Universidade Federal de Pernambuco
Centro de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal

DAVI JAMELLI SANTOS

ÁREA DE VIDA DE CAPRINOS DOMÉSTICOS (*Capra hircus*, BOVIDAE) EM UMA PAISAGEM DE CAATINGA ANTROPIZADA

Recife
2015

DAVI JAMELLI SANTOS

ÁREA DE VIDA DE CAPRINOS DOMÉSTICOS (*Capra hircus*, BOVIDAE) EM UMA PAISAGEM DE CAATINGA ANTROPIZADA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Área de Concentração Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo
Coorientador: Prof. Dr. Enrico Bernard

Recife
2015

Catalogação na fonte

Elaine Barroso

CRB 1728

Santos, Davi Jamelli

Área de vida de caprinos domésticos (Capra hircus, BOVIDAE) em uma paisagem de caatinga antropizada / Recife: O Autor, 2015.

63 folhas: il, fig., tab.

Orientador: Marcelo Tabarelli
Coorientador: Enrico Bernard
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Biologia Vegetal, Recife, 2015.
Inclui referências e anexo

1. Florestas tropicais 2. Pecuária 3. Caprinos I. Tabarelli, Marcelo (orient.) II. Bernard, Enrico (coorient.) III. Título

577.3 CDD (22.ed.) UFPE/CCB-2017- 523

DAVI JAMELLI SANTOS

ÁREA DE VIDA DE CAPRINOS DOMÉSTICOS (*Capra hircus*, BOVIDAE) EM UMA PAISAGEM DE CAATINGA ANTROPIZADA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Área de Concentração Ecologia e Conservação, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo
Coorientador: Prof. Dr. Enrico Bernard

Aprovada em: 26 / 02 / 2015

COMISSÃO EXAMINADORA:

_____

Prof. Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo / UFPE

_____

Prof. Dr. Bráulio Almeida Santos / UFPB

_____

Prof. Dr. Eduardo Martins Venticinque / UFRN

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha família: meus pais, Luiz e Silvia, pelos aprendizados, construções e desconstruções, apoio e carinho compartilhado; e ao meu pequeno grande irmão Vito. Um grande beijo. Amo vocês.

Ao ser mais carinhoso que já tive o prazer de conviver, minha namorada Luíza, por todo amor, paz e carinho incondicional que me passa diariamente e pela imensa compreensão do meu ser nessa conturbada época. Te amo.

Aos meus amig@s da vida, que não ouso começar a citar nomes. Um grande abraço a tod@s.

Ao meu orientador Felipe Melo pela amizade criada, orientação e pelas conversas produtivas e esclarecedoras que foram de tamanha importância para minha formação profissional. Ao meu Coorientador Enrico Bernard pelas conversas, conhecimentos, abordagens e metodologias sugeridas para o meu trabalho.

Aos professores Marcelo Tabarelli e Inara Leal, pelas considerações feitas, e aos demais professores do Programa. Aos servidores do PPGBV pela prestatividade sempre que necessária.

Às Agências de fomento e de apoio: CNPq, pela bolsa de mestrado e financiamento do PELD Catimbau, que nos deu ótimas condições de trabalho em campo; e ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da UFPE.

Aos meus colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal Aplicada (e vizinhos) pelas amizades. Aos que fizeram parte da equipe de trabalho no Catimbau: Felipe, Zezinho, Xandinho, Luciana, Bárbara, Kátia, Fernanda, Dani, Fabíola, Tati e Talita. À Dione, grande companheira de coletas e uma apaixonada por bodes (leite) e suas expressões. À Gabi, Rafa, Edgar, Júlia e Bruno do escalão tropical úmido. Agradeço

à Natália Sousa e novamente a Zezinho, pelas grandes ajudas nas análises dos dados.

Aos moradores do PARNA Catimbau, pelas prosas, aprendizados e experiências compartilhadas. A Pretonaldo e sua esposa pela manutenção do funcionamento do nosso alojamento. A Genivaldo, o guia mais gente fina já visto, à Dona Zefinha e seu Zé. A todos que se dispuseram a ajudar com minha pesquisa e cederam seus animais. Obrigado pela confiança, ajuda, pela técnica de captura dos bodes e muitos aprendizados trocados.

Meu profundo e sincero agradecimento a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização desse trabalho e pelas experiências vividas nessa etapa da minha vida.

RESUMO

Florestas Tropicais Sazonalmente Secas são severamente utilizadas e ameaçadas pelo homem. Em países em desenvolvimento, as condições de baixa renda acentuam a necessidade do uso dos recursos florestais e atividades como a pecuária extensiva, que quando mal manejada pode causar impactos negativos no ecossistema. A herbivoria exercida por grandes mamíferos, selvagens ou domesticados, exerce papel chave na estrutura da vegetação e biodiversidade e hoje alguns ecossistemas como a Caatinga possuem animais domésticos como os principais grandes herbívoros. Assim, é razoável pensar que, na Caatinga, os 8,6 milhões de caprinos devem exercer fortes pressões e impactos sobre a comunidade vegetal e apresentar padrão de uso da paisagem intimamente ligado a presença humana. Testamos a hipótese de que o uso de hábitat de caprinos na Caatinga é influenciado pela distância aos assentamentos humanos e/ou dependente do estágio de perturbação da vegetação. Realizamos entrevistas com os moradores do Parque Nacional do Catimbau para obter informações da caprinocultura e rastreamos 10 caprinos domésticos com uso de GPS datalogger. Também geramos modelos de ocupação do hábitat. Os caprinos apresentaram área de vida média de 97,7 ± 30,01 ha, com forrageio próximo das casas e preferencialmente em áreas abertas com vegetação menos densa. Acreditamos que as áreas abertas representam um atrativo aos caprinos principalmente por constituírem áreas com maior facilidade de locomoção e abundância de alimento palatável. Esse padrão de forrageio observado sugere uma forte associação com áreas fragmentadas e exploradas por outras atividades humanas. Com isso, em condições de sobrepastejo, caprinos podem desempenhar um importante papel na secundarização da Caatinga. Estimamos pelo modelo que 41% da área do Parque seja adequada ao forrageio, realizada por caprinos em uma densidade estimada de 4,6/km² (11,3/km² quando consideramos apenas a área modelada), valores abaixo de algumas outras regiões semiáridas. A baixa densidade resultar da grande seca nos últimos anos na região norte e nordeste do Brasil. Apesar da baixa densidade e extensão do uso do habitat, a região oriental do Parque, mais populosa, apresenta um padrão onde o uso da terra por caprinos é mais intenso e nos parece claro que o uso da paisagem é intenso apenas em locais com alta densidade humana. Além do aspecto ecológico, a questão socioeconômica deve ser considerada. A caprinocultura é parte da cultura regional, representando um significativo alívio da pobreza. A busca por melhores planos de controle de impacto de caprinos deve considerar o manejo de baixas densidades desses animais e seus efeitos positivos na manutenção da estrutura e biodiversidade, como discutido em outros locais pelo mundo.

