população local, usamos todas as espécies encontradas em uma grade de 100 km² e as comparamos com a lista de caça. Utilizamos o banco de dados de 5831 espécies de mamíferos para obter as seguintes características: distância geracional (um proxy macroecológico de abundância) (Pacifi et al. 2013), biomassa e dieta (porcentagem de itens de origem animal ou vegetal) (Faurby et al. 2018, 2019). Em relação ao nível trófico, as espécies foram classificadas como herbívoras (quando 50% ou mais da dieta era composta por vegetais) ou carnívoras (quando menos que 50% da dieta era composta por vegetais)

Análise de dados

Assumimos que as listas provenientes de inventários de caça foram produzidas por trabalhos longos o suficiente para capturar possíveis efeitos oriundos da sazonalidade ambiental. Assumimos também que a abundância relativa das espécies é uniforme ao longo da área compreendida entre os pontos amostrados e que todos os indivíduos caçados de uma mesma espécie são adultos com peso igual à média registrada para a espécie.

Devido à grande amplitude nos dados de massa média e distância geracional das espécies registradas, decidimos proceder às análises transformando essas variáveis pelos valores de seus respectivos logaritmos. Verificamos também uma forte correlação positiva (Pearson - $\rho = 0,78$) entre essas duas variáveis, o que nos fez optar por testá-las separadamente.

Construímos modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com distribuição binomial para analisar nossas hipóteses. Adotamos como variável dependente a presença/ausência de

cada espécie registrada em cada um dos pontos amostrados em um inventário de caça. Como variáveis independentes, utilizamos inicialmente o log da biomassa média das espécies, o Ecossistema (Amazônia ou Caatinga), o Nível trófico (Herbívoro ou Carnívoro) e as interações entre essas variáveis. Em seguida, construímos um modelo semelhante, substituindo o log da biomassa pelo log da distância geracional. Também incluímos em ambos os modelos a localidade amostrada como fator aleatório.

Verificamos que tanto a biomassa quanto a distância geracional apresentaram relação direta com as chances de caça. Haja vista que nossa análise utiliza dados de caça para alimentação, há pouco sentido ecológico em supor que caçadores preferem espécies devido à sua baixa abundância. Uma vez que a biomassa e a distância geracional apresentaram correlação direta, é razoável supor que a distância geracional não seja o traço responsável pelo efeito estatístico observado e que a relação entre distância geracional e chances de caça seja apenas consequência da preferência de caçadores por presas de grande porte. Dessa forma, decidimos descartar o uso da distância geracional em nossas análises, mantendo apenas o modelo que inclui a biomassa.

Procedemos com o ajuste do modelo, removendo sequencialmente as variáveis que não apresentaram efeito significativo. Todas as demais variáveis preditoras e suas interações foram mantidas, resultando em um modelo capaz de explicar cerca de 50% da variação nas chances de caça (marginal $R^2 = 0.44$) (Tabela 1).

A construção do modelo linear generalizado misto foi realizada com o pacote R lme4 (Bates et al. 2015) e o tamanho do efeito das variáveis aferido com o pacote R broom.mixed (Bolker and Robinson 2019). Todas as análises foram realizadas em ambiente R, versão 3.5.2 (R Core Team 2018), para as quais consideramos significativos valores de $P < 0,05$.

RESULTADOS

De acordo com os dados da IUCN, registramos 309 espécies (35 famílias) de mamíferos na Amazônia e 84 espécies (25 famílias) na Caatinga. De acordo com as listas de caça, 31.0% e 38.1% das espécies foram registradas como caçadas na Amazônia e Caatinga, respectivamente. A mediana da biomassa das espécies caçadas foi de 3,65 kg (0.07 - 207.5 kg) e 4.06 kg (0.326 - 100.0 kg) na Amazônia e Caatinga, respectivamente. Por outro lado, a mediana da biomassa das espécies não caçadas foi de 0.171 kg (0.007 - 148.9 kg) e 0.178 kg (0.014 - 40.0 kg) na Amazônia e na Caatinga, respectivamente. Como resultado, as espécies não caçadas foram 95.3% e 95.6% mais leves que os mamíferos caçados.

Nós observamos que as chances de uma espécie ser caçada estão diretamente relacionadas com sua biomassa (Tabela 1). Em ambientes amazônicos, por exemplo, o aumento de uma unidade no log da biomassa (gramas em escala log) dobra as chances (OR = 2.00) de um carnívoro ser caçado (Tabela 2). Verificamos também que nesse ambiente o aumento da biomassa tem um impacto 20% maior (OR = 2.42) nas chances de espécies herbívoras serem caçadas. De maneira inversa ao que ocorre na Amazônia, em áreas de Caatinga a pressão de caça se distribui de maneira mais uniforme sobre herbívoros de tamanhos distintos do que sobre carnívoros (Figura 2). Além disso, nesse ambiente o efeito do aumento da biomassa nas chances de caça é menor do que os valores verificados para a Amazônia tanto para carnívoros (OR = 1.56) quanto para herbívoros (OR = 1.42).

Tabela 1 – Resultados do GLMM binomial, incluindo parâmetros de regressão estimados, erros padrão, z-values e p-values.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercepto)	-8.17587	0.36551	-22.368	< 2e-16***
log(Massa)	0.69679	0.03560	19.574	< 2e-16***
Ecosistema_Caatinga	4.49666	0.53919	8.340	< 2e-16***
log(Massa):Ecosistema_Caatinga	-0.25270	0.05445	-4.641	3.47e-06***
log(Massa):Nível trófico_Herbívoro	0.18721	0.01454	12.879	< 2e-16***
log(Massa):Ecosistema_Caatinga:Nível trófico_Herbívoro	-0.27692	0.02568	-10.785	< 2e-16***

Tabela 2 - Odds ratio calculados para as variáveis do GLMM binomial

	Estimate	2.5 %	97.5 %
(Intercepto)	2.81e-04	1.37e-04	5.76e-04
log(Massa)	2.01e+00	1.87e+00	2.15e+00
Ecosistema_Caatinga	8.97e+01	3.12e+01	3.58e+02
log(Massa):Ecosistema_Caatinga	7.77e-01	6.98e-01	8.64e-01
log(Massa):Nível trófico_Herbívoro	1.21e+00	1.17e+00	1.24e+00
log(Massa):Ecosistema_Caatinga:Nível trófico_Herbívoro	7.58e-01	7.21e-01	7.97e-01

DISCUSSÃO

No melhor de nosso conhecimento, esta é a primeira abordagem que combina informações macro-etnobiológicas para entender quais características aumentam a propensão de espécies de mamíferos a serem caçadas por populações humanas. Nossos resultados demonstram que, de forma geral, animais de grande porte são priorizados por caçadores humanos. Entretanto, a pressão de caça varia com o ecossistema e com o nível trófico da espécie caçada. Nós conseguimos observar, por exemplo que, em ambiente amazônico, herbívoros de grande porte (>50 kg) possuem cerca de 7.6 vezes mais chances de serem caçados do que animais de pequeno porte (~5 kg). Nesse mesmo ecossistema, entretanto, carnívoros de grande porte são evitados pelos caçadores, e possuem sete vezes menos chances de serem caçados do que herbívoros de mesmo tamanho (>50 kg). Em ambientes de Caatinga a pressão de caça se distribui de maneira mais uniforme. Nesses ambientes, herbívoros com mais de 50 Kg possuem apenas cerca 2.3 vezes mais chances de serem caçados do que espécies de aproximadamente 5 Kg. Por fim, de maneira inversa ao que observamos na Amazônia, na Caatinga espécies carnívoras de grande porte podem ter até 160% mais chances de serem caçadas que herbívoros de mesmo tamanho.

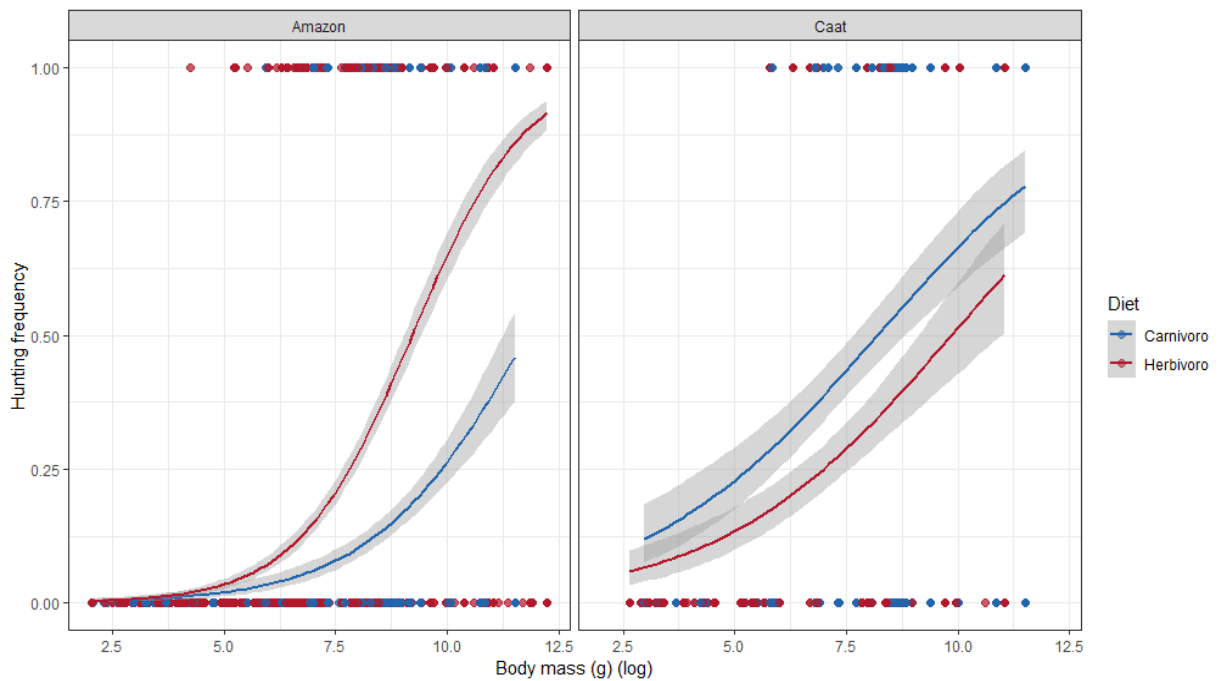


Figura 2. Interação entre log da biomassa, nível trófico e ecossistema sobre a probabilidade de caça. Os pontos representam as espécies de mamíferos registradas em cada ecossistemas e as linhas, a curva de regressão da relação entre as variáveis. A pressão de caça mais intensa sobre presas de maior porte afeta mais intensamente os herbívoros na Amazônia. Em ambientes de caatinga, esse padrão se inverte, afetando com mais intensidade os carnívoros.

Características dos mamíferos como drivers de caça

Nossos resultados demonstram que as chances de uma espécie ser caçada aumentam proporcionalmente à sua biomassa. A tendência de caçadores a maximizar o retorno da atividade de caça, priorizando a captura de animais com maior biomassa tem sido evidenciada por trabalhos de grande amplitude realizados na Floresta Amazônica (Jerozolinski and Peres 2003; Stafford et al. 2017) e é apontado como um padrão global (Burnside et al. 2012; Ripple et al. 2016). A busca de espécies com maior biomassa por caçadores humanos parece ser uma escolha consciente, como sugerido para caçadores do oeste da Tanzânia (Martin et al. 2013). Segundo os autores, ainda que o comportamento de caça seja fortemente afetado por fatores como risco ou a disponibilidade de presas, os caçadores declararam preferir animais de maior

porte por acreditarem que essas presas lhes garantiriam uma relação custo/benefício mais favorável.

Nós verificamos que apesar da biomassa ser uma fator determinante na escolha da espécie a ser caçada, as chances de caça diferem entre carnívoros e herbívoros. Em consequência disso, ainda que o nível trófico seja um fator menos relevante na escolha de pequenos mamíferos, em áreas amazônicas uma capivara (~60 Kg) tem cerca de 5.7 vezes mais chances de ser abatida que uma onça (~100 Kg). Além do retorno energético proveniente do abate de uma presa e dos custos associados à sua aquisição, alguns trabalhos têm sugerido que para maximizar seu comportamento caçadores levam em consideração os diversos riscos associados à captura de uma determinada presa (Knapp, 2012), alterando suas estratégias de caça quando necessário (Holmern, 2006) ou optando por caçar espécies diferentes das que preferem (Martin et al., 2013). Nesse sentido, ainda que os resultados encontrados por Martin et al. (2013) tenham verificado que caçadores preferem a caça de espécies de grande porte os animais efetivamente caçados não possuem esse perfil. Os autores verificaram que apesar de presas como elefante e búfalo estarem entre as espécies citadas como mais preferidas pelos caçadores, uma vez que a caça dessas espécies envolve um risco muito elevado, elas são muito menos caçadas do que o esperado. Dessa forma, fica claro como fatores não relacionados à lógica de custo-benefício energético podem ser úteis compreender padrões de caça em larga escala e predizer espécies ameaçadas pela pressão de caça.

Também observamos que em áreas de caatinga a pressão de caça está mais distribuída entre espécies de tamanhos diferentes e que nesse ecossistema os mamíferos de grande porte mais caçados são carnívoros, comportamento oposto ao padrão observado na Amazônia. A flexibilidade na seleção de recursos é uma estratégia necessária para a manutenção dos sistemas socioecológicos (Albuquerque et al. 2019). Seres humanos exploram o ambiente, buscando identificar o maior número de recursos úteis como uma forma de lidar com as variações na disponibilidade dos mesmos e assim maximizar seus ganhos ao longo do tempo (Albuquerque

et al. 2019). No mesmo sentido, Fa et al. (2005) verificaram uma menor seletividade na caça em áreas na região central e no oeste da África devido aos efeitos da defaunação. Em uma metanálise os autores verificaram que os caçadores passaram a utilizar armadilhas pouco seletivas e a capturar espécies mais disponíveis ao invés das preferidas. Os nossos resultados sugerem que caçadores em áreas com menor disponibilidade de recurso são mais flexíveis ao decidir se uma espécie tem ou não utilidade alimentar. Ainda que em áreas de caatinga caçadores também priorizem animais de maior biomassa e que ofereçam menor risco, tais preferências são relativizadas devido à reduzida riqueza da fauna.

Extinção local de mamíferos de grande porte na Caatinga e o risco de extinção guiado pela massa.

Um enorme conjunto de evidências têm demonstrado que a caça em ecossistemas tropicais tem causado a redução anormal de populações de espécies alvo (Bennett and Robinson 2000; Nasi et al. 2011). A preferência de caçadores por mamíferos de grande porte sugere que essas espécies devem estar no centro da discussão voltada à conservação. Conforme verificado em nossos dados, espécies de grande porte também são as de menor densidade relativa dentro de um ecossistema (see Harte 2011). Além da baixa abundância, mamíferos de grande porte são pouco resilientes à caça, uma vez que possuem baixa taxa de reprodução e longo ciclo de vida (Galetti et al. 2017; Bodmer et al. 1997). Uma análise global sobre o estado de conservação (IUCN 2019) dessas espécies reforça nossa preocupação ao demonstrar que a extinção por sobrecaça pode ser a maior ameaça para mamíferos terrestres de grande porte da atualidade (Ripple et. al. 2016).

Acreditamos que as diferenças do padrão de caça que encontramos entre os dois ecossistemas que estudamos se devam a consequências advindas da sobre-caça por tempo prolongado. Documentos do início da colonização europeia apresentam registros da caça praticada na região em que herbívoros como “veados porcos e antas” (Studart 1905; Piso and

Marcgraf 1648) são espécies comuns. Outros levantamentos realizados entre os anos de 1750 e 1861 confirmam que as espécies mais caçadas na região eram espécies de porte elevado como *Myrmecophaga tridactyla*, *Priodontes maximus*, *Tapirus terrestres*, *Bradypus variegatus*, *Alouatta sp.* e *Pecari tajacu* ou *Tayassu pecari* (Papavero et al. 2011; Lagos 1862).

Desde a sua colonização, a Caatinga passou por um intenso processo de ocupação, abrigando grandes assentamentos dedicados à agricultura de subsistência e à pecuária. Haja vista a fragilidade desse ecossistema (Dirzo et al. 2011) e a enorme capacidade humana de modificar o ambiente (Albuquerque et al. 2017b) em cerca de 400 anos a Caatinga enfrentou um evidente processo de transformação antropogênica (Silva and Barbosa 2017). Atualmente, esse ecossistema abriga uma população de cerca 28 milhões de pessoas com uma cultura especializada no conhecimento e uso de plantas e na caça de espécies da região (Albuquerque et al. 2017a). A caça seletiva de herbívoros de grande porte e as modificações ambientais causadas por populações humanas pode ter levado espécies antes abundantes na Caatinga, a um intenso processo de depleção ou à extinção local. Como resposta a esse cenário é possível que os caçadores tenham ajustado seu comportamento de caça, explorando espécies menores e tolerando o risco associado à caça de carnívoros de grande porte.

O cenário apresentado expõe a necessidade urgente da adoção de medidas voltadas à redução da pressão de caça de mamíferos de grande porte. Dada a complexidade de fatores que estimulam a caça, tais medidas devem considerar informações sobre contextos sociais locais e o conhecimento científico sobre características ecológicas das espécies alvo (Bragagnolo et al. 2019). Em áreas de caatinga, onde registramos uma substituição de espécies de maior porte por espécies um pouco menores e onde a caça é muitas vezes praticada por motivações econômicas (Alves et al. 2009; Mendonça et al. 2016), é possível que a introdução de meios de subsistência alternativos e ações de educação ambiental e marketing social que alertem as pessoas sobre os potenciais riscos à saúde e ao ambiente tenham boas respostas. O desenvolvimento de programas de manejo comunitário de caça também é uma solução promissora, particularmente

para contextos em que a caça é praticada ainda por comunidades tradicionais ou populações indígenas (Campos-Silva and Peres 2016). Exemplos de programas bem sucedidos de uso sustentável de fauna aquática na Amazônia demonstram que a além da recuperação de populações animais caçados, essa pode ser uma alternativa de geração de renda e aumento de segurança social de comunidades que dependem da caça (Campos-Silva and Peres 2016).