Palavras-chave: Pecuária extensiva. Perturbação antrópica. Modelagem. Semiárido. Grandes herbívoros. Florestas Tropicais Sazonalmente Secas.

ABSTRACT

Seasonally Dry Tropical Forests are severely threatened and used by men. In developing countries, the poor conditions stress the need for the use of forest resources and activities such as extensive livestock farming and when badly managed can cause negative impacts on the ecosystem. The herbivory exerted by large mammals, wild or domesticated, plays a key role in the vegetation structure and biodiversity and today some ecosystems such as Caatinga have domestic animals as the main large herbivores. Thus, it is reasonable to think that in the Caatinga the 8.6 million goats must exert strong pressures and impacts on plant community and may have a land use pattern closely linked to human presence. We tested the hypothesis that the habitat use by goats in the Caatinga is influenced by the distance to human settlements and/or dependent on the vegetation disturbance stage. We interviewed the residents of Catimbau National Park to obtain information from goat livestock culture and tracked 10 domestic goats using a GPS datalogger. We also generate habitat occupancy models. The goats had an average living area of 97.7 ± 30.01 ha, with foraging close to homes and preferably in open areas with less dense vegetation. We believe that the open areas represent an attractive habitat for goats mainly because they constitute areas with greater ease of movement and plenty of palatable food. The observed foraging pattern suggests a strong association with fragmented areas and exploited by other human activities. Thus, in conditions of overgrazing, goats can play an important role in secondarization of the Caatinga. We estimate by the model that 41% of the Park area is suitable for foraging by goats, that are in an estimated density of 4.6 / km² (11.3 / km² when we consider only the modelled area), values below some other semi-arid regions. The low density may result of drought in recent years in the north and northeast of Brazil. Despite the low density and extent of habitat use, the eastern region of the park, most populous, shows a pattern where the use of land for goats is more intense and seems clear to us that the use of the landscape is strong only in places with high density human. Besides the ecological aspect, socioeconomic issue should be considered. The goat is part of the regional culture, representing a significant poverty alleviation. The search for better goat impact control plans should consider the management of low densities of these animals and their potential positive effects in maintaining the structure and biodiversity, as discussed in other places around the globe.

Keywords: Extensive livestock. Human disturbance. Modelling. Semi-arid. Large herbivores. Seasonally Dry Tropical Forests.

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO 9

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 11

2.1 Perturbação antrópica 11

2.2 Florestas Tropicais Secas e pecuária 13

2.3 Grandes herbívoros 15

2.4 Caprinos domésticos e impacto em ecossistemas 19

2.5 Caatinga e cenário da caprinocultura 20

3 ÁREA DE VIDA DE CAPRINOS DOMÉSTICOS (*CAPRA HIRCUS*, BOVIDAE) EM UMA PAISAGEM DE CAATINGA ANTROPIZADA 24

3.1 Introdução 24

3.2 Métodos 26

3.2.1 Área de estudo 26

3.2.2 Dados da paisagem e caprinocultura local 28

3.2.3 Rastreamento dos animais e áreas de vida 28

3.2.4 Rebanho e densidade de caprinos 30

3.2.5 Análise dos dados 30

3.3 Resultados 32

3.4 Discussão 34

3.5 Agradecimentos 38

3.6 Resumo 39

3.7 Tabelas 40

3.8 Lista de figuras 41

3.9 Figuras 42

4 CONCLUSÃO 49

REFERÊNCIAS 51

ANEXO 61

1 APRESENTAÇÃO

As paisagens naturais dominadas pelo homem são cada vez mais comuns e representam risco à estrutura e biodiversidade dos ambientes naturais (FISCHER; LINDENMAYER, 2007). Com populações crescentes e uma maior necessidade de alimentos, as regiões tropicais tem passado por um intenso processo de conversão de áreas naturais em áreas de agricultura e pasto (WRIGHT, 2005). Florestas Tropicais Sazonalmente Secas representam grande parcela das florestas tropicais e são intensamente utilizadas pelo homem por apresentar características favoráveis à cultura agrícola (MURPHY; LUGO, 1986). Nesse cenário, apesar do crescimento da intensificação do uso da terra, a agricultura de subsistência ainda representa o sustento de muitas famílias através de atividades como retirada de lenha, agricultura e pecuária, especialmente em países em desenvolvimento (STEINFELD et al., 2006).

Conhecida como “Pressão crônica” (SINGH, 1998), o impacto em menor intensidade do uso contínuo da terra e de recursos naturais vem sendo alvo de estudos que avaliem o potencial impacto causado por essas atividades. Para alguns pesquisadores, é apontada como uma das principais causas de degradação em países em desenvolvimento, pois, apesar de que não devem desempenhar o mesmo impacto de perturbações agudas, devem ser mais degradantes a longo prazo (MARTORELL; PETERS, 2009).

Nesse cenário, o PELD Catimbau (Projeto Ecológico de Longa Duração), financiado pelo CNPQ (processo CNPQ: 403770/2012-2), objetiva avaliar como essas perturbações antrópicas e também mudanças climáticas afetam a biota da Caatinga do nível populacional ao ecossistêmico. Nesse ecossistema de clima semiárido localizado no nordeste brasileiro, muitas famílias de baixa renda ainda dependem da extração de recursos florestais e uso da terra para sobrevivência.

Assim, esse trabalho se propõe a avaliar um dos aspectos da pressão exercida por atividades humanas na Caatinga: a caprinocultura extensiva. Historicamente, caprinos domésticos são apontados como um dos principais agentes degradantes de ambientes naturais e, na Caatinga, representam uma cultura amplamente disseminada e alternativa econômica para os habitantes (LEAL; VICENTE; TABARELLI, 2003). No entanto, apesar das evidências do impacto desses animais em outras regiões semiáridas (e.g. Perevolotsky et al., 1998), não há registro de estudos que avaliem de maneira precisa as áreas que esses animais se utilizam em atividades de forrageio na Caatinga.

A partir desses pontos, nossas motivações para o desenvolvimento da pesquisa partiram das seguintes indagações: qual a relação dos caprinos domésticos criados extensivamente e a perturbação na Caatinga? Qual a extensão do uso da paisagem por esses animais? Como se utilizam da paisagem em suas atividades de forrageio? Assim, nosso objeto principal é descrever o padrão de uso da paisagem por caprinos domésticos em uma paisagem de Caatinga antropizada.

Apresentamos o nosso trabalho estruturado em três partes. Primeiramente, uma fundamentação teórica abordando teorias ecológicas e cenário do uso da terra relevantes para a pesquisa. Em seguida, apresentamos um manuscrito intitulado “Área de vida de caprinos domésticos (*Capra hircus,* Bovidae) em uma paisagem de Caatinga antropizada”, que será submetido ao periódico *Journal of Arid Environments*, onde discutimos algumas implicações das densidades de caprinos e extensão do uso da paisagem. Por fim, nossas conclusões dos principais resultados do trabalho e perspectivas futuras.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Perturbação antrópica

A degradação e fragmentação das florestas tropicais é um dos assuntos mais discutidos recentemente pela ciência (e.g. FISCHER; LINDENMAYER, 2007; GARDNER et al., 2009). Fatores como alteração climática, perda e fragmentação de hábitats naturais, inserção de espécies exóticas (LAURANCE; USECHE, 2009; LAURANCE; WRIGHT, 2009; RICKLEFS, 2008; TABARELLI; PERES; MELO, 2012) têm causado uma intensa modificação na estrutura e composição de espécies dessas regiões (GARDNER et al., 2009). Em um planeta em que ecossistemas pristinos são cada vez mais raros (TREJO, 2000), predominam as paisagens dominadas pelo homem, cada vez mais fragmentadas e imersas em matrizes agropecuárias e urbanas (FISCHER; LINDENMAYER, 2007). Contudo, apesar da maior atenção dada à derrubada de florestas maduras, vastas áreas de florestas secundárias, em regeneração e áreas arbustivas também estão sendo modificadas para a produção de alimento (GIBBS et al., 2010), áreas essas que também desempenham importante papel em serviços ecossistêmicos, como estoque de carbono (MELO et al., 2013; WRIGHT, 2002).

Assim, vivemos um quadro de ameaça em escala pantropical (WRIGHT, 2005), onde diversas áreas que abrigam grande quantidade de espécies (muitas delas endêmicas), consideradas *hotspots* de biodiversidade, encontram-se em situação crítica e merecem maior atenção de ações conservacionistas (MYERS et al., 2000). A necessidade de novas áreas agricultáveis que supram as demandas alimentares globais, resulta na conversão de ambientes naturais em culturas agrícolas, especialmente nos países em desenvolvimento e na região tropical (WRIGHT, 2005). Em um comparativo, enquanto a área para agricultura foi reduzida em 412 milhões de hectares (34%) nos países desenvolvidos, nos países em desenvolvimento um incremento de 400 milhões de hectares foi registrado (17,1%) nos países desenvolvidos (GIBBS et al., 2010). Mais especificamente, a conversão de ambientes naturais afeta, entre outros, a disponibilidade de habitats para grandes mamíferos (OGADA et al., 2003), a dispersão de sementes dispersas por vertebrados (MELO; DIRZO; TABARELLI, 2006; TABARELLI; PERES, 2002), a riqueza de espécies de crescimento lento e diversidade funcional (SANTOS et al., 2008; TABARELLI et al., 1999).

No entanto, apesar das evidências negativas, alguns estudos têm mostrado que uma significativa parcela de biodiversidade e prestação de serviços ecossistêmicos é

retida nessas áreas (ARROYO-RODRÍGUEZ; MANDUJANO, 2006; GARDNER et al., 2009). Sob essa perspectiva, a discussão atual sobre Ecossistemas Emergentes (*Novel Ecosystems*; CHAPIN; STARFIELD, 1997) é relevante. O conceito parte do reconhecimento de ecossistemas com funções ecossistêmicas, composição e abundâncias de espécies alteradas por fatores climáticos e ação do homem. Esses ecossistemas podem ser originados da degradação de ambientes naturais como do abandono de ecossistemas previamente utilizados intensivamente (SANDERSON et al., 2002) e, apesar da presença humana, não precisam da continuidade para sua manutenção (HOBBS et al., 2006). TABARELLI et al. (2012) descrevem uma dessas vias onde árvores de crescimento mais lento estão sendo substituídas por vegetação mais baixa, de crescimento mais rápido em florestas tropicais perturbadas.

Os ecossistemas sob mudanças bióticas e abióticas podem ser esquematizados em três fases: (1) histórica, (2) híbrida e (3) ecossistemas emergentes (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013). Segundo os autores, ecossistemas híbridos podem ser manejados e retornar ao seu estado histórico, no entanto, ecossistemas emergentes apresentam características abióticas e bióticas muito improváveis de se reverter, resultando em um limiar mais severo entre emergentes e híbridos. Apesar de ecossistemas emergentes representarem ecossistemas fortemente modificados, alguns casos registram estados relativamente estáveis, retenção de relativa biota original e serviços ambientais (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013; HOBBS et al., 2006). Os autores chamam atenção para a quantidade de recursos, energia e tempo gastos, em ações que em geral buscam o retorno de sistemas impactados ao seu estado natural, frequentemente um objetivo de difícil alcance. Por se tratar de um conceito novo e diferente do modelo da ciência da conservação tradicional, algumas críticas abordam a falta de argumentos e evidências consistentes e uma chance de facilitar a ação de empresas que evitam licenças ambientais (MURCIA et al., 2014).

Essa discussão aborda tanto as paisagens resultantes de impacto agudo como a supressão de vasta área de vegetação natural para agricultura (GIBBS et al., 2010; TILMAN; LEHMAN, 2001), como do impacto lento e constante causado pela extração contínua de recursos naturais pelo homem (FERRARO; HANAUER; SIMS, 2011). Em diversas áreas de países em desenvolvimento, significativa parcela das populações residentes vivem da extração em pequenas quantidades de lenha (MARTORELL; PETERS, 2009), produtos florestais não madeireiros, ou PFNM (SHAHABUDDIN, 2004; SINGH, 1998) e prática da agricultura e pecuária (SAGAR; SINGH, 2004). A maioria das

áreas prioritárias de conservação está em regiões em desenvolvimento do mundo (MYERS et al., 2000), onde há uma grande dificuldade em efetivar políticas de conservação (WRIGHT et al., 2007). Ademais, situação de baixa renda local e uso indiscriminado dos recursos naturais gera um ciclo vicioso de manutenção da pobreza (BARRETT; TRAVIS; DASGUPTA, 2011).

Esse impacto constante e em menor intensidade do homem recebeu a nomenclatura de Perturbação Crônica em publicação de (SINGH, 1998) e é considerado um dos principais responsáveis pela degradação de ambientes naturais, especialmente associada a pobreza em países em desenvolvimento (MARTORELL; PETERS, 2009). Mais recentemente, diversos estudos têm mostrado o impacto de diferentes culturas de subsistência. Entre eles, os resultados apontam para efeitos na germinação e regeneração de plantas (MÅREN; VETAAS, 2007; MEHTA et al., 2008; VILLARREAL-BARAJAS; MARTORELL, 2009), diversidade e composição vegetal, estrutura da vegetação (MEHTA et al., 2008), alteração das características do solo e interações ecológicas modificadas (VILLARREAL-BARAJAS; MARTORELL, 2009).