CONCLUSÃO

Nós concluímos que apesar de caçadores priorizarem espécies com maior tamanho corporal, variáveis não relacionadas ao retorno energético podem ter forte influência sobre essas decisões. Ainda que a lógica de custo-benefício tenha um papel importante, modelos que permitam o uso de outros tipos de variável precisam ser empregados para uma compreensão mais aprofundada do comportamento dos caçadores. Também pudemos verificar que caçadores podem ser altamente flexíveis, adaptando suas estratégias a padrões distintos de diversidade de fauna, sugerindo, portanto, a necessidade de futuros trabalhos que investiguem de forma mais aprofundada o papel das variações ambientais nas estratégias de caça.

REFERÊNCIAS

- Agresti A (2015) *Foundations of Linear and Generalized Linear Models*, 1st edn. Wiley-Blackwell, Hoboken
- Albuquerque UP, Araújo E de L, de Castro CC, Alves RRN (2017a) People and Natural Resources in the Caatinga. In: *Caatinga*. Springer International Publishing, Cham, pp 303–333
- Albuquerque UP, de Medeiros PM, Ferreira Júnior WS, et al (2019) Social-Ecological Theory of Maximization: Basic Concepts and Two Initial Models. *Biol Theory* 0:0. <https://doi.org/10.1007/s13752-019-00316-8>
- Albuquerque UP, Gonçalves PHS, Ferreira Júnior WS, et al (2017b) Humans as niche constructors: Revisiting the concept of chronic anthropogenic disturbances in ecology. *Perspect Ecol Conserv* 16:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.006>
- Alves RRN, Feijó A, Duarte Barboza RR, et al (2016) Game mammals of the Caatinga biome. *Ethnobiol Conserv* 5:1–51. <https://doi.org/10.15451/ec2016-7-5.5-1-51>
- Alves RRN, Gonçalves MBR, Vieira WLS (2012) Hunting, use and conservation of vertebrates in the Brazilian semiarid. *Trop Conserv Sci* 5:394–416
- Alves RRN, Mendonça LET, Confessor MV, et al (2009) Hunting strategies used in the semi-arid region of northeastern Brazil. *J Ethnobiol Ethnomed* 5:12. <https://doi.org/10.1186/1746-4269-5-12>
- Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J Stat Softw* 67:. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bennett EL, Robinson J (2000) *Hunting of Wildlife in Tropical Forests. Implications for Biodiversity and Forest Peoples*. New York
- Bodmer RE, Eisenberg JF, Redford KH (1997) Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conserv Biol* 11:460–466. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96022.x>

- Bolker B, Robinson D (2019) broom.mixed: Tidying Methods for Mixed Models
- Bragagnolo C, Gama GM, Vieira FAS, et al (2019) Hunting in Brazil: What are the options? *Perspect Ecol Conserv* 17:71–79. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.03.001>
- Brown D, Williams A (2003) The case for bushmeat as a component of development policy: issues and challenges. *Int For Rev* 5:148–155. <https://doi.org/10.1505/IFOR.5.2.148.17414>
- Buainain AM, Garcia JR (2013) Desenvolvimento rural do semiárido brasileiro: transformações recentes, desafios e perspectivas. *Confins*. <https://doi.org/10.4000/confins.8633>
- Burnside WR, Brown JH, Burger O, et al (2012) Human macroecology: Linking pattern and process in big-picture human ecology. *Biol Rev* 87:194–208. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00192.x>
- Campos-Silva JV, Peres CA (2016) Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. *Sci Rep* 6:1–13. <https://doi.org/10.1038/srep34745>
- Dirzo R, Young HS, Mooney HA, Ceballos G (2011) *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Island Press/Center for Resource Economics, Washington, DC
- Fa JE, Peres C, Meeuwig J (2002) Bushmeat Exploitation in Tropical Forests: an Intercontinental Comparison. *Conserv Biol* 16:232–237. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00275.x>
- Fa JE, Ryan SF, Bell DJ (2005) Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. *Biol Conserv* 121:167–176. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.04.016>
- Faurby S, Davis M, Pedersen RØ, et al (2018) PHYLACINE 1.2: The Phylogenetic Atlas of Mammal Macroecology. *Ecology* 99:2626–2626. <https://doi.org/10.1002/ecy.2443>

- Faurby S, Davis M, Pedersen RØ, et al (2019) Data from: PHYLACINE 1.2: The Phylogenetic Atlas of Mammal Macroecology. Dryad Digit Repos.
<https://doi.org/10.5061/dryad.bp26v20>
- Ferraro J V., Plummer TW, Pobiner BL, et al (2013) Earliest Archaeological Evidence of Persistent Hominin Carnivory. PLoS One 8:e62174.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062174>
- Galetti M, Brocardo CR, Begotti RA, et al (2017) Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. Anim Conserv 20:270–281.
<https://doi.org/10.1111/acv.12311>
- Harte J (2011) Maximum Entropy and Ecology: A Theory of Abundance, Distribution, and Energetics (Oxford Series in Ecology and Evolution), 1st edn. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom
- Holmern T, Mkama S, Muya J, Røskaft E (2006) Intraspecific prey choice of bushmeat hunters outside the Serengeti National Park, Tanzania: a preliminary analysis. African Zool 41:81–87. <https://doi.org/10.1080/15627020.2006.11407338>
- IUCN (2019) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2.
<http://www.iucnredlist.org>. Accessed 18 May 2019
- Jerozolimski 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.
[https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00310-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00310-5)
- Knapp EJ (2012) Why Poaching Pays: A Summary of Risks and Benefits Illegal Hunters Face in Western Serengeti, Tanzania. Trop Conserv Sci 5:434–445.
<https://doi.org/10.1177/194008291200500403>
- Lagos MF (1862) Trabalhos da comissão scientifica de exploração. Typographia universal de Laemmert, Rio de Janeiro :
- Martin A, Caro T, Kiffner C (2013) Prey preferences of bushmeat hunters in an East African

- savannah ecosystem. *Eur J Wildl Res* 59:137–145. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0657-8>
- Meltzer DJ (2015) Pleistocene Overkill and North American Mammalian Extinctions. *Annu Rev Anthropol* 44:33–53. <https://doi.org/10.1146/annurev-anthro-102214-013854>
- Mendonça LET, Vasconcellos A, Souto CM, et al (2016) Bushmeat consumption and its implications for wildlife conservation in the semi-arid region of Brazil. *Reg Environ Chang* 16:1649–1657. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0901-3>
- Nasi R, Taber a., Van Vliet N (2011) Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. *Int For Rev* 13:355–368. <https://doi.org/10.1505/146554811798293872>
- Pacifici M, Santini L, Di Marco M, et al (2013) Generation length for mammals. *Nat Conserv* 5:87–94. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.5.5734>
- Papavero N, Teixeira DM, Chiquieri A (2011) As “Adnotaciones” do Jesuíta Johann Breuer sobre a história natural da missão de Ibiapaba, Ceará (1789). *Arq Zool* 42:133. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v42i3p133-159>
- Piso W, Marcgraf GL (1648) *Historia naturalis Brasiliae*. Lud. Elzevirium, Lugdun. Batavorum - Amstelodami
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing
- Ripple WJ, Abernethy K, Betts MG, et al (2016) Bushmeat hunting and extinction risk to the world’s mammals. *R Soc Open Sci* 3:160498. <https://doi.org/10.1098/rsos.160498>
- Robinson JG (1999) Wildlife Harvest in Logged Tropical Forests. *Science* (80-) 284:595–596. <https://doi.org/10.1126/science.284.5414.595>
- Robinson JG, Bennett EL (2000) *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, 1st edn. Columbia University Press, New York
- Silva JMC da, Barbosa LCF (2017) Impact of Human Activities on the Caatinga. In: *Caatinga*. Springer International Publishing, Cham, pp 359–368

- Silva JMC da, Leal IR, Tabarelli M (eds) (2017) *Caatinga*. Springer International Publishing, Cham
- Smith FA, Elliott Smith RE, Lyons SK, Payne JL (2018) Body size downgrading of mammals over the late Quaternary. *Science* (80-) 360:310–313.
<https://doi.org/10.1126/science.aao5987>
- Stafford CA, Preziosi RF, Sellers WI (2017) A pan-neotropical analysis of hunting preferences. *Biodivers Conserv* 26:1877–1897. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1334-8>
- Studart DC (1905) Documentos para a história de Martim Soares Moreno coligidos e publicados pelo Barão de Studart. *Rev Trimens do Inst do Ceará* 19:1–116
- Van Vliet N., Cruz D., Quiceno-Mesa MP., et al (2015) Ride, shoot, and call: Wildlife use among contemporary urban hunters in três Fronteiras, Brazilian Amazon. *Ecol Soc* 20:.
<https://doi.org/10.5751/ES-07506-200308>
- Vliet N Van, Nasi R, Taber A (2011) *Non-Timber Forest Products in the Global Context*, 1st edn. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg
- Zuo W, Smith FA, Charnov EL (2013) A Life-History Approach to the Late Pleistocene Megafaunal Extinction. *Am Nat* 182:524–531. <https://doi.org/10.1086/671995>

CAPÍTULO III

HUNTERS' PREFERENCES AND PERCEPTIONS AS HUNTING PREDICTORS IN A SEMIARID ECOSYSTEM

(Artigo publicado na revista Science of the Total Environment)

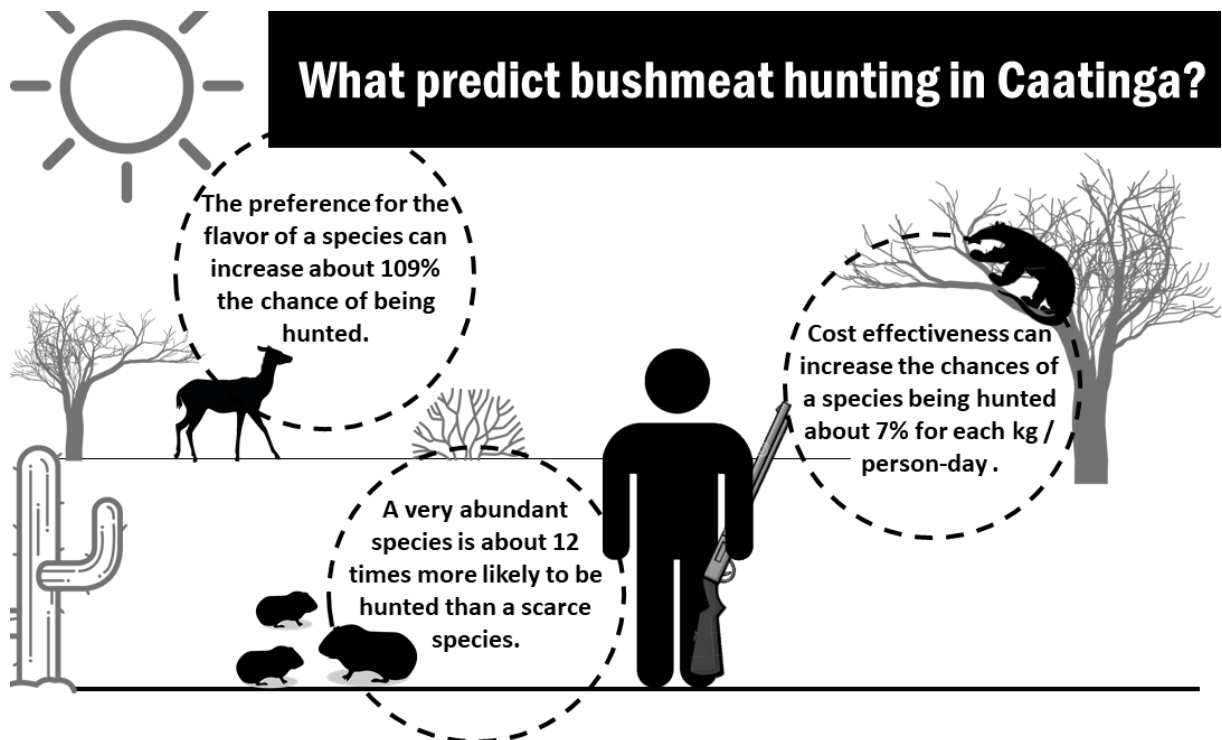
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138494>

HUNTERS' PREFERENCES AND PERCEPTIONS AS HUNTING PREDICTORS IN A SEMIARID ECOSYSTEM

ABSTRACT

Game is a resource widely exploited by rural populations in various parts of the world. In recent decades, the growth in the number of people living near conserved areas has increased the demand for game meat. In this work, based on the Socioecological Theory of Maximization, we seek to verify the influence of cost-benefit ratio, availability, and subjective preferences (flavor) in the selection of hunted species. We interviewed game-eating people in nine communities in the Brazilian semiarid region, recording information on hunting strategies, flavor preferences, and relative abundance of game fauna. We found that people hunt for the most available species regardless of the cost-benefit of this choice. Also, flavor preference can increase the odds of a species being hunted almost 100%. Our data show that hunters may prefer species that require less capture effort, even though they have energy-efficient alternatives. We found that flavor preference is proportionally the variable with the most significant effect on the chances of a species being hunted, suggesting that traditional optimal foraging models are too simple to cover the complexity involved in the selection of game species.

Keywords: Maximization; Optimal foraging; Cost-effectiveness; bushmeat,



1 - INTRODUCTION

Game is a resource widely exploited by rural populations around the world (Van Vliet and Mbazza, 2011). In many of these places, game plays a key livelihood role and is sometimes the only source of protein available (Van Vliet and Mbazza, 2011). The growth in the number of people living near conserved areas in the last decades has been proportionally increasing the demand for this resource (Robinson, 1999). However, populations of certain species do not seem to withstand the intense hunting pressure they are subjected to and are beginning to show evidence of the impact of overheating, such as decreased abundance or even local extinction (Ripple et al., 2016).

This scenario has stimulated the production of several kinds of research that aim to understand the patterns associated with hunting (Alves et al., 2017), or more specifically, to investigate factors that may be useful in predicting species that are vulnerable to pressure. Some of these studies have shown, for example, that body size (Jerozolinski and Peres, 2003; Ripple et al., 2016) and abundance (Smith, 2005; Dunn and Smith, 2011; Martin et al., 2013) of a species are variables directly related to the hunting pressure.

The positive effect of body mass and abundance on hunting pressure suggests that hunters follow a foraging optimization logic. The Optimal Foraging Theory (OFT) postulates that animals adopt foraging strategies that guarantee them the most favorable outcome, considering the energy consumed in obtaining the resource and the energy gain from its consumption (MacArthur and Pianka 1966; Pyke et al., 1977). The application of this theory to investigate the behavior of human hunters thus admits that they can assess whether a particular species will bring them enough advantage to offset all the costs necessary to capture them (Levi et al. 2011; Sirén and Wilkie, 2016).

However, for game-eating communities, in addition to caloric importance, game consumption is influenced by subjective and sometimes unconscious factors such as social validation, leisure, or flavor (Van Vliet and Mbazza, 2011). Albuquerque et al. (2019) discuss the difficulty of many studies in showing an association between human foraging strategies and models proposed by OFT. The authors highlight the difficulty of translating certain variables that influence human behavior into an energy measure. According to the authors, this is a limiting factor in the predictive capacity of the classic OFT models applied to human behavior.

As an alternative, the Social-ecological Theory of Maximization (STM) is proposed. STM states that humans select resources following a logic of cost reduction and benefit maximization on many factors and independently since humans are unable to access all the implications of their decisions. The resources that would be most likely to be incorporated into

a social-ecological system are those that bring the maximum return, not only in relation to the parameters associated with an energy cost/benefit logic but in relation to any factors that influence its use.

In Brazilian Caatinga, bushmeat hunting has been identified as one of the main threats to vertebrate biodiversity (Mendonça et al., 2016). This region is one of the poorest regions in Brazil and game meat has a fundamental role in people's subsistence (Buainain and Garcia, 2013). However, demographic and economic conditions seem to promote hunting pressure far superior to that which could be supported by the low species richness (Alves et al., 2016). Consequently, some studies point to hunting as one of the causes of reduced abundance and local extinction of hunted species (Alves et al., 2016, 2012; Mendonça et al., 2016). In this work, we seek to verify the influence of cost-effectiveness, availability, and subjective preferences (flavor) on the selection of hunted species. Therefore, we interviewed game-eating people in nine communities in the Brazilian Caatinga, recording information on hunting strategies, flavor preference, and relative abundance of game fauna.

2 - METHODS

2.1 - Study area

We collected our data in the Catimbau National Park (Parna) (8°30'12" / 37°22'14"), located in the State of Pernambuco - Brazil, 11 km from the center of the municipality of Buíque, also comprising the following municipalities, Ibimirim, Sertânia, and Tupanatinga. The Catimbau Parna has an area of approximately 62,000 hectares and is inserted in the Moxotó microregion, in the Caatinga domain, with vegetation composed of rainforests, rupestrian vegetation, and evergreen shrub (Rodal et al. 1998). The climate in the region is of BSh type, according to the Koppen classification (hot and dry climate) (Alvares et al., 2013), with annual average temperature and precipitation of 26°C and 600 mm, respectively. According to data collected by the Laboratory of Ecology and Evolution of Socioecological Systems (LEA) in partnership with the Institute of Science and Technology of Ethnobiology, Bioprospecting, and Nature Conservation (<https://www.inctethnobia.com/>), approximately 400 people reside within the Park. These people currently live in 11 communities. We work on seven of them (Igrejinha, Muquém, Breu, Porto Seguro, Açude Velho, Túnel, Dor de dente). The other four communities (Batinga, Malhador, Cumbre, and Quiridário) claim to belong to the Kapinawa Indigenous Ethnicity, although they are not located in areas legally recognized as an Indigenous Territory. The inhabitants of Parna Catimbau develop agriculture and goat farming as their main economic activities and access various natural resources that are available, mainly for animal and human

food (hunting and fruit gathering), energy supply (firewood), and for medicinal purposes (Figure 1).

2.2 - Data survey

We conducted our study following the rules and guidelines of the National Health Council (Resolution 466/12) through the Research Ethics Committee of the Federal University of Pernambuco. The Biodiversity Authorization and Information System (SISBio), which granted permission for the development of the research at PARNA Catimbau (No. 55105), also reviewed our study. We undertook the sense of the population by applying the methods to volunteer participants over 18 who claimed to have consumed game meat in the past year. Before performing any data collection technique, we explained the research objectives to the interviewees, the possible risks involved, presented them with the Informed Consent Form, and requested their signature as a formal consent to participate in the research.

Step I: Identification of Hunted Species

Between 2016 and 2017, we conducted interviews in seven communities surrounding Parna Catimbau (Igrejinha, Muquém, Breu, Porto Seguro, Açude Velho, Túnel, Dor de dente). In these communities, 66 people (35 men and 31 women) volunteered to participate in the survey (Figure 1).

To record which animals are hunted in Parna Catimbau, we applied Free Lists (see Albuquerque et al., 2014), using as a generating question: "What bush animals do you know that is good for eating?". To encourage respondents to recall more items, we performed nonspecific induction and rereading with ancillary techniques.

In order to eliminate synonyms and ensure that items listed in the free lists are identified, we conducted structured interviews with the support of visual stimuli (Medeiros et al., 2014) with two hunters residing in the study area. In this interview, we presented a set of images of species recorded in the Caatinga (including subspecies and dimorphisms) to the interviewees, and we asked them to indicate the items mentioned in the lists. After this stage, we recorded 46 ethnospecies (Hanazaki et al., 2000, or generic folk taxa, following Berlin, 1992), of which 31.3% were birds, 39.1% were mammals, and 10.8% were reptiles (Table S1).

Before proceeding with the other steps of data collection, we eliminated all free list items that could be considered idiosyncrasies. For this, we used the Smith Saliency Index (Smith and Borgatti, 1997). The Saliency Index varies between zero and one and is calculated from the citation frequency and the citation ranking of each item in the complete set of free lists. To identify idiosyncrasies, we used the method proposed by Chaves et al. (2019), which

uses randomization methods to calculate simulated salience values, thus establishing a null scenario that allows us to evaluate which cited items have lower salience values than expected by chance.

The salience values of the items cited in the Free Lists ranged from 0.464 (yellow armadillo - *Euphractus sexcinctus*) to 0.0034 (Brazilian porcupine - *Coendou prehensilis*). Items with salience values below 0.0337 were treated as idiosyncrasies (Chaves et al., 2019) and eliminated from subsequent steps. We chose to focus our research on mammal hunting, as this group of vertebrates is the most important for hunters in tropical areas worldwide (Robinson and Bennett, 2000). The elimination of idiosyncrasies resulted in 12 items (Table 1) corresponding to hunted mammals, which were considered for the next step of the methods.

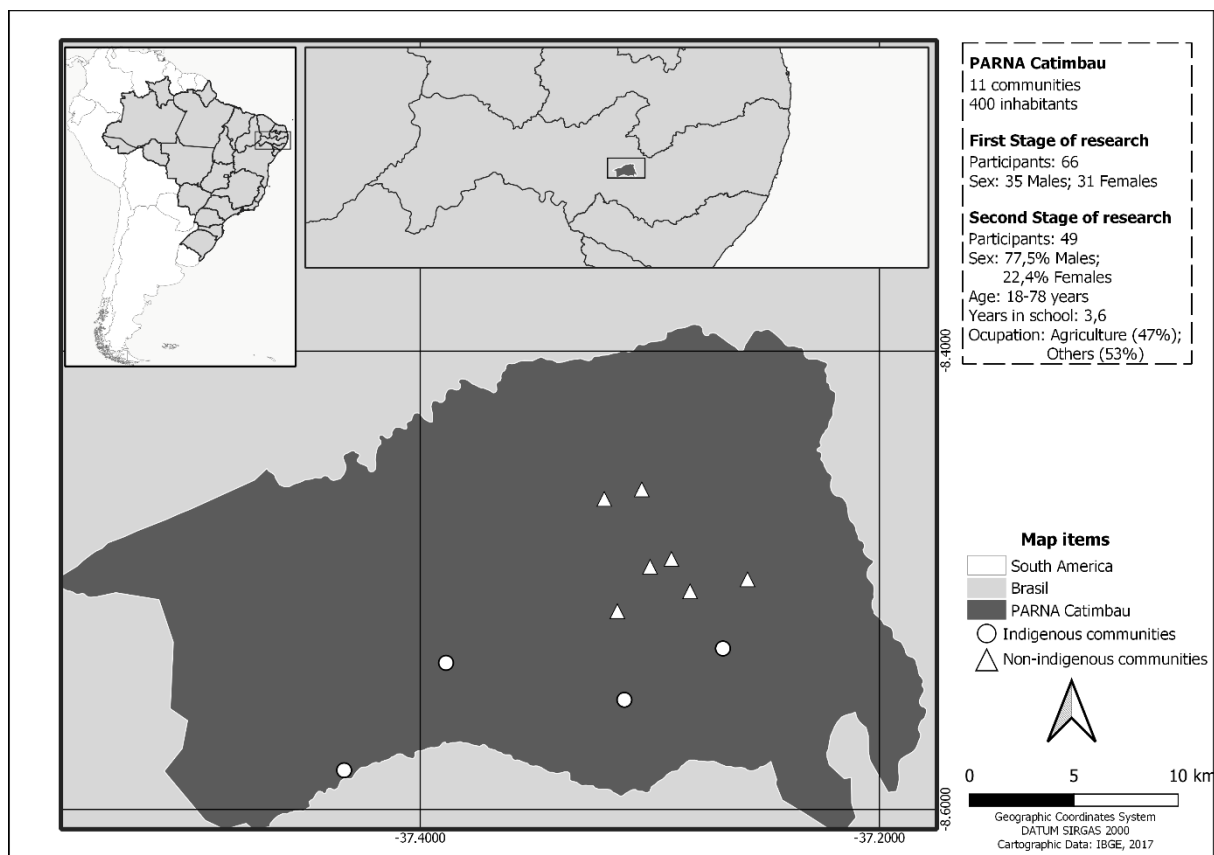


Figure 1 - Location of visited communities and summary of field data collection steps.

Step II: Factors That Influence Hunting

The second phase of the research was carried out in the second semester of 2018, in the same communities. At this stage, we interviewed 49 people (38 men and 11 women), aged between 18 and 78 (average of 42.3), residing for at least 15 years in the region. A total of 47% of participants are dedicated exclusively to agriculture and livestock. The remaining 53% are engaged in activities such as handicrafts, commerce, people transportation, or are retired.

Participants have an average of 3.6 years of formal schooling and a per capita household income of about USD 76.00 (Figure 1).

Structured interviews were conducted with the support of visual stimuli (Medeiros et al., 2014) for information on perceived hunting intensity, flavor preference, hunting technique for each species, the time required for hunting for each species, and perceived abundance. At the beginning of the interview, we presented the participant with an album with photos of the 12 animals selected from the free lists and asked them to identify the animals. When the participant was able to identify all the animals, the interview progressed.

To record perceived hunting intensity and flavor preference, we used the photo ordering method (Albuquerque et al., 2014), placing in front of the participant a photo of each of the 12 animals and asking them to sort them according to each of the two criteria. We consider flavor as a sense which is cognitively “constructed” from the integration of distinct physiologically defined sensory systems in order to perceive and identify objects (Prescott, 1999).

To measure the effort required to capture each species, we asked the participant to explain which technique was used for hunting each species and for specifying how many people participated and how long it took to capture that species. To estimate the benefit, we asked how many individuals of each species were usually caught in a hunt and consulted information on the average biomass of each species in Faurby et al. (2018, 2019).

To record the perceived abundance of each species, we used an adaptation of the scoring exercise proposed by Sieber et al. (2014). Once again, we displayed a photo of each of the 12 species to the participant and asked which of those animals was less frequent in the region. We would then hand them a pot of seeds and ask them to put a handful of seeds on the photo that could represent the number of animals of that species in the region. After that, we asked them to place on each of the other photos the number of seeds that represented their abundance in relation to the number of seeds placed in the first photo. We have always given the interviewee a very high amount of seeds (about one kilo of bean seeds) so that the amount of seeds does not limit their response. In all interviews, none of the interviewees needed to use all the seeds.

Table 1 - Items selected from the free lists for the second stage of data collection, accompanied by the respective salience values, average position (mean of ranking values) in the free lists and citation frequency.

Ethnoespecies	English common name	Scientific name	Salience	Average position	Citation Frequency
Peba	Yellow armadillo	<i>Euphractus sexcinctus</i>	0.46	3.51	45.00
Preá	Brazilian guinea pig	<i>Cavia aperea</i>	0.38	3.76	42.00
Cambambá	Striped hog-nosed skunk	<i>Conepatus semistriatus</i>	0.19	4.10	19.00
Cotia	Black-rumped agouti	<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	0.17	1.83	12.00
Tatu	Nine-banded armadillo	<i>Dasytus novemcinctus</i>	0.12	6.32	28.00
Mocó	Rock cavy	<i>Kerodon rupestris</i>	0.12	3.00	10.00
Tamanduá	Southern tamandua	<i>Tamandua tetradactyla</i>	0.10	5.28	18.00
Gato do mato	Northern Tiger Cat	<i>Leopardus tigrinus</i>	0.08	2.50	6.00
Cassaco	White-eared opossum	<i>Didelphis albiventris</i>	0.07	1.60	5.00
Punaré	Punare	<i>Thrichomys apereoides</i>	0.06	5.43	7.00
Veado	Gray brocket	<i>Mazama gouazoubira</i>	0.05	8.25	24.00
Coelho do mato	Tapeti	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0.04	2.67	3.00

Table 2 – Mammal species followed by the average values of Hunt intensity, Flavor preference, Biomass, Effort, Cost-effectiveness and Perceived abundance according to data collected from Catimbau National Park.

English common name	Scientific name	Hunt intensity (average ranking position)	Flavour preference (average ranking position)	Biomass (g)	Effort (man-day/sp)	Cost-effectiveness (Kg/man-day)	Perceived abundance (%)
Yellow armadillo	<i>Euphractus sexcinctus</i>	0.46	4.37	4782.9	1.30	6.57	11.71
Brazilian guinea pig	<i>Cavia aperea</i>	0.35	4.51	549.0	0.43	2.63	16.17
Striped hog-nosed skunk	<i>Conepatus semistriatus</i>	0.33	5.18	1200.0	1.76	1.03	9.68
Black-rumped agouti	<i>Dasyprocta prymnolopha</i>	0.27	4.65	2900.0	3.86	1.25	7.72
Nine-banded armadillo	<i>Dasypus novemcinctus</i>	0.13	3.02	4203.8	1.91	3.36	6.92
Rock cavy	<i>Kerodon rupestris</i>	0.11	6.07	800.0	0.36	3.19	16.40
Southern tamandua	<i>Tamandua tetradactyla</i>	0.10	6.79	5515.1	1.97	4.79	7.74
Punare	<i>Thrichomys apereoides</i>	0.06	5.56	339.0	0.33	2.20	14.19
Gray brocket	<i>Mazama gouazoubira</i>	0.07	4.04	16300.1	17.12	2.59	9.46

2.3 - Data analysis

2.3.1 - Data Preparation

The hunting intensity data were adjusted in two steps so that the variable was used in the analyses. First, we inverted the rank order values of the photographs so that the animals indicated as most hunted received higher values than less hunted species. Specifically, we assigned values between 12 (for the most hunted species) and 1 (for the least hunted species), according to the ordering made by the participant, and zero when they reported that the species was not hunted in the region. Then, since ordering the position of an item is always relative to the others, we divide the adjusted ranking value by the total number of species that we present to the interviewee.

The flavor preference was adjusted following the same procedure described above, with only one difference. The adjusted ranking value was divided by the total number of species that the participant had already tried (among the ones we present) since whenever the participant informed that he had never tried any of the species, that species was removed from the order.

We consider the estimated return of hunting for a given species as the product between the species biomass and the number of individuals of the same species that are usually caught in a hunting event, according to the participant's response. To calculate the estimated effort, based on interview information, we multiply the estimated time taken to capture an individual by the number of people generally employed for hunting a species. Finally, we consider the perceived cost-effectiveness of hunting as the ratio between estimated return and effort.

We considered as relative abundance the ratio between the estimated abundance for each species and the sum of the abundances of all species evaluated by the informant in the scoring exercise.

2.3.2 - Model elaboration

For the analysis, we discarded the northern tiger cat (*Leopardus tigrinus*), white-eared opossum (*Didelphis albiventris*), and tapeti (*Sylvilagus brasiliensis*). This decision was made because of the large number of informants who reported that these animals were hunted only on an opportunistic basis and most often motivated only by conflict (*L. tigrinus*, *D. albiventris*). These species were maintained during the preparation of the variables "hunting intensity" and "taste preference" since, at the time of the ranking exercise, the participant still had 12 options.

To test our hypotheses, we built a generalized linear model with binomial distribution. We used hunting intensity as the dependent variable and flavor preference, cost-effectiveness, relative abundance, and interactions between these variables as independent variables. Since

the abundance of a species can reduce the effort in capturing the game and, consequently, influence the cost-effectiveness ratio, we decided to test the correlation between these two variables. However, since the observed correlation between these variables was extremely low (Pearson's $r = -0.005$), we proceed with the analyses with the two variables.

We proceeded with the model adjustment, sequentially removing the variables that had no significant effect until we obtained the model with the lowest AIC value (Agresti, 2015).

We performed all analyzes in the R environment, version 3.5.2 (R Core Team, 2018), considering $P < 0.05$ as significant. The effect size of the model variables was measured with the R broom.mixed package (Bolker and Robinson, 2019).

3 - RESULTS

According to the interviews, the most intensely hunted species are yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*) and nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*), which had an average ranking position of 2.00 and 4.02, respectively. The species with the lowest hunting intensity are punare (*Thrichomys apereoides*) and black-rumped agouti (*Dasyprocta prymnolopha*), with an average ranking position of 6.75 and 6.17, respectively. The ordering according to flavor preference showed that nine-banded armadillo and gray brocket (*Mazama gouazoubira*) (3.02 and 4.05, respectively) are the most appreciated species. At the same time, southern tamandua (*Tamandua tetradactyla*) and rock cavy (*Kerodon rupestris*) (6.79 and 6.07, respectively) are the least appreciated species. We found that gray brocket and black-rumped agouti is the species that demand the most effort to capture, requiring an average hunting of 17.13 and 4.00 person-days (number of people multiplied by the number of days), respectively. Conversely, brazilian guinea pig (*Cavia aperea*) and rock cavy (1.15 and 0.59 person-days, respectively) require the least effort. The species with the best yield per hunting event are gray brocket (16300.1 kg), and yellow armadillo (8142.3 kg) and those with the lowest yield are striped hog-nosed skunk (*Conepatus semistriatus*) (1371.4 g) and punare (1936.5 g). We also observed that the best cost-effective species are yellow armadillo and southern tamandua (6.569 and 4.783 Kg/person-days, respectively) and the worst cost-effectiveness species are black-rumped agouti and striped hog-nosed skunk (1.254 and 1.030 Kg/person-days, respectively). Finally, the animals with the highest abundance perceived by the participants were Brazilian guinea pig (16.1%) and rock cavy (16.3%). In comparison, the animals with the lowest abundance were black-rumped agouti (7.7%) and nine-banded armadillo (6.9%).

Table 3 - Binomial GLM results, including estimated regression parameters, standard errors, z-values and p-values.

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
(Intercept)	-0.41294	0.10612	-3.891	9.97e-05
Preference (flavour)	0.73772	0.12337	5.980	2.23e-09
Cost-effectiveness	0.06421	0.01168	5.499	3.83e-08
Relative abundance	2.55115	0.44274	5.762	8.31e-09

Table 4 – Effect size (in Odds ratio) of each of the model's significant variables accompanied by the respective confidence intervals.

	Odds Ratio	2.5 %	97.5 %
(Intercept)	0.662	0.537	0.814
Preference (flavour)	2.09	1.64	2.66
Cost-effectiveness	1.07	1.04	1.09
Relative abundance	12.8	5.44	30.9

Analysis of our most sophisticated model showed that interactions between variables did not have a significant effect on the model. For a better model fit (AIC = 2332), interactions were excluded. All other predictor variables influenced the hunting intensity and, therefore, were kept in the model, resulting in a model that explains about 3% of the variation in hunting intensity (marginal $R^2 = 0.033$) (Table 3).

We observed that the ratio was directly related to the chances of a species being hunted ($\text{Pr}(>|z|) = 3.83\text{e-}08$) (Table 3, Figure 2). This increases the chances of hunting by about 7% (OR = 1.07) (Table 4) for each kg / person-day of a species. We also found that the chances of a species being hunted increased ($\text{Pr}(>|z|) = 8.31\text{e-}09$) about 12 times (OR = 12.8) with increasing perceived abundance (Figure 3). Additionally, preference for flavor is positively related to the hunting intensity ($\text{Pr}(>|z|) = 2.23\text{e-}09$) (Figure 4), increasing by 109% (OR = 2.09) the chances of one species being hunted due to its higher preference (Table 4).