Mais frequente em regiões em desenvolvimento, Índia e África, localizados em regiões muito populosas , aparecem em destaque nesse cenário, com quadro de perturbação crônica e degradação evidente (MALHI et al., 2013; SAGAR; SINGH, 2004). Também apresentam dificuldades em política de conservação em unidades de proteção federais (MEHTA et al., 2008), situação essa bastante semelhante à realidade de algumas áreas de proteção brasileiras (LEAL et al., 2005). Assim, perturbações crônicas devem receber maior atenção de pesquisas e ações conservacionistas, pois carregam a imagem de desempenhar um menor impacto do que perturbações agudas, mas devem ser mais prejudiciais a longo prazo (MARTORELL; PETERS, 2009).

2.2 Florestas Tropicais Secas e pecuária

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (daqui em diante, FTSS) representam aproximadamente 42% das florestas tropicais no mundo, com mais da metade nas Américas (MILES et al., 2006). As FTSS apresentam clara sazonalidade, com pluviosidade menor que 1600 mm por ano e com ao menos 5 a 6 meses com menos de 100 mm de chuva mensal. A vegetação é dominada por árvores predominantemente decíduas na estação seca, com dossel relativamente contínuo e com gramíneas pouco abundantes (PENNINGTON et al., 2000). Além disso, quando comparadas às Florestas

Tropicais Úmidas, são caracterizadas por menores valores de complexidade estrutural, riqueza de espécies, área basal, estrato de dossel, produtividade primária e, por outro lado, maior frequência de reprodução vegetativa do que florestas úmidas (LEBRIJA-TREJOS et al., 2008).

As FTSS estão localizadas em locais populosos do globo, com histórico de milhares de anos de uso e, assim, representam uma das regiões mais utilizadas e ameaçadas pelo homem (LAWRENCE et al., 2007; MURPHY; LUGO, 1986; SAGAR; SINGH, 2004). Não fogem ao padrão das Florestas Tropicais com paisagens severamente impactadas e com fragmentos de floresta imersos em matrizes agrícolas (SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2005). Estimativas apontam para uma redução de aproximadamente 48% da extensão original, por diversos usos do solos (HOEKSTRA et al., 2005), com uso seja tão generalizado que praticamente não existem mais áreas não perturbadas em FTSS (TREJO, 2000).

Em geral, comparadas com Florestas Tropicais Úmidas, possuem características que podem explicar esse intenso uso, especialmente para agropecuária: solo fértil, pois há menos lixiviação do solo (MURPHY; LUGO, 1986; PENNINGTON et al., 2000); forte sazonalidade e vegetação de menor estatura, o que facilita remoção de biomassa vegetal para agricultura (CHENERY; SRINIVASAN, 1988; MURPHY; LUGO, 1986); e clima seco e mais adequado para criações de animais (MURPHY; LUGO, 1986).

Decorrente dessa forte relação com a agropecuária, regiões áridas e semiáridas (51% da extensão do planeta) possuem 78% da área global de pastagem (ASNER et al., 2004). A pecuária extensiva é responsável pela maior percentagem do uso do solo pelo homem em ambientes áridos, por ser um eficiente modo de conversão de luz solar em alimento humano (REID; GALVIN; KRUSKA, 2008). Apesar das extensas áreas ocupadas, a curto prazo, trata-se de uma cultura menos impactante que a agropecuária intensiva (FAO, 2006; MARRIOTT et al., 2009). Contudo, a pressão de forrageio desempenhada por animais domésticos criados extensivamente também tem demonstrado impactar os ecossistemas (COUGHENOUR, 2008; OBA, 1998; PEREVOLOTSKY et al., 1998; VAN DER WAAL et al., 2011). Assim, uma vez que a pecuária tem alcançado extensas áreas do planeta (ASNER et al., 2004), entender como a comunidade vegetal responde à essas pressões se faz necessário para o desenvolvimento de ações de manejo.

Por se tratar de um ambiente mais severo e menos previsível, alguns autores consideram que o processo sucessional em FTSS é mais suscetível à estresses do que

florestas úmidas *(MURPHY; LUGO, 1986; SAGAR; SINGH, 2004).* A capacidade das plantas em FTSS de rebrotar a partir de “tocos” e raízes é o primeiro mecanismo de regeneração nesse ecossistema e parece ser um fator chave na regeneração, permitindo que o ecossistema alcance um estado maduro em menor tempo (MURPHY; LUGO, 1986; QUESADA et al., 2009). No entanto, a ideia de que FTSS possuem a capacidade atingir um estado maduro de regeneração mais rapidamente do que florestas úmidas (baseada na simplicidade, menor estatura da floresta e predominância de rebrotamento pós-distúrbio) é contraditória, uma vez que a sucessão é um processo mais lento em florestas secas do que em florestas úmidas. Somado à preponderância e reprodução sazonal e dependência de reprodução cruzada e com vetores animais, se apresenta como um ecossistema mais sensível à perturbação humana *(QUESADA et al., 2009).*

Especialmente devido às ameaças do homem, FTSS estão em processo de conversão a uma formação arbustiva decídua, savanas secas e pastagens secas (SAGAR; SINGH, 2004). A manutenção e intensificação do impacto do homem em ambientes naturais aumenta o risco de uma homogeneização taxonômica e funcional da vegetação, processo conhecido por secundarização (TABARELLI; LOPES; PERES, 2008; TABARELLI; PERES; MELO, 2012). Essas áreas perturbadas tendem a favorecer espécies resistentes a perturbação (“vencedoras”, em geral pioneiras) em detrimento de espécies menos resistentes (“perdedoras”, geralmente espécies de crescimento lento; TABARELLI; PERES; MELO, 2012).

2.3 Grandes herbívoros

Em ambientes naturais, altas taxas de herbivoria podem alterar processos ecológicos como o crescimento, reprodução, recrutamento de indivíduos a curto (estabelecimento) e longo prazo (sucesso global da ação; MARON; CRONE, 2006), capacidade competitiva das espécies e composição florística (COLEY, 1983; OLFF; RITCHIE, 1998). Entre os agentes de herbivoria, grandes herbívoros representam espécies-chave na estrutura e dinâmica da vegetação de ambientes naturais (VILLARREAL-BARAJAS; MARTORELL, 2009) e geralmente exercem maior impacto na regeneração de ecossistemas do que insetos herbívoros (OLFF; RITCHIE, 1998).

Suas atividades de forrageio podem afetar os ecossistemas diretamente (e.g. regeneração de árvores) ou indiretamente (e.g. efeitos tróficos em cascata e mudança na estrutura da vegetação; ROONEY; WALLER, 2003). O pisoteio excessivo pode compactar

o solo e com isso alterar a disponibilidade de água para as plantas (SAGAR; SINGH, 2004). Após consumirem partes vegetais, grandes herbívoros desempenham importante papel como vetores de nutrientes, através de suas fezes, urina e carcaça, podendo concentrar nutrientes e criar “hotspots” ou atuar na difusão no ecossistema, alterando a dinâmica das comunidades (DOUGHTY; WOLF; MALHI, 2013). Ao depositarem grandes quantidades de nitrogênio no solo, podem aumentar a produtividade vegetal (DE MAZANCOURT; LOREAU; ABBADIE, 1998). Em muitos casos, os próprios herbívoros se beneficiam desse aumento de produtividade e qualidade das folhas, forrageando com mais frequência essas áreas preferidas e assim realizando uma reciclagem de recursos limitantes (VAN DER WAAL et al., 2011) (VAN DER WAAL et al., 2011). Ademais, impactam o estabelecimento de plântulas, diversidade de espécies e a estrutura da comunidade e produtividade do ecossistema, pela diminuição da área fotossintética das folhas (DANELL et al., 2006).

De acordo com o tipo de alimentação preferencial, grandes herbívoros são classificados como *browsers* (“desramadores”), que se alimentam de folhas e outras partes da planta de espécies lenhosas; pastadores, se alimentando preferencialmente de gramíneas; e os de alimentação mista (FRITZ; LOISON, 2006). Para espécies sociais, também existe uma relação entre tamanho do grupo e abertura do habitat, onde espécies com grupos maiores são encontradas em habitats mais abertos, principalmente devido a um comportamento anti-predador. Por outro lado, animais que habitam preferencialmente locais fechados como florestas em geral optam por se esconder de predadores (FRITZ; LOISON, 2006).

A área utilizada pelos mamíferos durante suas atividades de forrageio, acasalamento e cuidados parentais é chamada de área de vida (BURT, 1943). Nos últimos anos, ferramentas de SIG (Sistema de Informação Geográfica) tem sido utilizadas por vários estudos para registrar as atividades animais com maior precisão e tempo de registro, objetivando fornecer informações para conservação animal e da paisagem (CONDE et al., 2010; GROSS et al., 2002). Nesses estudos, dois conceitos aparentemente semelhantes são importantes: o uso do *espaço* infere sobre a área geográfica utilizada pelos animais, enquanto que o uso do *habitat* aborda o modo e a proporção como as diferentes características ambientais são utilizadas (BEYER et al., 2010; CAGNACCI et al., 2010; KIE et al., 2010).

As características do habitat influenciam o modo como se distribuem no espaço, em especial em função da disponibilidade de recursos como forragem e água

(COUGHENOUR, 2008; VAN DER WAAL et al., 2011), locais para abrigo e fuga de predadores e outras variáveis da paisagem (e.g. topografia) e comportamentais (BEYER et al., 2010; COUGHENOUR, 2008). As abundâncias de grandes herbívoros são limitadas principalmente pela quantidade e qualidade da produção primária, como demonstrado pela relação positiva entre o total de biomassa de ungulados nas Savanas africanas e a pluviosidade anual e qualidade de nutrientes do solo (FRITZ; LOISON, 2006). Na busca por recursos que atendam seus requerimentos de vida, constantemente se deparam com *trade-offs*, como a escolha de adquirir alimento e os possíveis riscos para sua aquisição (BEYER et al., 2010).

Grandes herbívoros estão distribuídos por todo o mundo em padrões variados. Entre os continentes da África e América do Sul, por exemplo, apesar das diversas similaridades vegetacionais, padrões muito diferentes de fauna são observados (DE VIVO; CARMIGNOTTO, 2004). Uma linha de pesquisadores aponta dois eventos ocorridos no período Quaternário como primordiais para a mudança da fisionomia das vegetações nos dois continentes e consequente alteração da fauna: no Pleistoceno, ambientes mais secos levaram ao estabelecimento em ambos os continentes de fisionomias vegetais mais abertas, como Savanas e florestas abertas favorecendo populações de grandes mamíferos; o segundo evento, no Holoceno, se caracterizou por maior umidade e precipitação, o que favoreceu a transformação de grandes áreas tropicais e subtropicais em florestas sempre verdes, semi-verdes e savanas fechadas, menos favorável ao estabelecimento de grandes mamíferos, o que resultou em extinções em massa. Apesar desses processos terem ocorrido em ambos os continentes, duas áreas de Savana (desertos durante o Pleistoceno) ao norte e ao sul da África, se estabeleceram no período mais úmido do Holoceno, atuando como áreas de escape para grandes mamíferos que ali se estabeleceram (DE VIVO; CARMIGNOTTO, 2004).

Como resultado dessas extinções no quaternário (50.000 – 10.000 anos atrás), influenciada também pelo impacto humano, a maioria dos continentes hoje se encontra depauperada de megaherbívoros (GILL, 2014). Assim, atualmente em muitas áreas os únicos grandes herbívoros presentes são ungulados domésticos criados extensivamente e que representam talvez as únicas pressões de herbivoria por grandes herbívoros (BARAZA; VALIENTE-BANUET, 2012).

A pecuária extensiva, a curto prazo, trata-se de uma cultura menos impactante que a pecuária intensiva (MARRIOTT et al., 2009; STEINFELD et al., 2006). Ocorre principalmente em terras tradicionalmente consideradas de baixo potencial para

agricultura em regiões áridas e semiáridas e representam uma boa alternativa financeira para famílias de baixa renda (STEINFELD et al., 2006). No entanto, quando mal manejada exerce impacto significativo em vários processos ecológicos (COUGHENOUR, 2008; STEINFELD et al., 2006). As extensas áreas utilizadas para pastagem tem passado por um processo de intensificação do uso da terra, (ASNER et al., 2004; REID; GALVIN; KRUSKA, 2008), mas ainda grandes áreas remanescentes utilizadas para pecuária extensiva, associada principalmente à famílias com atividades de subsistência em países em desenvolvimento (STEINFELD et al., 2006). Dado o importante papel de grandes mamíferos em diversos processos ecológicos como descrito acima, grandes densidades e falta de manejo de animais domésticos representam uma ameaça aos padrões de biodiversidade, ciclagem de nutrientes, produtividade vegetal e estoque de carbono (REID; GALVIN; KRUSKA, 2008). Em muitos casos, animais domésticos competem por recursos com animais selvagens e representam uma ameaça à fauna selvagem (MADHUSUDAN, 2005).