4 - DISCUSSION

We have demonstrated that cost-effectiveness, perceived abundance, and preference for flavor are relevant factors in deciding what to hunt. Objectively, a species that guarantees a high cost-effectiveness return in biomass, such as yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus* - 6.57 Kg / person-day), is about 43% more likely to be hunted than the striped hog-nosed skunk (*Conepatus semistriatus* - 1.06 Kg/person-day). A species perceived as very abundant like a Brazilian guinea pig (*C. aperea* ~ 16%) is approximately 20% more likely to be hunted than a species seen as poorly abundant like southern tamandua (*T. tetradactyla* ~ 7.7%). Although objective factors have a strong influence on hunting decisions, the preference seems to be the most relevant aspect. A species like nine-banded armadillo (*D. novemcinctus*), for example, which is sparingly abundant (6.9%) and much appreciated for its flavor, is 97% more likely to be hunted than an unappreciated species of similar abundance.

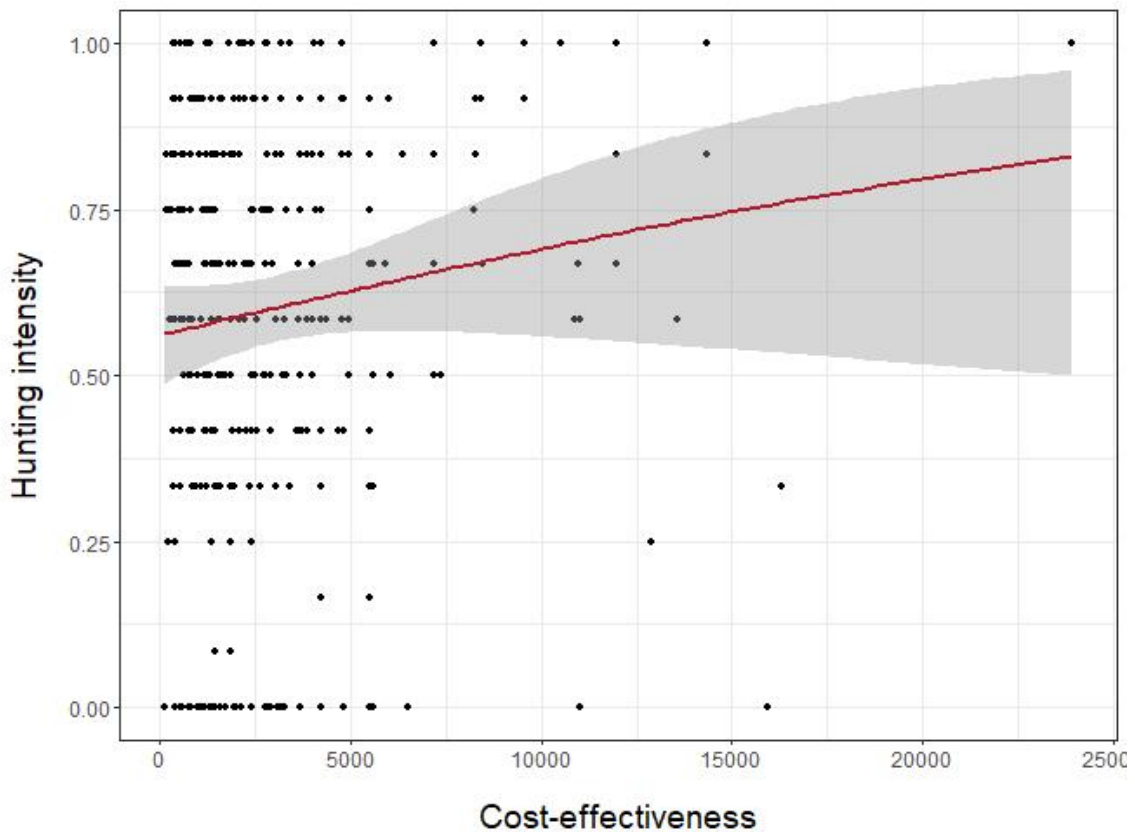


Figure 2 - Relationship between the cost-effectiveness and the hunt intensity of the species presented to the research participants. The points represent the nine mammal species evaluated by 49 research participants and the red line represents the regression line of the relationship between the variables. The confidence interval is represented by the gray area.

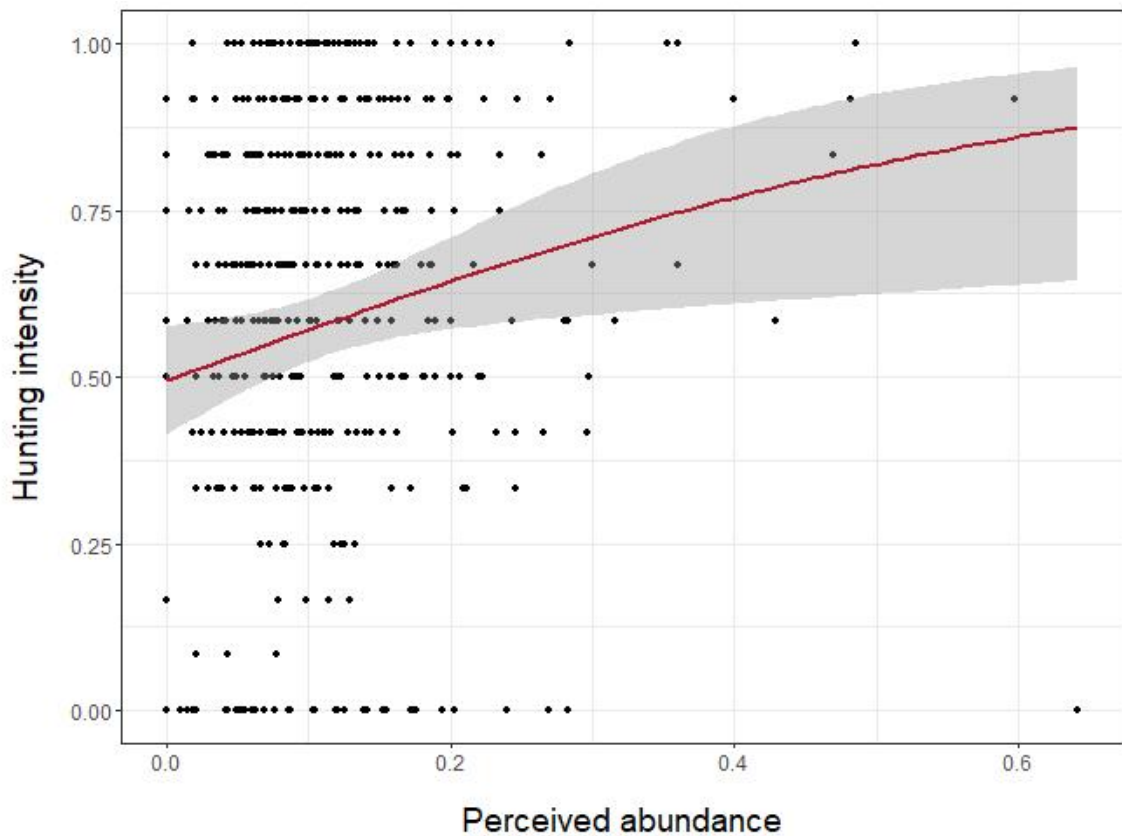


Figure 3 - Relationship between the perceived abundance and the hunt intensity of the species presented to the research participants. The points represent the nine mammal species evaluated by 49 research participants and the red line represents the regression line of the relationship between the variables. The confidence interval is represented by the gray area.

The prioritization of prey that ensures a higher amount of energy over the time taken to acquire it is probably the most tested forage optimization hypothesis in humans (Lupo, 2007). The predictions of this model are confirmed, for example, by the preference of several hunter groups for large animals (Jerzolimski and Peres, 2003; Ripple et al. 2016). The optimization of hunting activity by capturing animals with higher biomass has been evidenced by large-scale studies carried out in the Amazon Forest (Jerzolimski and Peres, 2003; Stafford et al., 2017) is pointed as a global pattern (Burnside et al., 2012; Ripple et al., 2016).

We also found that a very abundant species can be up to ten times more likely to be hunted than a rare species. The association between abundance and hunting pressure is commonly attributed to an optimization strategy (Sirén and Wilkie 2016, Stafford et al., 2017). However, the lack of correlation between abundance and cost-effectiveness in our data demonstrates that humans can choose species that require less capture effort, regardless of the existence of better alternatives in relation to energetic gains.

According to Albuquerque et al. (2019), the various factors that influence human behavior can be maximized independently. In this context, prioritizing the hunting of more abundant species may simply represent a cost minimization strategy. Smith (2005), for example, in studying the strategies of Buglé hunters in western Panama, demonstrated that 33% of all hunting is made up of animals that are attracted to crops or in occasional encounters during the time devoted to agriculture. Although Bugles have the alternative of capturing larger species in forested areas, this strategy offers a good hunting volume without an extra investment of time (Smith 2005). Our findings support the idea that the parameters that interfere with hunting are independently maximized. Although not the alternative that guarantees the highest return, prioritizing hunting of abundant species can be an alternative to reducing hunting costs, particularly in scenarios where hunting competes with other activities or where high investment (time or resources) is not possible.

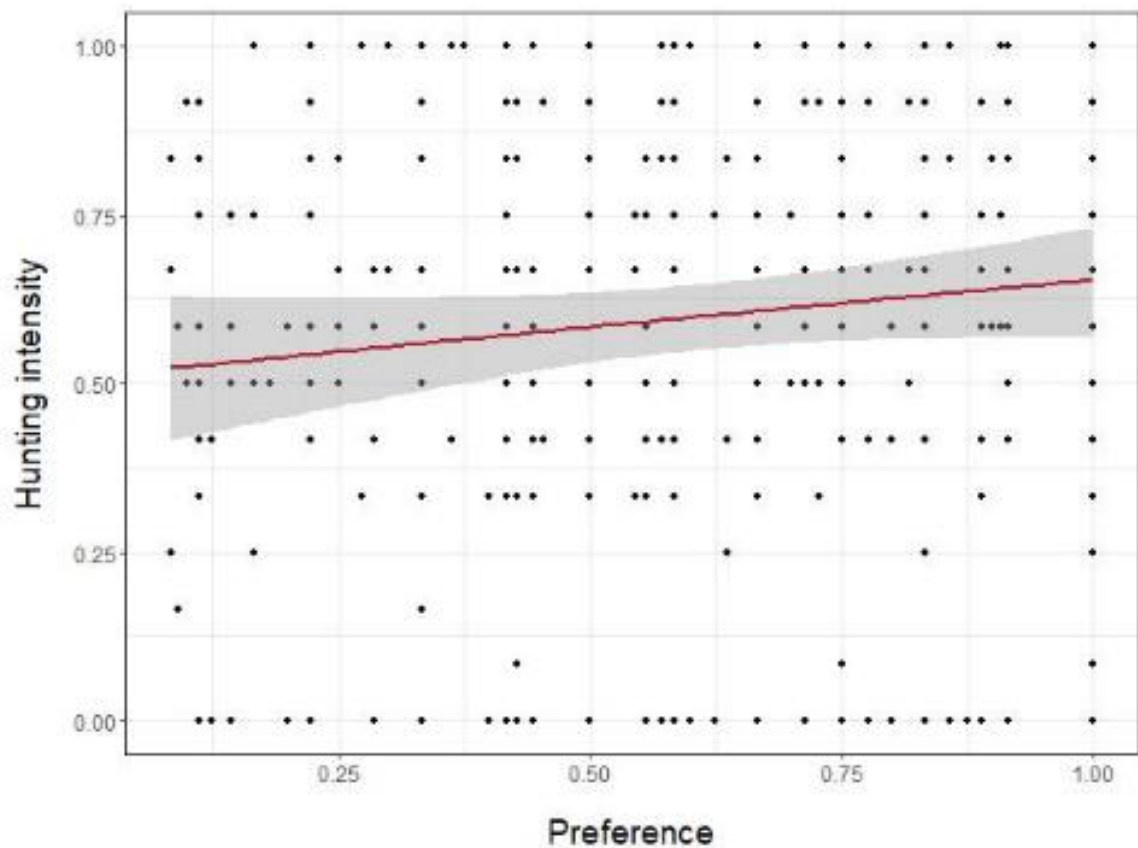


Figure 4 - Relationship between flavour preference and hunt intensity of the species presented to the research participants. The points represent the nine mammal species evaluated by 49 research participants and the red line represents the regression line of the relationship between the variables. The confidence interval is represented by the gray area.

We also note that flavor preference can double the chances of a species being hunted. The influence of flavor on game consumption is reported in several papers (Rose, 2001; Vliet et al., 2011; Stafford et al., 2016). Schenck et al. (2006) demonstrate that in addition to differentiating game from other types of animal protein, rural Gabonese residents claim to appreciate the flavor of game and opt for this resource over farmed animal meat. Rose (2001) also states that the consumption of game in rural areas is strongly stimulated by the flavor of game. According to the author, since hunting consumption is a habit practiced since childhood, its consumption, besides supplying caloric needs, can provide feelings of greater food security to people used to its consumption. Although flavor preference is not a new fact, our results quantify the effect this factor may have on hunting intensity. In practical terms, we note that flavor preference is the most important aspect of understanding hunting pressure. This result has direct implications for the conservation of hunted species. Variables such as cost-effectiveness or abundance are sensitive to unsustainable hunting scenarios. A species hunted due to its high abundance, for example, has its abundance reduced due to excessive hunting, and it is no longer a priority target for hunters. Flavor-guided hunting, in addition to not being sensitive to ecological variations in species, also represents an obstacle to conservation programs based on offering other options and protein (such as beef or chicken) for populations who practice hunting as livelihood. In this sense, our results demonstrated that the study of hunting from variables that capture only utilitarian aspects might lead to misinterpretations and underscore the need for combined study of other cultural variables, like taboos or prestige, for a better understanding of hunting patterns.

5 - CONCLUSION

We observed that cost-effectiveness is not necessarily the most important aspect in the selection of hunted species. Our data demonstrate that hunters may prefer species that require less capture effort, even though they have more cost-effective alternatives, which demonstrates that factors that influence hunting species selection can be maximized independently. We also found that flavor preference is proportionally the variable with the most significant effect on the chances of a species being hunted, suggesting that traditional optimal foraging models are too simple to cover the complexity involved in the selection of game species.

6 - CREDIT AUTHOR STATEMENT

LSC: Conceptualization; Methodology; Formal analysis; Investigation; Writing - Original Draft. **UPA:** Conceptualization; Methodology; Writing - Review & Editing; Supervision; Funding acquisition. **RRNA:** Writing - Review & Editing; Supervision.

7 - CITED LITERATURE

- Agresti, A., 2015. Foundations of Linear and Generalized Linear Models, 1st ed. Wiley-Blackwell, Hoboken.
- Albuquerque, U.P., de Medeiros, P.M., Ferreira Júnior, W.S., da Silva, T.C., da Silva, R.R.V., Gonçalves-Souza, T., 2019. Social-Ecological Theory of Maximization: Basic Concepts and Two Initial Models. *Biol. Theory* 0, 0. <https://doi.org/10.1007/s13752-019-00316-8>
- Albuquerque, U.P., Ramos, M.A., Lucena, R.F.P., Alencar, N.L.A., de Lucena, R.F.P., Alencar, N.L.A., 2014. Methods and Techniques Used to Collect Ethnobiological Data, in: Albuquerque, U.P., Cruz da Cunha, L.V.F., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N. (Eds.), *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Humana Press, New York, pp. 15–37. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8636-7_2
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves, R.R.N., Feijó, A., Duarte Barboza, R.R., Silva Souto, W.M., Fernandes-Ferreira, H., Cordeiro-Estrela, P., Langguth, A., 2016. Game mammals of the Caatinga biome. *Ethnobiol. Conserv.* 5, 1–51. <https://doi.org/10.15451/ec2016-7-5.5-1-51>
- Alves, R.R.N., Gonçalves, M.B.R., Vieira, W.L.S., 2012. Hunting, use and conservation of vertebrates in the Brazilian semiarid. *Trop. Conserv. Sci.* 5, 394–416.
- Alves, R.R.N., Silva, J.S., Chaves, L.S., Albuquerque, U.P., 2017. Ethnozoology: An Overview and Current Perspectives, in: Alves, R.R. da N., Albuquerque, U.P. (Eds.), *Ethnozoology: Animals in Our Lives*. Elsevier, London, p. 552.
- Berlin, B., 1992. *Ethnobiological Classification: Principles of Categorization of Plants and Animals in Traditional Societies*. Princeton University Press, New Jersey.
- Bolker, B., Robinson, D., 2019. broom.mixed: Tidying Methods for Mixed Models.
- Buainain, A.M., Garcia, J.R., 2013. Desenvolvimento rural do semiárido brasileiro: transformações recentes, desafios e perspectivas. *Confins*. <https://doi.org/10.4000/confins.8633>