Por outro lado, a ocorrência de pastoreio não necessariamente inibe a resiliência de um ecossistema e o uso de algumas práticas de manejo podem exercer importante papel na manutenção de processos naturais e heterogeneidade da paisagem (MANCILLA-LEYTÓN; PINO MEJÍAS; MARTÍN VICENTE, 2013). A manutenção em certa magnitude da atividade de animais domésticos pode simular o pastejo dos mega-herbívoros, que desempenhavam importante papel na modificação da estrutura florestal e manutenção de biodiversidade (BENGTSSON et al., 2000). Em baixas densidades, áreas utilizadas por pecuária extensiva podem apresentar maiores valores de matéria orgânica, nitrogênio total, potássio assimilável, água disponível do que pastos abandonadas (PECO; SÁNCHEZ; AZCÁRATE, 2006) ou disparar mecanismos de interação positiva entre espécies de plantas (e.g. diminuição de herbivoria; Brooker et al., 2007).

Assim, uma vez que a pecuária tem alcançado extensas áreas do planeta (ASNER et al., 2004), entender como grandes herbívoros domésticos utilizam e impactam a paisagem é extremamente relevante do ponto de vista ecológico. Nos últimos anos, com o incremento da tecnologia, dados de SIG (Sistema de Informação Geográfica) aliados à análises de Modelos Lineares Generalizados são fortes ferramentas para a biologia da conservação (JOHNSON; SEIP; BOYCE, 2004).

2.4 Caprinos domésticos e impacto em ecossistemas

Capra hircus L. 1758 (Ordem Cetartiodactyla, Família Bovidae) é um mamífero ruminante de médio porte e hábito social. Foi o primeiro animal domesticado pelo homem, na região conhecida por Crescente Fértil, há cerca de 8.000 e 10.000 anos atrás, e, ao que as evidências indicam, derivaram da espécie *Capra aegagrus* (MACHUGH; BRADLEY, 2001; ZEDER, 2000). O registro mais antigo da introdução em outras regiões é do ano de 1458 d.C. e, posteriormente, foram amplamente introduzidos em outras regiões com o principal propósito de produção de alimento (CAMPBELL; DONLAN, 2005). A chegada ao Novo Mundo ocorreu no período de navegação e exploração europeia no século XVI. Atualmente, possuem grande importância econômica ao fornecer carne, leite e pele aos criadores, especialmente em locais em desenvolvimento (KOSGEY et al., 2008; MACHUGH; BRADLEY, 2001).

São classificados como herbívoros *browsers* (“desramadores”), pois se alimentam predominantemente de folhas e brotos de árvores e arbustos (REID; GALVIN; KRUSKA, 2008). Lábios superiores mais flexíveis do que outros ruminantes, como as ovelhas, permitem aos bodes maior facilidade de obter o alimento escolhido e consequente serem mais seletivos. Somado a isso, uma maior capacidade digestiva de alimentos robustos e fibrosos, pode explicar a habilidade “browser” desses animais. Apresentam comportamento de ficar sobre duas patas e se alimentar de ramos mais altos das plantas. Quando muito necessário, também se alimentam da casca de árvores (RUTTER, 2002).

Apesar de predominantemente *browsers,* possuem hábito de alimentação generalista, se alimentando de quase todas as partes vegetais (RUTTER, 2002; LEAL et al., 2003; MEDEIROS et al., 1994). Apresentam uma dieta baseada em aproximadamente 29% de gramíneas, 12% de frutos e outras herbáceas e 59% de árvores e arbustos (GILL, 2006). Também é postulado que o hábito generalista pode encorajar um aumento na distância e tempo de forrageio na busca por fontes de alimento (RUTTER, 2002).

Além das características descritas, os bodes possuem outras adaptações fisiológicas que permitem melhor aproveitamento que outros grandes herbívoros em situações ambientais mais severas: baixo metabolismo, um eficiente sistema digestivo e um baixo requerimento de água (SILANIKOVE, 2000). Esses atributos dos, somados a u alta taxa reprodutiva (PARKERS 1993), explicam o grande número de cabeças criadas em regiões em desenvolvimento, especialmente em regiões de florestas secas.

Em muitos casos, são criados extensivamente e quando em altas densidades causam severos danos a comunidade vegetal (CAMPBELL; DONLAN, 2005). No geral, os estudos têm indicado os caprinos como responsáveis por mudanças negativas no ecossistema: alteração das características do solo, vegetação (e.g. redução de recrutamento e regeneração), impacto em outras espécies animais (CAMPBELL; DONLAN, 2005; LEAL; VICENTE; TABARELLI, 2003) e no ecossistema (ciclagem de nutrientes e fluxo de energia; PEREVOLOTSKY et al., 1998; SEVERSON; DEBANO, 1991). Em situações extremas, esses animais podem causar a erradicação total da cobertura vegetal (HENDERSON; DAWSON, 2009).

Capra hircus é considerada uma espécie de elevado poder invasivo e taxas de herbivoria (CAMPBELL; DONLAN, 2005) e está entre as 100 espécies exóticas com maior poder de invasão (GARGLIO et al., 2010). Em ilhas, que são ecossistemas mais susceptíveis a impacto da inserção de espécies exóticas, o estabelecimento populações de caprinos domésticos que fugiram do controle de seus criadores tem causado danos em diversos ecossistemas insulares ao redor do mundo (CAMPBELL; DONLAN, 2005). Por outro lado, por possuíram baixo valor econômico, sua produção geralmente não leva à derrubada mecanizada da floresta para criação de pasto (à exceção do raleamento no semiárido do Brasil; GARGLIO et al., 2010).

Como apontado por Jensen (2002), por esses animais se alimentarem de uma vasta gama de vegetação são muitas vezes associados a deflorestação e desertificação, carregam a culpa e má reputação por danos ao meio ambiente. Entretanto, a caprinocultura em geral está associada a outras atividades degradantes do ambiente, como cultura de queima e corte para agricultura, extração de madeira. Além do mais, situação de pobreza leva ao uso indiscriminado da terra, exaurindo os nutrientes do solo.

2.5 Caatinga e cenário da caprinocultura

Na América do Sul, duas regiões representam as FTSS: o Chaco, a sudoeste do continente, e a Caatinga, a nordeste (PENNINGTON et al., 2000). Caatinga, do tupi *Floresta branca*, é um ecossistema exclusivamente brasileiro, localizado na região nordeste, com uma área que representa 8% do território nacional (MELO; PINTO; TABARELLI, 2010). É caracterizado por uma vegetação de média a alta estatura, com folhas pequenas, bastante disponibilidade de luz e clima semiárido, com alta variabilidade de chuva e estação seca bastante severa. Essa estação pode durar de sete a 11 meses,

tornando a disponibilidade hídrica paras plantas baixa (PRADO, 2003) e dificultando a vida dos habitantes (LEAL et al., 2005). Devido à essa sazonalidade, flores e folhas em geral são produzidas durante a pequena estação chuvosa, perdendo suas folhas durante a estação seca (GARGLIO et al., 2010).