- Chaves, L. da S., Nascimento, A.L.B. do, Albuquerque, U.P., 2019. What matters in free listing? A probabilistic interpretation of the salience index. *Acta Bot. Brasilica* 1–10. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0330>
- Dunn, M.A., Smith, D.A., 2011. The Spatial Patterns of Miskitu Hunting in Northeastern Honduras: Lessons for Wildlife Management in Tropical Forests. *J. Lat. Am. Geogr.* 10, 85–108. <https://doi.org/10.1353/lag.2011.0020>
- Faurby, S., Davis, M., Pedersen, R.Ø., Schowanek, S.D., Antonelli, A., Svenning, J., 2019. Data from: PHYLOCINE 1.2: The Phylogenetic Atlas of Mammal Macroecology. Dryad Digit. Repos. <https://doi.org/10.5061/dryad.bp26v20>
- Faurby, S., Davis, M., Pedersen, R.Ø., Schowanek, S.D., Antonelli, A., Svenning, J., 2018. PHYLOCINE 1.2: The Phylogenetic Atlas of Mammal Macroecology. *Ecology* 99, 2626–2626. <https://doi.org/10.1002/ecy.2443>
- Hanazaki, N., Tamashiro, J.Y., Leitão-Filho, H.F., Begossi, A., 2000. Diversity of plant uses in two Caíçara communities from the Atlantic Forest coast, Brazil. *Biodivers. Conserv.* 9, 597–615.
- Jerozolinski, A., Peres, C.A., 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. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00310-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00310-5)
- Levi, T., Shepard, G.H., Ohl-Schacherer, J., Wilmers, C.C., Peres, C.A., Yu, D.W., 2011. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecol. Appl.* 21, 1802–1818. <https://doi.org/10.1890/10-0375.1>
- Lupo, K.D., 2007. Evolutionary foraging models in zooarchaeological analysis: Recent applications and future challenges. *J. Archaeol. Res.* 15, 143–189. <https://doi.org/10.1007/s10814-007-9011-1>
- Macarthur, R.H., Pianka, E.R., 1966. The University of Chicago On Optimal Use of a Patchy Environment. *Am. Nat.* 100, 603–609.
- Martin, A., Caro, T., Kiffner, C., 2013. Prey preferences of bushmeat hunters in an East African savannah ecosystem. *Eur. J. Wildl. Res.* 59, 137–145. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0657-8>
- Medeiros, P.M., Almeida, A.L., Lucena, R.F.P. de, Souto, F.J.B., Albuquerque, U.P., 2014. Use of Visual Stimuli in Ethnobiological Research, in: Albuquerque, U.P., Cruz da Cunha, L.V.F., Lucena, R.F.P., Alves, R.R.N. (Eds.), *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Humana Press, New York, pp. 87–98.
- Mendonça, L.E.T., Vasconcellos, A., Souto, C.M., Oliveira, T.P.R., Alves, R.R.N., 2016. Bushmeat consumption and its implications for wildlife conservation in the semi-arid

region of Brazil. *Reg. Environ. Chang.* 16, 1649–1657. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0901-3>

- Prescott, J., 1999. Flavour as a psychological construct: implications for perceiving and measuring the sensory qualities of foods. *Food Qual. Prefer.* 10, 349–356. [https://doi.org/10.1016/S0950-3293\(98\)00048-2](https://doi.org/10.1016/S0950-3293(98)00048-2)
- Pyke, G.H., Pulliam, H.R., Charnov, E.L., 1977. Optimal Foraging: A Selective Review of Theory and Tests. *Q. Rev. Biol.* 52, 137–154. <https://doi.org/10.1086/409852>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing.
- Ripple, W.J., Abernethy, K., Betts, M.G., Chapron, G., Dirzo, R., Galetti, M., Levi, T., Lindsey, P.A., Macdonald, D.W., Machovina, B., Newsome, T.M., Peres, C.A., Wallach, A.D., Wolf, C., Young, H., 2016. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. *R. Soc. Open Sci.* 3, 160498. <https://doi.org/10.1098/rsos.160498>
- Robinson, J.G., 1999. CONSERVATION: Wildlife Harvest in Logged Tropical Forests. *Science* (80-.). 284, 595–596. <https://doi.org/10.1126/science.284.5414.595>
- Robinson, J.G., Bennett, E.L., 2000. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, 1st ed. Columbia University Press, New York.
- Rodal, M.J.N., Andrade, K.V.D.A., Sales, M.F., Gomes, A.P.S., 1998. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. *Rev. Bras. Biol.* 58, 517–526. <https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000300017>
- Rose, A.L., 2001. Social Change and Social Values in Mitigating Bushmeat Commerce, in: Bakarr, M.I., Fonseca, G.A.B. da, Mittermeier, R.A., Rylands, A.B., Painemilla, K.W. (Eds.), *Hunting and Bushmeat Utilization in the African Rain Forest: Perspectives Toward a Blueprint for Conservation Action*. Conservation International: Center for Applied Biodiversity Science, New York, pp. 59–73.
- Schenck, M., Nsame Effa, E., Starkey, M., Wilkie, D., Abernethy, K., Telfer, P., Godoy, R., Treves, A., 2006. Why People Eat Bushmeat: Results From Two-Choice, Taste Tests in Gabon, Central Africa. *Hum. Ecol.* 34, 433–445. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9025-1>
- Sieber, S.S., da Silva, T.C., Campos, L.Z. de O., Zank, S., Albuquerque, U.P., 2014. Participatory Methods in Ethnobiological and Ethnoecological Research, in: Albuquerque, U.P., Cruz da Cunha, L.V.F., de Lucena, R.F.P. de, Alves, R.R.D.N. (Eds.), *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Humana Press, New York, NY, pp. 39–58. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-8636-7_3
- Sirén, A.H., Wilkie, D.S., 2016. The effects of ammunition price on subsistence hunting in an Amazonian village. *Oryx* 50, 47–55. <https://doi.org/10.1017/S003060531400026X>

- Smith, D.A., 2005. Garden Game: Shifting Cultivation, Indigenous Hunting and Wildlife Ecology in Western Panama. *Hum. Ecol.* 33, 505–537. <https://doi.org/10.1007/s10745-005-5157-Y>
- Smith, J.J., Borgatti, S.P., 1997. Saliency Counts And So Does Accuracy: Correcting and Updating a Measure for Free-List-Item Saliency. *J. Linguist. Anthropol.* 7, 208–209. <https://doi.org/10.1525/jlin.1997.7.2.208>
- Stafford, C.A., Alarcon-Valenzuela, J., Patiño, J., Preziosi, R.F., Sellers, W.I., 2016. Know Your Monkey: Identifying Primate Conservation Challenges in an Indigenous Kichwa Community Using an Ethnoprimatological Approach. *Folia Primatol.* 87, 31–47. <https://doi.org/10.1159/000444414>
- Stafford, C.A., Preziosi, R.F., Sellers, W.I., 2017. A pan-neotropical analysis of hunting preferences. *Biodivers. Conserv.* 26, 1877–1897. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1334-8>
- Van Vliet, N., Mbazza, P., 2011. Recognizing the Multiple Reasons for Bushmeat Consumption in Urban Areas: A Necessary Step Toward the Sustainable Use of Wildlife for Food in Central Africa. *Hum. Dimens. Wildl.* 16, 45–54. <https://doi.org/10.1080/10871209.2010.523924>
- Vliet, N. Van, Nasi, R., Taber, A., 2011. From the Forest to the Stomach: Bushmeat Consumption from Rural to Urban Settings in Central Africa, in: Shackleton, S., Shackleton, C., Shanley, P. (Eds.), *Non-Timber Forest Products in the Global Context, Tropical Forestry*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 129–145. https://doi.org/10.1007/978-3-642-17983-9_6

CAPÍTULO IV

WHAT MATTERS IN FREE LISTING? A PROBABILISTIC INTERPRETATION OF THE SALIENCE INDEX

(Artigo publicado na revista Acta Botanica Brasilica: ANEXO A)

<http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062018abb0330>

WHAT MATTERS IN A FREE LISTING? A PROBABILISTIC INTERPRETATION OF THE SALIENCE INDEX

Leonardo da Silva Chaves^{a,b}, André Luiz Borba do Nascimento^b, Ulysses Paulino Albuquerque^b

^a Programa de Pós-Graduação em Etnobiologia e Conservação da Natureza, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Dois Irmãos, 52171900, Brazil.

^b Laboratório de Ecologia e Evolução de Sistemas Socioecológicos (LEA), Centro de Biociências, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Cidade Universitária, Recife, PE, 50670901, Brazil. Email: upa677@hotmail.com

ABSTRACT

The free list is a data collection technique widely used in different areas of knowledge. In addition to its usefulness for the characterization of a given cultural domain, the analysis of a set of lists of the same human population allows inferences to be made about the cultural salience of the items identified in that domain. The Saliency Index of each item cited in a list set can be easily calculated. However, it is difficult to establish a threshold that indicates from which value an item can actually be considered salient. With the aim to reduce the subjectivity in the interpretation of the Saliency Index, in this work we present a mathematical analysis that allows understanding which are the elements of the lists whose frequency and the order of citation are not due to random reasons. In order to achieve it, we used Monte Carlo techniques to calculate the probability of occurrence of the salience value of each item of a set of lists in a hypothetical null scenario. In addition to objectively indicating which items stand out in relation to the others as to their high frequency and position in the lists, the present analysis also shows which items can be considered idiosyncratic. The present analysis is, therefore, a useful tool for the understanding of processes related to the cultural relevance of items, contributing to the test of future hypotheses in different areas of social sciences and ethnobiology.

Key words: free-list, ethnobiology, ethnobotany, human ecology, cognitive anthropology.

INTRODUCTION

The free list is one of the most commonly used data collection techniques in different areas of knowledge. It is an extremely useful tool, that allows a rapid survey of people's knowledge about a given cultural domain (Brewer 1985).

Although free listing presents some limitations (e.g. Quinlan 2005; Sousa et al. 2016; Zambrana et al. 2018), it has been widely used in ethnobotanical studies with different approaches. Some examples of its application can be found in the investigation of plants with pharmacological potential (Cartaxo et al. 2010), the comparison of knowledge about plants in different communities (Ladio et al. 2007) and in the study of the structure and resilience of medical systems (Santoro et al. 2015).

In addition to identifying the items belonging to a given domain, the analysis of different lists in the same human population allows inferences to be made about their cultural salience, which is, in an etic perspective, a measure of the cultural importance of the mentioned items, expressed by the relation between the frequency of citations and the order of citation of each element (Quinlan 2005).

During a few decades, the frequency of each item (Borgatti 1990; Weller and Romney 1988) and the order of citation (Romney and D'Andrade 1964) were used separately to express the salience. However, Smith (1993) proposed the joint use of these two variables to create the Salience Index. The Salience Index was adjusted by the author (Smith and Borgatti 1997; Smith et al. 1995) and other versions were proposed by Sutrop (2001) and by Robbins et al. (2017), maintaining, however, the basic idea of combining the average position and frequency of citation of each item to determine its importance in relation to the others.

Calculating the Salience Index is relatively simple and can even be performed with the assistance of specific softwares for the analysis of free lists (e.g. Borgatti 1996; Borgatti et al. 2002; Pennec et al. 2012; Purzycki and Jamieson-Lane 2017). For each item registered in the free lists a salience value is calculated, and they are ranked according to their relevance. The interpretation of these values, however, is quite subjective. In the analysis of a set of free lists it is difficult to establish a threshold to define from which value an item can actually be considered salient (Quinlan 2005). Weller and Romney (1988) suggest, for example, that items with citation frequency of about 75% should be considered the most important. Quinlan (2005), on the other hand, points out that when tabulating in descending order the values of Indices of Salience calculated for each of the items of a set of free lists, it is often observed "breaks" in the sequence of calculated values. These breaks would present a good margin to identify the

most important items. According to the author, the items listed until the first break are considered "highly salient". However, other breaks along the list can be identified, thus defining other groups of less salient items.

Borgatti and Halgin (2013) also discuss the difficulty in interpreting the values calculated by the Saliency Index in the study of "cultural domains" through free lists. The authors emphasize the need to define the boundaries of a "cultural domain", identifying which items in a set of lists can be considered "idiosyncrasies". In addition to the analysis of tabulated salient values organized decreasingly, the authors suggest a graphical analysis from the plotting of frequency values in a scree plot for the identification of breaks (or elbows) that can suggest the limit between the items belonging to the cultural domain and citations of little or no relevance for the study (Borgatti and Halgin 2013).

Since this method is very subjective, in many cases the identification of such breaks is quite complicated (Thompson and John 2006). To the best of our knowledge, there is no available method in the literature for the analysis of free lists that proposes an objective technique for the identification of the salient fact items. With the proposal to reduce the subjectivity in the interpretation of the Saliency Index, in this work we present a mathematical analysis that allows understanding which are the elements of the lists whose frequency and the order of citation are not due to random reasons. In order to achieve it, we use the probability of occurrence of the saliency value of each item in a hypothetical null scenario.

METHODS

The "*p-value*" of the Saliency Index

When we claim that certain elements mentioned in the free lists are more salient than others are, we are assuming that some of these elements are cited at greater frequencies and/or with a different order than the expected by random reasons. Thus, the saliency values calculated for these elements, in addition to being higher, are not expected to occur associated with randomly cited items.

Assuming this, in order to decide on the statistical significance of the salient value of the items of a free list, it is necessary to initially set a null scenario that presents the same characteristics of the real scenario studied. In order to achieved that we used the number of informants interviewed in the population, the total number of items cited and the average size of the free lists, to randomly generate free lists of 1000 simulated populations, using the Monte Carlo Techniques (Robert and Casella 2010). Each simulated population has the same number

of items and informants as the actual one, although the frequency and order of the items in the lists are completely random. For each simulated population, we performed the calculation of the Saliency Index of each item, creating a null distribution with the saliency values of the items cited due to random reasons.

Then, from the data collected from the real population, we calculated the Saliency Index of each item cited followed by the probability of occurrence of these values in a null scenario (*p-value*). We accepted as significant all items that had lower values than the 5% probability threshold set (*p-value* <0.05). All analysis was performed using R development environment (R Core Team 2017) and the script developed is available as supplementary material online (R Script S1 in supplementary material), or available at request.

RESULTS

The cut-off point of Saliency Index: Using the New Method

In order to exemplify the suggested analysis, we used free lists referring to the knowledge of medicinal plants in “Horizonte” community, located in the surroundings of the National Forest of Araripe-Apodi (Ceará – Northeast of Brazil). These lists are part of two already published papers (Lozano et al. 2014; Nascimento et al. 2016). The botanical identification of the plants listed through common names on Table 1 is available in Lozano et al. (2014).

The free-list technique was used to investigate the knowledge about medicinal plants of the communities, having as the generative question: "Which medicinal plants do you know?". The shortest list in our subsample has three items, the largest of which is 63, and a total of 216 items have been cited along these 153 lists.

For each simulated population, we created 153 other lists that followed the parameters observed in the original lists. The size of each of the 153 lists was randomly set and should vary between the maximum and minimum size of the actual lists. Then, to compose each simulated list, a draw was performed without substitution among the 216 items mentioned in the actual lists, ensuring that the items appeared with random frequency and order. Finally, the Saliency Index of each item was calculated according to the formula $S = (\sum((L - R_j + 1)/L))/N$, where “L” is the length of a list, R_j is the rank of item j in the list and N is the number of lists in the sample, like proposed by Smith and Borgatti (1997). The procedure was repeated 300 times, creating a null scenario with 45,900 randomly generated saliency values (Figure 1).

After establishing the null scenario, we calculated the actual saliency values of the items cited in the free lists (Table 1 - Column 2), and then we calculated the probability of occurrence

(p-value) of the actual salience value of each item within the null scenario created (Table 1 - Column 3). The salience values calculated using the Smith and Borgatti Index (1997) can vary between "0.0" (items with extremely low salience) and "1.0" (items with extremely high salience), depending on the frequency and position of each item in the analyzed list set. In order to verify the influence of each one of these variables in the composition of the salience index, we calculated the frequency (Tab. 1 - Column 4) and the average position (Tab. 1 - Column 6) of each cited item. We then used the data from the simulated populations to create a null scenario for each variable. From that, we verified whether the values of frequency and mean position are different than expected at random (Tab. 1 - Column 5 and 7).

The calculated values for our data ranged from 0.4805 ("arruda") to 0.0001 ("azeitona preta"). Only the 38 items with the highest salience values (0.4805 – 0.0487) had p-values low enough to be considered different from randomly generated values and, therefore, can be considered as salient. The 42 subsequent items showed salience values between 0.0729 and 0.0266 and the calculated p-values are not significant. Finally, the 136 items with lower salience values (0.0266 – 0.0001) also presented values of $p < 0.05$. The item that presented the highest frequency of citation (barbatimão) was cited in 111 lists and 52 items were cited only once. Citation frequency values greater than 20 or lower than 9 were considered statistically significant. Regarding the average position, only items with a mean ranking above 9 or below 20 presented statistically significant values.

Although the identification of breaks in the sequence of salience values or in a scree plot of the frequency of the cited items (Quinlan 2005; Borgatti & Halgin 2013) is the least arbitrary method for the analysis of free lists, given its subjectivity, it does not allow us to unambiguously decide the boundaries between the salient items. When analyzing our data through the method of identifying breaks in salience values, for example, we can consider that the first break occurs between the salience values of "hortelã" (0.3976) and "jatobá" (0.2796) (Tab. 1 - Column 2), since the distance between the two salience values is about 0.1, representing a drop of almost 30 % in the sequence of values. When we plot our frequency values on a scree-plot (Fig. 2), we find a first break between the "janaguba" (104 citations) and the "malva do reino" (95 citations). The second observed break is slightly larger than the first and coincides with the break identified in the sequence of salience values (hortelã - 89 citations and jatobá - 73 citations). The results of the analyzes performed with the method we propose suggest that, in addition to the difficulty in identifying the boundaries between the salient items, the breaks identification method (Quinlan 2005; Borgatti & Halgin 2013) underestimates the quantity of items that should be considered as salient. Through this procedure, only the six items with higher salience

values would actually be considered salient. That is about six times less than the amount of items identified with the method we propose.

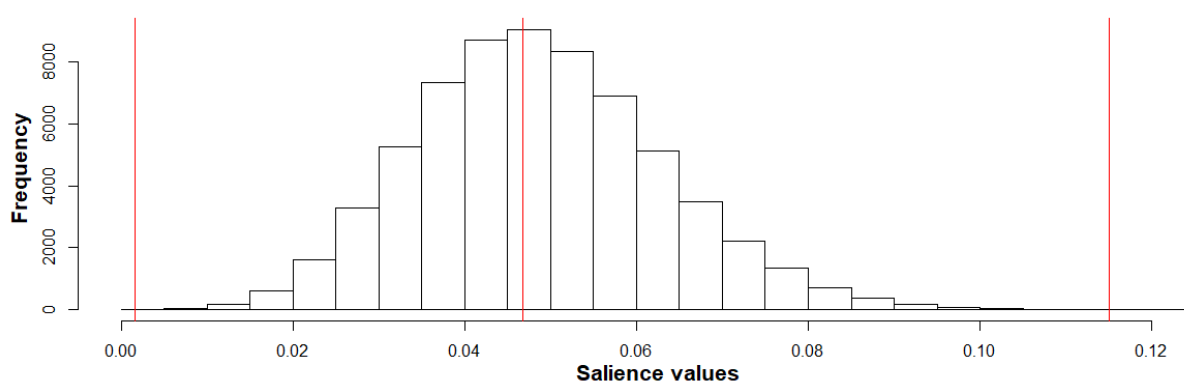


Figure 1. Distribution of the salience values calculated from lists of simulated populations with the same characteristics of 153 free-lists of medicinal plants in a human population living near FLONA Araripe (Brasil). The vertical lines highlight the actual salience values, calculated for “quebra faca” (on the right), “maracuja do mato” (in the center) and “maracuja de estralo” (on the left).