A fisionomia local forma um mosaico de formações vegetais de acordo com pluviosidade, características do solo e impacto humano. Assim, as formações vegetais variam desde regiões arbustivas a arbóreas, com espécies espinhosas e um componente herbáceo formado por gramíneas e dicotiledôneas, predominantemente anuais e abundantes durante as estações chuvosas (GARGLIO et al., 2010; MEDEIROS et al., 1994).

Ao que alguns trabalhos sugerem, baseado nos padrões de repetição de distribuição de espécies em florestas tropicais sazonalmente secas, o ecossistema é parte de uma floresta tropical sazonalmente seca que previamente era mais amplamente distribuída em períodos mais frios e secos no Pleistoceno, ocupando grandes áreas sul-americanas (PENNINGTON et al., 2000). Como descrito acima, a vegetação do continente sul-americano passou por grandes modificações durante o período Quaternário devido à mudanças climáticas, o que exerceu significativo impacto no estabelecimento de grandes mamíferos (DE VIVO; CARMIGNOTTO, 2004), levando a extinção de grande maioria. Hoje, devido às extinções em massa e pressão de caça (LEAL et al., 2005), grandes mamíferos se encontram com baixas populações (OLIVEIRA; GONÇALVES; BONVICINO, 2003).

Mais recentemente, nos tempos Pré-Colombianos, a vegetação composta por gêneros de espécies lenhosas como *Tabebuia* (Bignoniaceae), *Cavanillesia* (Malvaceae), *Schinopsis* (Anacardiaceae), *Myracrodruon* (Anacardiaceae) e *Aspidosperma* (Apocynaceae) era abundante na Caatinga. No entanto, com a expansão europeia no início do século XVI, a região passou a ser severamente destruída pelo homem por atividades de extração de madeira e pecuária. Nos dias de hoje, vegetação de porte alto é escarça, pequena e fragmentada, enquanto que a Caatinga aberta arbustiva predomina (LEAL et al., 2005; PRADO, 2003).

Como resultado da fragmentação e uso da terra, estima-se que dos aproximadamente 844.453 km² de área de Caatinga (9,92% do território brasileiro), restam apenas aproximadamente 44% do território original (MELO; PINTO; TABARELLI, 2010). Entretanto, apesar do maior reconhecimento da importância ecológica desse bioma, ainda é um ecossistema pouco estudado, representando um dos mais degradados

e menos protegidos (apenas 2% se considerarmos apenas as unidades de Proteção Integral; (MELO; PINTO; TABARELLI, 2010). No total, são 47 áreas protegidas na Caatinga: 16 federais, 7 estaduais e 24 reservas privadas (LEAL et al., 2005).

Além da pequena área de Caatinga protegida por unidades de conservação, muitas delas não apresentam bom funcionamento ou mesmo plano de manejo (LEAL et al., 2005), que é o caso do Parque Nacional do Catimbau (Buíque, PE, Brasil). Criado em 2002, possui mais de 62.000 hectares de área e abriga grande quantidade de espécies, muitas delas endêmicas, além de um imensurável patrimônio arqueológico (SNE, 2002) e faz parte de um conjunto de áreas indicados como de prioridade para conservação (SILVA; TABARELLI; FONSECA). A ocupação humana no interior e nas redondezas de áreas protegidas, além de prejudicar a conservação da biodiversidade, reflete em baixa qualidade de vida para essas pessoas, uma vez que vivem com fortes restrições do uso do solo e extração de recursos (FERRARO; HANAUER; SIMS, 2011)

Atualmente, aproximadamente 28 milhões de pessoas vivem na Caatinga em geral em condições de pobreza (SANTOS et al., 2011) e fazem da Caatinga a região semiárida mais densamente habitada do mundo (GARGLIO et al., 2010). Essas condições aumentam a dependência dos habitantes do uso de recursos florestais, agricultura de subsistência e pecuária extensiva (MEDEIROS et al. 1994). Dos recursos florestais, a extração de lenha é prática recorrente (LEAL et al., 2005). A técnica de agricultura de corte e queima, extração de madeira, caça e criação de gado e caprinos e converteram a vegetação da Caatinga em um mosaico de florestas em regeneração, com culturas agrícolas de pequena duração, imersas em matrizes de habitat aberto (LEAL et al., 2005).

Dentre as atividades desenvolvidas pelos habitantes da Caatinga, a criação de caprinos se destaca. Em uma região que possui irregularidades climáticas severas que dificultam a agricultura, a caprinocultura é hoje parte fundamental da pecuária do sertanejo, fornecendo para o homem carne, leite e a pele (COSTA; MEDEIROS; GONZAGA, 2004; SAMPAIO et al., 2006). Historicamente, a vegetação local foi muito utilizada pela agropecuária tradicional para restauração da fertilidade do solo e forragem para animais (bovinos, ovinos e caprinos; GARGLIO et al., 2010). Uma técnica bastante utilizada até os dias de hoje para fornecimento de forragem aos animais é a do raleamento da vegetação, que consiste na eliminação do estrato lenhoso indesejável, permitindo maior produtividade do estrato herbáceo devido à maior entrada de luz (ARAÚJO-FILHO, 1992). No entanto, essa técnica é apontada como potencial

amplificadora dos efeitos negativos que caprinos possam desempenhar, desde o nível de populações ao nível de ecossistema (LEAL; VICENTE; TABARELLI, 2003).

A boa adaptação de caprinos à Caatinga fez com que criações se estabelecessem amplamente na região. No entanto, atualmente, as aproximadamente 8,6 milhões de cabeças de caprinos criadas no semiárido do Brasil, *ca.* 90,6% do total nacional (IBGE, 2013), representam potenciais impactantes da comunidade vegetal da Caatinga (LEAL; VICENTE; TABARELLI, 2003). Em outras regiões semiáridas, como na região Mediterrânea (PEREVOLOTSKY et al., 1998), África subsaariana (OBA, 1998), Chaparral americano (SEVERSON; DEBANO, 1991) e Pedemonte argentino (GRÜNWALDT; PEDRANI; VICH, 1994), alguns efeitos negativos dos caprinos foram observados.

Pesquisas científicas em ambientes de caatinga que analisem o impacto da criação extensiva de caprinos em atributos ecológicos da comunidade vegetal, bem como o uso do habitat por esses animais ainda são escassos. Além do mais, apesar da evidente necessidade de maior investimento em conservação da Caatinga, em razão de representar uma região de baixa renda, grande parte das ações políticas são voltadas para amenização da pobreza, deixando a conservação de biodiversidade em segundo plano (LEAL et al., 2005).