Since the scree-plot consists of drawing a graph with only the frequency values of the items cited in the lists, implicitly it assumes that this variable is sufficient to define the salience. However, by decomposing the salience value, we find that an item need not necessarily be more frequent than expected at random to present a statistically significant salience value, such as the “lorma”, in our data set (Tab. 1). Likewise, an item may present a citation frequency higher than that expected at random and still not be among the items with statistically significant salience values, such as “quebra-pedra” and “Lemon” (Tab. 1), because it does not occur among the highest-ranking positions. Finally, our data also showed that frequency and mean position may act in opposite directions in the composition of the salience index. This is the case of “quixaba” and “avocado”, which present a statistically significant mean position although they present a frequency of citation higher than expected at random. However, it occurs because they occupy very low positions in the lists.

DISCUSSION

The significantly higher salience values shows that the importance that the interviewed individuals attribute to these items privileges the same ones at the moment of the construction of the free list, which is reflected in a higher frequency of citation and/or an average position than expected by random reasons.

The understanding that, among the elements recorded through free lists only some items with higher salience values can be really salient, has already been emphasized in the literature for a while (Borgatti and Halgin 2013; Quinlan 2005). The choice of these items is often made in an arbitrary way. Tol et al. (2018), for example, when analyzing free lists on maternal health problems, explain that items with a Salience Index close to "1" are "high salience values". Nevertheless, the five most salient items in the free lists ($S = 0.51$ to 0.21) continue to be discussed without any justification for the threshold. Similarly, Wong et al. (2015) emphasized that high salience values indicate items of high importance, however, they have not defined how high these values should be. After analyzing the salience values, the authors highlight one to three items with higher salience values (in each category considered) among those cited in a study on the perception of potential clients about the advantages and disadvantages of acquiring health insurance.

The 42 elements whose salience index is not statistically significant when compared to a random distribution generated represent the items on the lists are cited by respondents without receiving any particular prominence. These items may correspond to the content responsible for the heterogeneity of knowledge existing in human populations. This result corroborates the pattern found in studies with medicinal plants, for example, which demonstrate that only a small group of species is known to most people (Ferreira Júnior and Albuquerque 2015). These items would be represented in the analysis suggested here with higher values of $p < 0.05$.

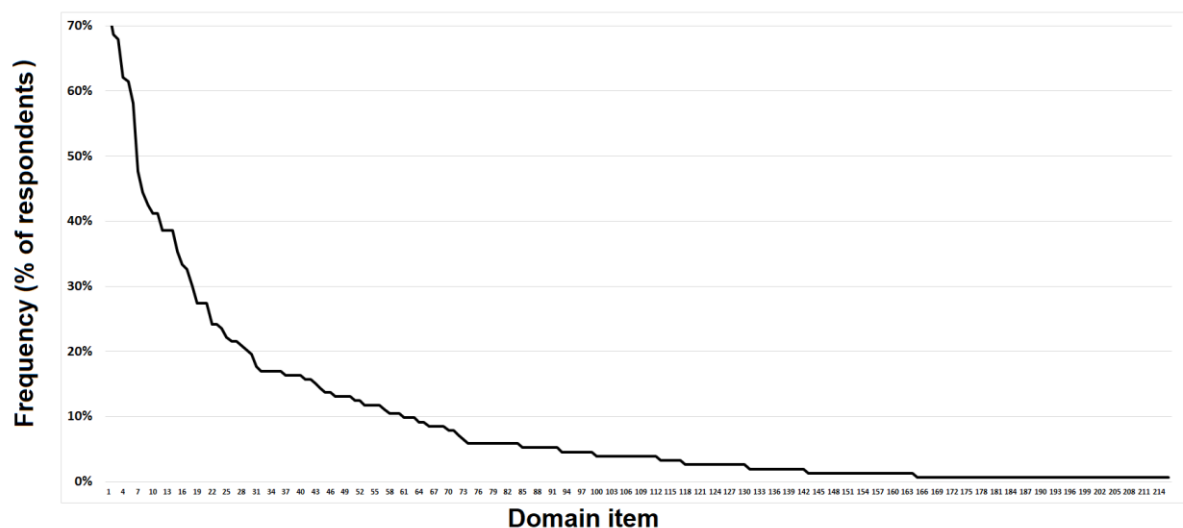


Figure 2 – Scree-plot mostrando o percentual de citação de cada item ao longo das 153 free-lists about medicinal plant used by a human community living in FLONA Araripe (Brasil).

However, it should be noted that knowledge about medicinal plants is dynamic and subject to intracultural variation, related to factors such as age, gender, income, social roles played locally, among others (Almeida et al. 2012; Quinlan e Quinlan 2007; Hanazaki et al.

2000; Torres-Avilez et al. 2016). An alternative explanation for the items with non- statistically significant salience values is that these items may represent this socio-cultural heterogeneity, reflecting the most relevant sets of plants for people in different intracultural contexts. The analysis of free lists of different socio-cultural groups (gender, age, income, work specialization, etc) of people belonging to the same human population can be performed to verify if the subgroups present different items with statistically significant salience values, which would reinforce this hypothesis.

The ethnobiological studies that evaluate intracultural variation of knowledge tend to use only the number of items cited by each social group evaluated as the main descriptor for this variation. This methodology is quite frequent in studies related to the effect of gender (Torres-Avilez and Albuquerque 2017). The comparison of the salient items ($p < 0.05$) of the whole community with those of the social groups may favor the more comprehensively understanding of the local differences of a given cultural domain, by indicating which items are characteristic of each group.

136 of the 216 items present in the lists that we use can be considered idiosyncrasies, by the same criteria adopted in our analysis. These items presented unusually low salience values, with very low probability (p-value) of being produced on randomly generated lists. Such items are known by very few people or cited at last in the free lists, and for these reasons have been interpreted by the literature as items of little or no cultural importance (Borgatti and Halgin 2013) or mistakes (Quinlan 2005).

The existence of the need to identify idiosyncrasy among the items quoted in free lists has already been discussed by Borgatti and Halgin (2013). The authors suggest that the items cited by only one informant should be discarded. However, in addition to recognizing that this is not sufficient to eliminate all necessary items, this criterion is based on only one aspect of the salience, the frequency of citation.

The exclusion of items described in these studies, besides totally arbitrary, does not allow the understanding of the factors that may be leading to these idiosyncrasies. Depending on the structuring of the local medical system, for example, knowledge about the use of some medicinal plants may be concentrated in a few people who perform very specific functions, such as local experts. This would make plants of high cultural importance have very low salience values. Cultural information is also subject to “errors” during the process of social transmission (Laland and Brown 2011), a factor that can contribute to the appearance of these little transmitted local items. In addition, human beings have the capacity to create knowledge,

to innovate, usually as an adaptive response to environmental situations (Boyd et al. 2011), a factor that can also generate idiosyncratic information.

Moreover, the sharing of cultural information in human populations is subject to temporal changes, that is, information that has been very frequent in the past may become infrequent in the present time depending on the environmental situation experienced. However, the opposite is also true (Mesoudi 2011). For example, extreme drought events in caatinga areas in Brazil lead people to use a set of emergency food plants that are resistant to drought and require more complex preparation (Nascimento et al. 2012). It is likely that, after a long period of scarcity, only older people will cite most of these emergency plants. Thus, the cultural salience of these emergency food plants will vary depending on the current environmental situation and the constancy of extreme drought events. Thus, comprises the characteristics of the least salient items and how they are distributed across different socio-cultural groups in the community may allow the understanding of the dynamics of entry and exit of cultural information in human populations.

FINAL CONSIDERATIONS

In our calculations, we applied the formula proposed by Smith and Borgatti (1997) to calculate the Salience Index, because this index is the most used in ethnobiological studies. However, the analysis we propose is applicable to the interpretation of the salience calculated by any other formula (e.g. Robbins et al. 2017; Sutrop 2001) or even for free-recall studies.

The use of simulated populations to generate a null model and subsequent verification of statistical significance of the salience values opens up new perspectives for the studies that use the free list as a technique for collecting data. In addition to objectively indicating which items are more prominent in relation to the others as to their frequency and position in the lists, the present analysis also shows which items have salience values significantly lower than expected by chance, perhaps as a result of the production of individual knowledge (innovations), recent information inputs (immigration), changes of the original information (mutations) or low mnemonic relevance.

The present analysis is, therefore, a useful tool for the understanding of processes related to cultural relevance and/or mnemonic of items, thus contributing to the test of future hypotheses in different areas of social sciences and ethnobiology.

Acknowledgements

We acknowledge the CNPq for the research productivity grant awarded to UPA and post-doctoral fellowship awarded to ALBN. Contribution of the INCT Ethnobiology, Bioprospecting and Nature Conservation, certified by CNPq, with financial support from FACEPE (Foundation for Support to Science and Technology of the State of Pernambuco - Grant number: APQ-0562-2.01/17).

Table 1. Items cited in 153 free-lists about medicinal plant used by a human community living near FLONA Araripe (Brasil), followed by their respective values of salience and p-values. The salience index was calculated according to the formula proposed by Smith and Borgatti (1997). The p-values of salience show the probability that the salient values occur in a null scenario, calculated from simulated populations with similar characteristics to the real one, using Monte Carlo techniques. The Mean position and Frequency of each item in the lists and their respective p-values are also shown. The values marked with asterisk presented statistically significant values ($p < 0.05$).

Item	Salience	Salience (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
arruda	0.4805	0.0000*	105	0.0000*	7.2857	0.0066*
barbatemão	0.4526	0.0000*	111	0.0000*	8.8739	0.0311*
janaguba	0.4483	0.0000*	104	0.0000*	8.6442	0.0258*
malva do reino	0.4410	0.0000*	95	0.0000*	7.2842	0.0066*
alecrim	0.4397	0.0000*	94	0.0000*	7.2766	0.0066*
hortelã	0.3976	0.0000*	89	0.0000*	8.191	0.0173*
jatobá	0.2796	0.0000*	73	0.0000*	11.0959	0.1485
malva da costa	0.2484	0.0000*	63	0.0000*	9.4603	0.0509
cidreira	0.244	0.0000*	63	0.0000*	10.6349	0.1133
mangaba	0.2359	0.0000*	59	0.0000*	10.4915	0.1031
ameixa	0.2345	0.0000*	65	0.0000*	11.2154	0.1582
alcansus	0.2211	0.0000*	59	0.0000*	13.3559	0.3966
eucalipto	0.2197	0.0000*	68	0.0000*	14.1912	0.5092
pequi	0.2006	0.0000*	59	0.0000*	12.1356	0.2493
capim santo	0.1912	0.0000*	54	0.0000*	11.8148	0.2154
velame	0.175	0.0000*	51	0.0000*	12.9804	0.3475
aroeira	0.1682	0.0000*	50	0.0000*	12.92	0.3415
podoia	0.1533	0.0000*	37	0.0000*	11.8108	0.215

Item	Salience	Salience (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
cajueiro	0.1465	0.0000*	46	0.0000*	12.3043	0.2679
mentruz	0.1381	0.0000*	42	0.0000*	14.881	0.4026
marcela	0.1297	0.0000*	42	0.0000*	13.381	0.4005
quebra faca	0.1151	0.0000*	42	0.0000*	17.619	0.1386
laranja	0.1108	0.0001*	37	0.0000*	13.2703	0.3858
orelha de onça	0.1091	0.0002*	32	0.0000*	15.3125	0.3499
anador	0.1062	0.0002*	26	0.0017*	8.2692	0.0183*
sicupira	0.1042	0.0003*	27	0.0008*	14.037	0.4887
novalgina	0.1025	0.0004*	26	0.0017*	8.1923	0.0173*
papaconha	0.1011	0.0006*	34	0.0000*	13.6471	0.4365
babosa	0.0988	0.0009*	30	0.0000*	15.8	0.2961
boldo	0.0976	0.0012*	25	0.0036*	12.44	0.2846
faveira	0.0951	0.0018*	33	0.0000*	12.0909	0.2438
catuaba	0.0929	0.0026*	33	0.0000*	16.697	0.2081
quina-quina	0.091	0.0034*	36	0.0000*	20.5	0.0304*
romã	0.0895	0.0041*	31	0.0000*	17.129	0.1726
araçá	0.088	0.0054*	25	0.0036*	10.88	0.1314
lorma	0.086	0.0077*	20	0.073	10.1	0.0808
imburana	0.0788	0.0232*	26	0.0017*	17.9231	0.1197
vassourinha	0.0732	0.0487*	25	0.0036*	17.96	0.1179
ariticum	0.0729	0.0509	18	0.1738	12.4444	0.2846
sete dores	0.0718	0.0591	19	0.1157	12.6316	0.307
alfavaca	0.0708	0.0665	21	0.0437*	17.0952	0.175
ciriguela	0.0698	0.0749	19	0.1157	12.4211	0.2825
crista de galo	0.0696	0.0765	24	0.0072*	17.6667	0.1351
girassol	0.0695	0.0773	25	0.0036*	21.12	0.0204*
malva branca	0.0681	0.0902	22	0.0252*	18.9091	0.0732
quixaba	0.0652	0.124	26	0.0017*	20.7308	0.0262*
mostarda	0.0639	0.1417	20	0.073	20.6	0.0284*

Item	Saliency	Saliency (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
abacate	0.0596	0.2116	24	0.0072*	22.625	0.0081*
gonçalave	0.0585	0.2339	20	0.073	16.6	0.2174
pau pra tudo	0.0584	0.2364	15	0.4461	13.2	0.3783
erva doce	0.0573	0.2592	18	0.1738	14.6111	0.4353
pau ferro	0.0563	0.2807	17	0.2481	17.4118	0.1525
noz moscada	0.0557	0.2946	26	0.0017*	22.6538	0.008*
quebra pedra	0.0549	0.3133	21	0.0437*	18.2857	0.101
limão	0.052	0.3856	23	0.0137*	18.3478	0.0975
maracujá do mato	0.0468	0.4727	20	0.073	21.9	0.0129*
endro	0.0464	0.461	16	0.3409	17.6875	0.1348
jasmim laranja	0.0447	0.4147	15	0.4461	16.9333	0.1874
espinho cigano	0.0441	0.3971	16	0.3409	16.0625	0.2688
manjeriçao	0.044	0.3944	15	0.4461	15.3333	0.3487
angico	0.0404	0.2964	14	0.5539	18.4286	0.0928
alho	0.0403	0.2938	18	0.1738	20.1667	0.0362*
cana	0.0396	0.2756	18	0.1738	22.1667	0.0108*
congonha	0.0396	0.2756	16	0.3409	21.6875	0.0147*
colônia	0.0371	0.2162	13	0.4448	16	0.2781
carrapicho de boi	0.036	0.193	12	0.3346	19.25	0.0622
pruma	0.0345	0.1629	8	0.0499*	9.625	0.058
batata de purga	0.0342	0.1568	13	0.4448	20.8462	0.0243*
goiabinha	0.0329	0.1324	9	0.0919	17.5556	0.1424
mamona	0.0329	0.1324	14	0.5539	18.7857	0.0783
cebola branca	0.0317	0.113	13	0.4448	19.6923	0.048*
xanana	0.0304	0.0934	9	0.0919	15.4444	0.335
mamão	0.0301	0.0889	11	0.2365	20.4545	0.0309*
andu	0.0299	0.0863	13	0.4448	20.6154	0.0279*
gengibre	0.0296	0.0825	12	0.3346	22.5	0.009*
imbiriba	0.029	0.0756	9	0.0919	19.4444	0.0552

Item	Salience	Salience (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
japecanga	0.0289	0.0743	9	0.0919	19	0.0718
manjerioba	0.0286	0.0711	7	0.0234*	12.4286	0.2838
goiaba branca	0.0274	0.0574	8	0.0499*	16.625	0.2148
pau piranha	0.0266	0.0502	8	0.0499*	16.375	0.2371
pinhão roxo	0.0265	0.0492	8	0.0499*	16.75	0.2043
maracujá	0.0258	0.0429	9	0.0919*	16.5556	0.2206
dipirona	0.0255	0.0405	5	0.0036*	5	0.0004*
café	0.0254	0.0397	8	0.0499*	16.625	0.2148
goiaba	0.0254	0.0397	8	0.0499*	17	0.1855
jarrinha	0.0251	0.0377	6	0.0101*	16.5	0.2273
marmeleiro	0.0247	0.0348	9	0.0919	22.8889	0.0068*
linhaça	0.024	0.0304	10	0.1545	19.5	0.0541
catingueira	0.0239	0.0299	6	0.0101*	14.1667	0.5068
mororó	0.0234	0.0269	9	0.0919	21	0.0226*
pata de vaca	0.0233	0.0263	8	0.0499*	23	0.0065*
caninana	0.0232	0.0258	6	0.0101*	12.3333	0.2702
urucum	0.0229	0.0241	9	0.0919	23.6667	0.004*
salsa	0.0225	0.0221	6	0.0101*	15.3333	0.3487
juazeiro	0.0215	0.0175	9	0.0919	16.1111	0.2626
tamburi	0.0201	0.0127	7	0.0234*	16.1429	0.2586
cravo	0.02	0.0125	8	0.0499*	24.125	0.0027*
melancia da praia	0.0191	0.0102	6	0.0101*	21.3333	0.0182*
mentrasto	0.0191	0.0102	6	0.0101*	19	0.0718
jaborandi	0.019	0.0099	9	0.0919	30.4444	0.0000*
carrapicho de agulha	0.0188	0.0094	6	0.0101*	14.1667	0.5068
batata de tiú	0.0183	0.0084	9	0.0919	29.2222	0.0001*
maconha	0.0176	0.0067	6	0.0101*	15.5	0.3303
pitanga	0.0162	0.0044	5	0.0036*	17.2	0.168
chumbim	0.0157	0.0037	4	0.0009*	11.75	0.2095

Item	Salience	Salience (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
alecrim do mato	0.0156	0.0036	5	0.0036*	12.6	0.3042
gericó	0.0156	0.0036	4	0.0009*	15.25	0.3581
muçambê	0.0156	0.0036	6	0.0101*	19.6667	0.0481*
murici	0.0153	0.0033	6	0.0101*	19.8333	0.0444*
acerola	0.0151	0.0031	6	0.0101*	18.8333	0.0764
podaico	0.0151	0.0031	5	0.0036*	26.6	0.0004*
bom nome	0.0149	0.0029	7	0.0234*	24.5714	0.0019*
salsa parrilha	0.0148	0.0028	3	0.0002*	9	0.0361*
pega pinto	0.0142	0.0024	6	0.0101*	22.8333	0.0072
açafrão	0.014	0.0022	5	0.0036*	18.2	0.1051
pinhão bravo	0.0129	0.0015	3	0.0002*	14	0.4887
canela	0.0127	0.0014	4	0.0009*	17	0.1855
carmelitana	0.0125	0.0013	3	0.0002*	17	0.1855
camomila	0.0118	0.0011	7	0.0234*	25.8571	0.0007*
jurubeba	0.0118	0.0011	6	0.0101*	24.5	0.0021*
abacaxi	0.0115	0.001	7	0.0234*	18.8571	0.0754
melancia	0.0112	0.0008	4	0.0009*	27.25	0.0003*
banana	0.0111	0.0007	4	0.0009*	22	0.0125*
milindro	0.0109	0.0007	2	0.0001*	7.5	0.0089*
chuchu	0.0107	0.0006	7	0.0234*	28	0.0002*
catolé	0.0105	0.0006	3	0.0002*	18.3333	0.0987
coco	0.0105	0.0006	3	0.0002*	19.3333	0.0591
vamora	0.0104	0.0006	2	0.0001*	7.5	0.0089*
contra erva	0.0101	0.0004	4	0.0009*	25	0.0013*
catuaba cipó	0.0098	0.0004	4	0.0009*	20.25	0.0347*
mandioca	0.0098	0.0004	4	0.0009*	19	0.0718
tipi	0.0098	0.0004	4	0.0009*	25.5	0.001*
genipapim	0.0096	0.0004	3	0.0002*	13	0.3571
sabugueira	0.0095	0.0003	2	0.0001*	11	0.1434

Item	Saliency	Saliency (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
laranja da terra	0.0094	0.0003	4	0.0009*	18	0.1179
agrião	0.0092	0.0002	4	0.0009*	28.25	0.0001*
bonina	0.0092	0.0002	4	0.0009*	29.75	0.0000*
mangueira	0.0091	0.0002	3	0.0002*	14.3333	0.4739
rosa doce	0.0087	0.0002	2	0.0001*	13.5	0.4193
tore	0.0086	0.0002	2	0.0001*	11.5	0.1854
cabacinho	0.0083	0.0002	2	0.0001*	16	0.2781
rabo de raposa	0.0082	0.0002	3	0.0002*	16.3333	0.2415
visgueiro	0.0081	0.0002	3	0.0002*	23.6667	0.004*
betonca	0.0076	0.0001	7	0.0234*	19.8571	0.0435*
gergelim	0.0074	0.0001	4	0.0009*	24.5	0.0021*
pinha	0.007	0.0001	2	0.0001*	27	0.0004*
neem	0.0068	0.0001	2	0.0001*	24.5	0.0021*
pitomba	0.0068	0.0001	2	0.0001*	18.5	0.0908
melão	0.0066	0.0001	3	0.0002*	25.3333	0.0011*
rosamelia	0.0062	0.0001	1	0.0000*	3	0.0000*
pau cardoso	0.0061	0.0000	1	0.0000*	4	0.0001*
vick	0.0058	0.0000	1	0.0000*	8	0.015*
quiabo	0.0056	0.0000	1	0.0000*	7	0.005*
balsamo	0.0054	0.0000	3	0.0002*	25	0.0013*
citronela	0.0054	0.0000	1	0.0000*	6	0.0015*
favela	0.0053	0.0000	1	0.0000*	10	0.0773
palma	0.005	0.0000	2	0.0001*	19	0.0718
malva	0.0049	0.0000	2	0.0001*	31.5	0.0000*
pau de leite	0.0049	0.0000	1	0.0000*	13	0.3571
mucuná	0.0047	0.0000	1	0.0000*	5	0.0004*
alento	0.0046	0.0000	1	0.0000*	12	0.2386
jurema	0.0046	0.0000	2	0.0001*	23.5	0.0047*
malicia	0.0046	0.0000	1	0.0000*	4	0.0001*

Item	Saliency	Saliency (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
algodão	0.0045	0.0000	2	0.0001*	25.5	0.001*
boa noite	0.0045	0.0000	1	0.0000*	15	0.3922
lima	0.0044	0.0000	1	0.0000*	14	0.4887
cipó de vaqueiro	0.0043	0.0000	1	0.0000*	10	0.0773
cassatinga	0.0042	0.0000	1	0.0000*	22	0.0125*
alho roxo	0.004	0.0000	2	0.0001*	27	0.0004*
bambu	0.004	0.0000	1	0.0000*	10	0.0773
chapéu de couro	0.004	0.0000	1	0.0000*	10	0.0773
capim de planta	0.0039	0.0000	2	0.0001*	28	0.0002*
chucalinho	0.0039	0.0000	1	0.0000*	14	0.4887
zezinho	0.0039	0.0000	1	0.0000*	16	0.2781
abobora	0.0038	0.0000	1	0.0000*	18	0.1179
cedro	0.0038	0.0000	1	0.0000*	12	0.2386
fumo	0.0038	0.0000	2	0.0001*	28.5	0.0001*
caninana roxa	0.0037	0.0000	1	0.0000*	22	0.0125*
beterraba	0.0036	0.0000	2	0.0001*	37	0.0000*
eucalipim	0.0036	0.0000	1	0.0000*	11	0.1434
jerimum	0.0035	0.0000	1	0.0000*	20	0.0408*
cana de macaco	0.0034	0.0000	1	0.0000*	12	0.2386
coentro	0.0033	0.0000	1	0.0000*	32	0.0000*
macaxeira	0.0033	0.0000	1	0.0000*	21	0.0226*
milona	0.0032	0.0000	1	0.0000*	20	0.0408*
pimenta	0.0032	0.0000	2	0.0001*	22	0.0125*
batata doce	0.0031	0.0000	1	0.0000*	10	0.0773
braúna	0.0031	0.0000	1	0.0000*	23	0.0065*
ipim roxo	0.0031	0.0000	1	0.0000*	33	0.0000*
babaçu	0.0025	0.0000	1	0.0000*	20	0.0408*
macaúba	0.0023	0.0000	2	0.0001*	31	0.0000*
feijão de corda	0.0022	0.0000	3	0.0002*	31	0.0000*

Item	Salience	Salience (p.value)	Frequency	Frequency (p.value)	Mean position	Mean position (p.value)
mandacaru	0.002	0.0000	1	0.0000*	22	0.0125*
pau pereiro	0.002	0.0000	1	0.0000*	10	0.0773
cambuim	0.0019	0.0000	1	0.0000*	28	0.0002*
língua de vaca	0.0019	0.0000	1	0.0000*	18	0.1179
Maracujá peroba	0.0019	0.0000	1	0.0000*	26	0.0006*
salsa caroba	0.0017	0.0000	1	0.0000*	37	0.0000*
imburana de cambao	0.0016	0.0000	1	0.0000*	46	0.0000*
Maracujá de estralo	0.0016	0.0000	1	0.0000*	35	0.0000*
cebola vermelha	0.0015	0.0000	2	0.0001*	32.5	0.0000*
cominho	0.0014	0.0000	1	0.0000*	35	0.0000*
Imbu	0.0014	0.0000	1	0.0000*	37	0.0000*
algaroba	0.0012	0.0000	1	0.0000*	18	0.1179
cenoura	0.0012	0.0000	1	0.0000*	32	0.0000*
pimenta do reino	0.0012	0.0000	1	0.0000*	36	0.0000*
fruta bola	0.0011	0.0000	2	0.0001*	28.5	0.0001*
pichuris	0.0011	0.0000	1	0.0000*	51	0.0000*
cidreira brava	0.0009	0.0000	1	0.0000*	21	0.0226*
Maracujá do mato	0.0009	0.0000	1	0.0000*	34	0.0000*
mamelada	0.0007	0.0000	1	0.0000*	42	0.0000*
milho	0.0007	0.0000	2	0.0001*	33	0.0000*
tingui	0.0006	0.0000	1	0.0000*	29	0.0001*
coroa de frade	0.0005	0.0000	1	0.0000*	36	0.00000*
sicupira do amazonas	0.0005	0.0000	1	0.0000*	14	0.4887
azeitona preta	0.0001	0.0000	1	0.0000*	60	0.00000*

REFERENCES

- Almeida C de FCBR, Ramos MA, Silva RRV, Melo JG, Medeiros MFT, Araújo TAS, Almeida ALS, Amorim ELC, Alves RRN, Albuquerque UP (2012) **Intracultural Variation in the Knowledge of Medicinal Plants in an Urban-Rural Community in the Atlantic Forest from Northeastern Brazil.** *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine* 2012:1–15
- Borgatti S (1990) **Using ANTHROPAC To Investigate a Cultural Domain.** *CAM Newsletter* 2:8–8
- Borgatti SP (1996) **ANTHROPAC 4.0.**
- Borgatti SP, Everett MG, Freeman LC (2002) **Ucinet for Windows: Software for social network analysis.**
- Borgatti SP, Halgin DS (2013) **Elicitation techniques for cultural domain analysis.** In: Schensul JJ, Lecompte MD (eds) *Specialized ethnographic methods: A mixed methods approach.* AltaMira Press, Lanham, MD, pp. 80–116
- Boyd R, Richerson PJ, Henrich J (2011) **The cultural niche: Why social learning is essential for human adaptation.** *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:10918–10925
- Bragagnolo C, Gamarra NC, Claudia A, Malhado M, Ladle RJ (2016) **Proposta Metodológica para Padronização dos Estudos de Atitudes em Comunidades Adjacentes às Unidades de Conservação de Proteção Integral no Brasil.** *Biodiversidade Brasileira* 6:190–208
- Brewer DD (1985) **Cognitive Indicators of Knowledge in Semantic Domains.** *Pile Sort Analysis of siSwati Terms for Acute Respiratory Infections* 5:107–128
- Ferreira Júnior WS, Albuquerque UP (2015) **“Consensus Within Diversity”: An Evolutionary Perspective on Local Medical Systems.** *Biological Theory* 10:363–368
- Hanazaki N, Tamashiro JY, Leitao-Filho HF, Begossi A (2000) **Diversity of plant uses in two Caçara communities from the Atlantic Forest coast , Brazil.** *Biodiversity and Conservation* 9:597–615
- IBAMA (2004) **Plano de Manejo da Floresta Nacional Do Araripe.** Available in: <http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas->

brasileiros/caatinga/unidades-de-conservacao-caatinga/2122-flona-araripe-apodi

Laland KN, Brown GR (2002) **Sense and Nonsense: Evolutionary Perspectives on Human Behaviour**. 1 ed. Oxford University Press, USA, Oxford

Lozano A, Araújo EL, Medeiros MF, Albuquerque UP (2014) **The apparency hypothesis applied to a local pharmacopoeia in the Brazilian northeast**. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 10: 1-171.

Mesoudi A (2011) **Cultural Evolution: How darwinian theory can explain human culture and synthesize the social sciences**. 1 ed. The University of Chicago Press, Chicago

Nascimento ALB, Lozano A, Melo JG, Alves RRN, Albuquerque UP (2016) **Functional aspects of the use of plants and animals in local medical systems and their implications for resilience**. *J Ethnopharmacol* 194:348–357.

Nascimento VT, Vasconcelos MA da S, Maciel MIS, Albuquerque UP (2012) **Famine Foods of Brazil's Seasonal Dry Forests: Ethnobotanical and Nutritional Aspects**. *Economic Botany* 66:22–34

Pennec F, Wencelius J, Garine E, Raimond C, Bohbot H (2012) **FLAME v1. 0: Free-list analysis under Microsoft Excel**.

Purzycki BG, Jamieson-Lane A (2017) **AnthroTools: An R Package for Cross-Cultural Ethnographic Data Analysis**. *Cross-Cultural Research* 51:51–74

Quinlan M (2005) **Considerations for Collecting Freelists in the Field: Examples from Ethobotany**. *Field Methods* 17:219–234

Quinlan MB, Quinlan RJ (2007) **Modernization and Medicinal Plant Knowledge in a Caribbean Horticultural Village**. *Medical Anthropology Quarterly* 21:169–192

R Core Team (2017) **R: A Language and Environment for Statistical Computing**.

Robbins MC, Nolan JM, Chen D (2017) **An Improved Measure of Cognitive Salience in Free Listing Tasks**. *Field Methods* 29:395–403

Robert C, Casella G (2010) **Introducing Monte Carlo Methods with R**. Springer New York, New York, NY

Romney AK, D'Andrade RG (1964) **Cognitive Aspects of English Kin Terms**. *American Anthropologist* 66:146–170

- Smith J (1993) **Using ANTHOPAC 3.5 and a Spreadsheet to Compute a Free-List Salience Index.** *Cultural Anthropology Methods* 5:1–3
- Smith JJ, Borgatti SP (1997) **Salience Counts And So Does Accuracy: Correcting and Updating a Measure for Free-List-Item Salience.** *Journal of Linguistic Anthropology* 7:208–209
- Smith JJ, Furbee L, Maynard K, Quick S, Ross L (1995) **Salience Counts: A Domain Analysis of English Color Terms.** *Journal of Linguistic Anthropology* 5:203–216
- Sutrop U (2001) **List Task and a Cognitive Salience Index.** *Field Methods* 13:263–276
- Thompson EC, Juan Z (2006) **Comparative Cultural Salience: Measures Using Free-List Data.** *Field Methods* 18:398–412
- Tol WA, Ebrecht BO, Aiyo R, Murray SM, Nguyen AJ, Kohrt BA, Ndyababangi S, Alderman S, Musisi S, Nakku J (2018) **Maternal mental health priorities, help-seeking behaviors, and resources in post-conflict settings: A qualitative study in eastern Uganda.** *BMC Psychiatry* 18:
- Torres-Avilez W, Medeiros PM, Albuquerque UP (2016) **Effect of Gender on the Knowledge of Medicinal Plants: Systematic Review and Meta-Analysis.** *Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine* 2016:1–13
- Torres--Avilez WM, Albuquerque UP (2017) **Dynamics of social--ecological systems: gender influence in local medical systems.** *Ethnobiology and Conservation* 6:1–6
- Weller S, Romney A (1988) **Systematic Data Collection.** SAGE Publications, Inc., 2455 Teller Road, Newbury Park California 91320 United States of America
- Wong CA, Asch DA, Vinoya CM, Ford CA, Baker T, Town R, Merchant RM (2015) **Seeing Health Insurance and HealthCare.gov Through the Eyes of Young Adults.** *Journal of Adolescent Health* 57:137–143

6 - CAPÍTULO 5: CONSIDERAÇÕES FINAIS

6.1 PRINCIPAIS CONCLUSÕES

Nós confirmamos a preferência de caçadores por espécies de grande porte como um padrão geral nos dois ecossistemas estudados. A abundância também é um fator importante na seleção de espécies caçadas, entretanto a associação entre essa variável e a pressão de caça não se deve necessariamente a uma estratégia de otimização de forrageio.

Nosso conjunto de evidências deixa claro que os padrões de caça não podem ser generalizados para ecossistemas diferentes. As distinções entre as estratégias adotadas são mais evidentes quando aspectos subjetivos são considerados. Conseguimos demonstrar que espécies que representam risco para os caçadores são evitadas e que a percepção de sabor pode influenciar mais a pressão de caça sobre uma espécie do que variáveis associadas ao saldo energético. Esses achados evidenciam a complexidade desse sistema e nos permitem questionar a explicação padrão de que as escolhas dos caçadores são estritamente relacionadas a uma relação favorável entre o custo e o retorno energético.

6.2 CONTRIBUIÇÕES TEÓRICAS E/OU METODOLÓGICAS DA TESE

Nosso trabalho contribui para o entendimento do comportamento humano, particularmente no que tange ao uso de recursos naturais. A grande maioria dos trabalhos que investigam estratégias adotadas por caçadores utilizam como pano de fundo a Teoria do Forrageamento Ótimo. Ao adotar a Teoria Socioecológica da Maximização (TSM) para testar nossas hipóteses conseguimos avançar na compreensão do comportamento de forrageio humano em alguns aspectos. A literatura é praticamente unânime em relação à relevância de aspectos individuais, ou culturais para a compreensão dos padrões de caça. Entretanto, a maior parte dos trabalhos quantitativos se veem atrelados a modelos teóricos que dão pouco espaço para a inclusão desse tipo de variável em modelos preditivos. Nosso trabalho reforça as evidências presentes na literatura e preenche uma lacuna ao quantificar a influência de variáveis cuja importância era destacada apenas por trabalhos de caráter descritivo. Em segundo lugar, ainda que tenhamos verificado a relevância de variáveis que podem ser facilmente traduzidas em uma moeda energética, como biomassa ou abundância, nossos resultados questionam o consenso que vincula a influência dessas variáveis a uma estratégia de otimização. Os resultados aqui apresentados suportam as previsões da TSM, demonstrando que os diversos aspectos que influenciam a coleta de recursos são maximizados pelos seres humanos de maneira independente. Especificamente falando, caçadores podem preferir espécies pequenas e

abundantes ainda que espécies de maior porte possam lhes garantir uma maior quantidade de carne em relação ao tempo de caça investido.

6.3 PRINCIPAIS LIMITAÇÕES DO ESTUDO

Em relação ao produto apresentado no segundo capítulo da Tese, destacamos que trabalhos que utilizam dados secundários possuem a desvantagem de absorver parte da fragilidade dos trabalhos que utilizam. Além dessa potencial limitação, em nosso primeiro produto, identificamos as seguintes limitações: (i) não temos como garantir que as listas provenientes de inventários de caça foram produzidas por trabalhos longos o suficiente para capturar possíveis efeitos oriundos da sazonalidade ambiental; (ii) não temos informações a respeito da variação da abundância das espécies ao longo da sua área de ocorrência; (iii) não possuímos informações sobre a classe de idade dos indivíduos capturados, por isso assumimos que todos os indivíduos caçados são adultos com peso igual à média registrada para a espécie; (iiii) os dados sobre massa média de algumas espécies foi estimada por meio de sua proximidade filogenética com espécies sobre as quais há dados de campo disponíveis.

O produto apresentado no terceiro capítulo da Tese, apresenta as seguintes limitações: (i) por se tratar de um tema sensível, parte dos participantes que nos concederam informações na primeira etapa da pesquisa não foram voluntários para a segunda etapa; (ii) devido a conflitos entre moradores de origem indígena e a gestão do Parna, as comunidades indígenas se negaram a participas da segunda etapa.

6.4 PROPOSTAS DE INVESTIGAÇÕES FUTURAS

Em nosso trabalho demonstramos a possibilidade de prever a pressão de caça a partir de características ecológicas de uma comunidade faunística. Dessa forma demos um primeiro passo para que trabalhos de modelagem possam antecipar o risco à conservação de espécies que ocorrem em regiões dos ecossistemas estudados onde exista escassez de informação.

O produto apresentado no terceiro capítulo da tese sugere a necessidade de mais trabalhos que investiguem que outras variáveis podem prever melhor a caça em escala local. Uma vez que a percepção de sabor influenciou fortemente a pressão de caça, futuros trabalhos poderiam investigar a influência aspectos subjetivos que possam moldar tais preferências, como a existência de tabus ou o prestígio associado à captura de cada uma das espécies.

6.5 ORÇAMENTO (CUSTO DO PROJETO).

Este estudo foi financiado pela Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) por meio de Bolsa (proc. n. IBPG 0856 2.04/15) para o aluno

Leonardo da Silva Chaves e pelo INCT Etnobiologia, Bioprospecção e Conservação da Natureza.

As despesas para amostragem incluem a compra de material de papelaria e campo, aluguel de carro, combustível, estadia, alimentação e bolsas individuais. Em 195 dias de coleta foram gastos cerca de 4.600,00 com despesas de hospedagem, 18.000,00 com custos de transporte (aluguel de veículo e combustível), cerca de 13.000 com alimentação e cerca de 1000,00 com custos de papelaria. Em média, os custos para coleta de campo totalizaram R\$188,00 por dia. Aos custos de campo somam-se o pagamento de cinco bolsas de mestrado e cinco de doutorado, que pagas pelo período de 195 dias, somam R\$24.050,00. O custo total para a coleta dos dados foi de R\$60.650,00 e, portanto, o investimento diário foi de R\$311,00.

No período considerado, foram entrevistadas 200 pessoas, dessa forma, o custo estimado para a realização da coleta de dados de cada participante da pesquisa foi de 303,25. Os custos acima estão ligeiramente subestimados por não incluírem o tempo gasto com preparação logística ou com planilhamento, digitalização de entrevistas e organização de banco de dados.

6.6 REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, U. P. et al. Methods and Techniques Used to Collect Ethnobiological Data. In: ALBUQUERQUE, U. P. et al. (Eds.). . **Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology**. 1. ed. New York: Humana Press, 2014. p. 15–37.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. Social-Ecological Theory of Maximization: Basic Concepts and Two Initial Models. **Biological Theory**, v. 0, n. 0, p. 0, 2019a.
- ALBUQUERQUE, U. P. et al. A brief introduction to niche construction theory for ecologists and conservationists. **Biological Conservation**, v. 237, n. January, p. 50–56, 2019b.
- ALBUQUERQUE, U. P.; ALVES, A. G. C. What Is Ethnobiology? In: ALBUQUERQUE, U. P.; ALVES, R. R. DA C. (Eds.). . **Introduction to Ethnobiology**. 1. ed. New York: Springer International Publishing, 2016. p. 3–7.
- ALVES, A. S. A. et al. Optimal Foraging Theory Perspectives on the Strategies of Itinerant Beekeepers in Semiarid Northeast Brazil. **Human Ecology**, v. 45, n. 3, p. 345–355, 2017.
- ALVES, R. R. N. Relationships between fauna and people and the role of ethnozoology in animal conservation. **Ethnobiology and Conservation**, v. 1, n. 2, p. 1–69, 2012.
- BAHN, P. G.; VERTUT, J. **Journey Through the Ice Age**. 1. ed. Clalifornia: University of Clalifornia Press, 1997.
- 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, 2007.
- BOIVIN, N. L. et al. Ecological consequences of human niche construction: Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 23, p. 6388–6396, 2016.
- BORENSTEIN, M. et al. **Introduction to Meta-Analysis**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2009.
- BRAGAGNOLO, C. et al. Hunting in Brazil: What are the options? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 71–79, 2019.
- BRASHARES, J. S. et al. Economic and geographic drivers of wildlife consumption in rural Africa. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 34, p. 13931–13936, 2011.

- BUAINAIN, A. M.; GARCIA, J. R. Desenvolvimento rural do semiárido brasileiro: transformações recentes, desafios e perspectivas. **Confins**, n. 19, 12 nov. 2013.
- BULLOCK, S. H. Plant reproduction in neotropical dry forests. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Eds.). . **Seasonally Dry Tropical Forests**. 1. ed. New York: Cambridge University Press, 1995. p. 277–303.
- CAMPOS-SILVA, J. V.; PERES, C. A. Community-based management induces rapid recovery of a high-value tropical freshwater fishery. **Scientific Reports**, v. 6, n. October, p. 1–13, 2016.
- CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 326–326, 2012.
- CHARREL, R. N.; DE LAMBALLERIE, X. Zoonotic aspects of arenavirus infections. **Veterinary Microbiology**, v. 140, n. 3–4, p. 213–220, 27 jan. 2010.
- DARIMONT, C. T. et al. Human predators outpace other agents of trait change in the wild. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 3, p. 952–954, 2009.
- DICKMAN, A. J. Complexities of conflict: The importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict. **Animal Conservation**, v. 13, n. 5, p. 458–466, 2010.
- EFFIOM, E. O. et al. Changes of community composition at multiple trophic levels due to hunting in Nigerian tropical forests. **Ecography**, v. 37, n. 4, p. 367–377, 2014.
- ESTES, J. A.; BRASHARES, J. S.; POWER, M. E. Predicting and Detecting Reciprocity between Indirect Ecological Interactions and Evolution. **The American Naturalist**, v. 181, n. S1, p. S76–S99, 1 maio 2013.
- FA, J. E. et al. Linkages between household wealth, bushmeat and other animal protein consumption are not invariant: Evidence from Rio Muni, Equatorial Guinea. **Animal Conservation**, v. 12, n. 6, p. 599–610, 2009.
- FA, J. E.; RYAN, S. F.; BELL, D. J. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. **Biological Conservation**, v. 121, n. 2, p. 167–176, 2005a.
- FA, J. E.; RYAN, S. F.; BELL, D. J. Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afrotropical forests. **Biological Conservation**, v. 121, n. 2, p. 167–176, jan. 2005b.

- FERRARO, J. V. et al. Earliest Archaeological Evidence of Persistent Hominin Carnivory. **PLoS ONE**, v. 8, n. 4, p. e62174, 25 abr. 2013.
- FLEMING, T. H.; JOHN KRESS, W. A brief history of fruits and frugivores. **Acta Oecologica**, v. 37, n. 6, p. 521–530, 2011.
- GALETTI, M. et al. Functional Extinction of Birds Drives Rapid Evolutionary Changes in Seed Size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, 31 maio 2013.
- GALETTI, M. et al. Defaunation affects the populations and diets of rodents in Neotropical rainforests. **Biological Conservation**, v. 190, p. 2–7, out. 2015.
- GRIZ, L. M. S.; MACHADO, I. C. S. Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 02, p. 303–321, 2001.
- HOOPEL, D. U. et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 105–108, 2 jun. 2012.
- JENKINS, R. K. B. et al. Analysis of Patterns of Bushmeat Consumption Reveals Extensive Exploitation of Protected Species in Eastern Madagascar. **PLoS ONE**, v. 6, n. 12, p. e27570, 2011.
- JEROZOLIMSKI, A.; PERES, C. A. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. **Biological Conservation**, v. 111, n. 3, p. 415–425, jun. 2003.
- KING, S. Utilisation of wildlife in Bakossiland, West Cameroon With Particular Reference to Primates. **Traffic Bulletin**, v. 14, n. 2, p. 63–73, 1994.
- KOERNER, S. E. et al. **Vertebrate community composition and diversity declines along a defaunation gradient radiating from rural villages in Gabon** *Journal of Applied Ecology* Nicholas School of the Environment Duke University P.O. Box 90328 Durham 27708NC USA, 2016. Disponível em: <<https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84996558101&doi=10.1111%2F1365-2664.12798&partnerID=40&md5=864599ce04719d29ad1e2febc1a10cec>>
- KORICHEVA, J.; GUREVITCH, J. Place of Meta-analysis among Other Methods of Research Synthesis. In: KORICHEVA, J.; GUREVITCH, J.; MENGERSEN, K. (Eds.). . **Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution**. New Jersey: Princeton University Press, 2013. p. 520.

- LEVI, T. et al. The behaviour and diet breadth of central-place foragers: An application to human hunters and Neotropical game management. **Evolutionary Ecology Research**, v. 13, n. 2, p. 171–185, 2011.
- LUIS, A. D. et al. A comparison of bats and rodents as reservoirs of zoonotic viruses: are bats special? **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1756, p. 20122753, 2013.
- LUPO, K. D. What explains the carcass field processing and transport decisions of contemporary hunter-gatherers? Measures of economic anatomy and zooarchaeological skeletal part representation. **Journal of Archaeological Method and Theory**, v. 13, n. 1, p. 19–66, 2006.
- LUPO, K. D. Evolutionary foraging models in zooarchaeological analysis: Recent applications and future challenges. **Journal of Archaeological Research**, v. 15, n. 2, p. 143–189, 2007.
- MACARTHUR, R. H.; PIANKA, E. R. The University of Chicago On Optimal Use of a Patchy Environment. **The American naturalist**, v. 100, n. 916, p. 603–609, 1966.
- MARCIAL, L. H.; HEMMINGER, B. M. Scientific data repositories on the Web: An initial survey. **Journal of the American Society for Information Science and Technology**, v. 61, n. 10, p. 2029–2048, out. 2010.
- MASCIA, M. B. et al. Conservation and the Social Sciences. **Conservation Biology**, v. 17, n. 3, p. 649–650, jun. 2003.
- MEDEIROS, P. M. et al. Use of Visual Stimuli in Ethnobiological Research. In: ALBUQUERQUE, U. P. et al. (Eds.). . **Methods and techniques in ethnobiology and ethnoecology**. 1. ed. New York: Humana Press, 2014. p. 87–98.
- MEDEIROS, P. M.; SANTOS PINTO, B. L.; DO NASCIMENTO, V. T. Can organoleptic properties explain the differential use of medicinal plants? Evidence from Northeastern Brazil. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 159, p. 43–48, jan. 2015.
- MELTZER, D. J. Pleistocene Overkill and North American Mammalian Extinctions. **Annual Review of Anthropology**, v. 44, n. 1, p. 33–53, 21 out. 2015.
- MFUNDA, I. M.; RØSKAFT, E. Bushmeat hunting in Serengeti, Tanzania: An important economic activity to local people. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 2, n. 9, p. 263–272, 2010.

- MITHEN, S. The hunter-gatherer prehistory of human-animal interactions. **Anthrozoos**, v. 12, n. 4, p. 195–204, 1999.
- NASI, R. et al. **Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis**. 1. ed. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2008. v. 33
- NIELSEN, M. R. et al. Global patterns and determinants of the economic importance of bushmeat. **Biological Conservation**, v. 215, n. October, p. 277–287, 2017.
- NUÑEZ-ITURRI, G.; HOWE, H. F. Bushmeat and the fate of trees with seeds dispersed by large primates in a lowland rain forest in Western Amazonia. **Biotropica**, v. 39, n. 3, p. 348–354, 2007.
- POTTS, R.; SHIPMAN, P. Cutmarks made by stone tools on bones from Olduvai Gorge, Tanzania. **Nature**, v. 291, n. 5816, p. 577–580, 1981.
- PYKE, G. H.; PULLIAM, H. R.; CHARNOV, E. L. Optimal Foraging: A Selective Review of Theory and Tests. **The Quarterly Review of Biology**, v. 52, n. 2, p. 137–154, jun. 1977.
- RIPPLE, W. J. et al. Bushmeat hunting and extinction risk to the world's mammals. **Royal Society Open Science**, v. 3, n. 10, p. 160498, 19 out. 2016.
- ROBINSON, J. G. Wildlife Harvest in Logged Tropical Forests. **Science**, v. 284, n. 5414, p. 595–596, 23 abr. 1999.
- ROBINSON, J. G.; BENNETT, E. L. Will alleviating poverty solve the bushmeat crisis? **Oryx**, v. 36, n. 04, p. 2014, 2002.
- ROSIN, C.; POULSEN, J. R. Hunting-induced defaunation drives increased seed predation and decreased seedling establishment of commercially important tree species in an Afrotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 382, p. 206–213, 2016.
- SCHMALJOHN, C.; HJELLE, B. Hantaviruses: a global disease problem. **Emerging Infectious Diseases**, v. 3, n. 2, p. 95–104, 1997.
- SIRÉN, A. H.; WILKIE, D. S. The effects of ammunition price on subsistence hunting in an Amazonian village. **Oryx**, v. 50, n. 1, p. 47–55, 20 jan. 2016.
- SMITH, F. A. et al. Body size downgrading of mammals over the late Quaternary. **Science**, v. 360, n. 6386, p. 310–313, 20 abr. 2018.
- SOLDATI, G. T.; DE ALBUQUERQUE, U. P. A New Application for the Optimal Foraging Theory: The Extraction of Medicinal Plants. **Evidence-Based Complementary and**

Alternative Medicine, v. 2012, p. 1–10, 2012.

STAFFORD, C. A.; PREZIOSI, R. F.; SELLERS, W. I. A pan-neotropical analysis of hunting preferences. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 8, p. 1877–1897, 2017.

SUZÁN, G. et al. Experimental evidence for reduced rodent diversity causing increased hantavirus prevalence. **PLoS ONE**, v. 4, n. 5, 2009.

TERBORGH, J.; HOLT, R. D.; ESTES, J. A. Trophic Cascades: What They Are, How They Work, and Why They Matter. In: TERBORGH, J.; ESTES, J. A. (Eds.). . **Trophic Cascades: Predators, Prey, and the Changing Dynamics of Nature**. 1. ed. New York: Island Press, 2010. p. 1–18.

TREFON, T.; MARET, P. Snack nature dans les villes d’Afrique Centrale. In: BAHUCHET, S. et al. (Eds.). . **L’Homme et la Forêt Tropicale**. 1. ed. Paris, France: Editions de Bergier, 1999. p. 559–572.

VAN VELDEN, J.; WILSON, K.; BIGGS, D. The evidence for the bushmeat crisis in African savannas: A systematic quantitative literature review. **Biological Conservation**, v. 221, n. March, p. 345–356, 2018.

VAN VLIET, N. et al. Meat from the Wild: Extractive Uses of Wildlife and Alternatives for Sustainability. In: MATEO, R.; ARROYO, B.; GARCIA, J. T. (Eds.). . **Current Trends in Wildlife Research**. Wildlife Research Monographs. 1. ed. Cham: Springer International Publishing, 2016. v. 1p. 225–265.

VAN VLIET, N.; MBAZZA, P. Recognizing the Multiple Reasons for Bushmeat Consumption in Urban Areas: A Necessary Step Toward the Sustainable Use of Wildlife for Food in Central Africa. **Human Dimensions of Wildlife**, v. 16, n. 1, p. 45–54, 2011.

VAN VLIET, N.; NASI, R.; TABER, A. From the Forest to the Stomach: Bushmeat Consumption from Rural to Urban Settings in Central Africa. In: SHACKLETON, S.; SHACKLETON, C.; SHANLEY, P. (Eds.). . **Non-Timber Forest Products in the Global Context**. Tropical Forestry. 1. ed. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. v. 7p. 129–145.

WILKIE, D. S. et al. Role of prices and wealth in consumer demand for bushmeat in Gabon, Central Africa. **Conservation Biology**, v. 19, n. 1, p. 268–274, 2005.

WILKIE, D. S.; GODOY, R. A. Income and Price Elasticities of Bushmeat Demand in Lowland Amerindian Societies. **Conservation Biology**, v. 15, n. 3, p. 761–769, 2001.

YOUNG, H. et al. Does habitat disturbance increase infectious disease risk for primates? **Ecology Letters**, v. 16, n. 5, p. 656–663, 2013.

YOUNG, H. S. et al. Declines in large wildlife increase landscape-level prevalence of rodent-borne disease in Africa. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 19, p. 7036–7041, 2014.