3 ÁREA DE VIDA DE CAPRINOS DOMÉSTICOS (*CAPRA HIRCUS*, BOVIDAE) EM UMA PAISAGEM DE CAATINGA ANTROPIZADA

MANUSCRITO A SER ENVIADO AO PERIÓDICO *Journal of Arid Environments*

Davi Jamelli[1]
Felipe Pimentel Lopes de Melo[1]
Enrico Bernard[2]

[1]Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Departamento de Botânica. Av. Prof. Moraes Rego s/n. Cidade Universitária, Recife PE, Brasil.
[2]Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Departamento de Zoologia. Av. Prof. Moraes Rego s/n. Cidade Universitária, Recife PE, Brasil.
Mensagem eletrônica para: davi.jamelli@gmail.com

3.1 Introdução

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas somam aproximadamente 42% do território das Florestas Tropicais (Miles et al., 2006) e estão localizadas em locais populosos e com intenso histórico de uso, representando uma das regiões mais utilizadas e ameaçadas pelo homem (Lawrence et al., 2007; Murphy and Lugo, 1986; Sagar and Singh, 2004). Em países em desenvolvimento, as condições de baixa renda acentuam a necessidade do uso dos recursos naturais, como lenha, produtos florestais não madeireiros (PFNM), e uso do solo para agricultura e pecuária (Singh, 1998; Sagar and Singh, 2004; 2009; Tabarelli et al., 2010). Em geral, comparadas às Florestas Tropicais Úmidas, as Florestas Secas possuem características favoráveis à culturas agrícolas como a pecuária extensiva (Chenery and Srinivasan, 1988; Murphy and Lugo, 1986; Steinfeld et al., 2006). A curto prazo, trata-se de uma cultura menos impactante que a pecuária intensiva (Marriott et al., 2009; Steinfeld et al., 2006), no entanto, quando mal manejada exerce impacto significativo em processos como estabelecimento de plantas, produtividade e ciclagem de nutrientes no ecossistema (Coughenour, 2008; Steinfeld et al., 2006).

A herbivoria exercida por grandes mamíferos, sejam selvagens ou domesticados, pode afetar os ecossistemas seja diretamente (e.g. redução de biomassa) ou indiretamente (e.g. efeitos tróficos em cascata), exercendo papel chave na estrutura da vegetação e biodiversidade (Asner et al., 2009; Rooney and Waller, 2003). Suas atividades de forrageio também podem compactar solos e acelerar a erosão (Severson and Debano, 1991), diminuir a densidade de plantas, a regeneração (Danell et al., 2006; Moser-Nørgaard and Denich, 2011) e modificar a ciclagem de nutrientes e fluxo de energia (Asner et al., 2009; Perevolotsky and Haimov, 1992; Severson and Debano, 1991). Caprinos, ungulados de médio porte, possuem características de adaptação às regiões secas, como um eficiente sistema digestivo, baixo requerimento de água (Silanikove, 2000) e hábito de alimentação generalista (Medeiros et al., 1994; Leal et al., 2003). Densidades elevadas desses animais podem causar a erradicação total da cobertura vegetal (Henderson & Dawson 2009), interromper a regeneração natural de Florestas Secas (Trejo, 2000) e acelerar o processo de desertificação (FAO, 1993; Vasconcelos-Sobrinho, 1983). Caprinos domésticos tem causado severos danos aos ecossistemas insulares ao redor do mundo quando a reprodução e manejo desses animais foge ao controle dos criadores e os mesmos forrageiam livremente (Campbell & Donlan 2005).

Do início da domesticação de animais para a atualidade (*ca.* 10.000 anos; Diamond, 2002), as extensas áreas utilizadas para pastagem tem passado por um processo de intensificação do uso da terra, especialmente em países em desenvolvimento (Asner et al., 2004; Reid et al., 2008). Entretanto, ainda existem grandes áreas utilizadas para pecuária extensiva associada principalmente à famílias com atividades de subsistência (Steinfeld et al., 2006). Hoje, para alguns ecossistemas como a Caatinga, os principais grandes herbívoros são animais domesticados de pastoreio extensivo (Reid and Ellis, 1995), representando talvez as únicas pressões de herbivoria por grandes herbívoros na comunidade vegetal. No entanto, pouco se sabe sobre a capacidade de carga desses ecossistemas que suportam pastoreio extensivo e/ou sobre os possíveis efeitos dessa atividade sobre a estrutura e composição da vegetação original. Assim, entender como grandes herbívoros domésticos utilizam e impactam a paisagem é extremamente relevante do ponto de vista ecológico, pois, apesar das evidências do impacto desses animais em outras regiões, não há registro de estudos que avaliem de maneira precisa as áreas se utilizam em atividades de forrageio.

É razoável pensar então que na Caatinga o forrageio dos aproximadamente 8,6 milhões caprinos domésticos (*ca* 90,6% do total nacional; IBGE, 2013) deve exercer fortes pressões e impactos sobre a comunidade vegetal (Leal et al., 2003). Localizada na região nordeste do Brasil, essa região é habitada por uma grande maioria de famílias de baixa renda (Santos et al., 2011) que dependem da extração de recursos florestais e uso da terra, como agricultura e pecuária, especialmente de caprinos (Leal et al., 2003). Por se tratar de uma região com restrições de chuva que dificultam a agricultura, a caprinocultura representa uma boa atividade econômica, fornecendo, leite, pele e carne às famílias (Costa et. al., 2004; Sampaio, 2006). Além do mais, é uma cultura bem difundida como uma atividade que fornece recurso financeiro emergencial, conhecida como a "poupança do sertanejo" pela fácil conversão em ativo financeiro, à semelhança de outras regiões de baixa renda (Kosgey et al., 2008). Entender como os impactos humanos afeta a biodiversidade da Caatinga passa necessariamente por compreender os impactos da caprinocultura extensiva.

Por se tratar de uma das primeiras espécies a ser domesticada (Zeder, 2000), é razoável esperar que seu padrão de uso de hábitat esteja ligado à presença humana na paisagem. Portanto, testamos a hipótese de que o uso de hábitat de caprinos na Caatinga é influenciado pela distância aos assentamentos humanos e/ou dependente do estágio de perturbação da vegetação, com maior presença de caprinos em vegetação mais perturbada e em regeneração. Ainda, geramos modelos de ocupação do hábitat por caprinos no Parque Nacional do Catimbau e estimamos tamanho dos rebanhos e densidade dentro dos limites dessa área protegida. Por fim, discutimos as aplicações imediatas de nossos resultados no contexto do manejo sustentável da Caatinga e das prováveis consequências do manejo tradicionalmente praticado na caprinocultura extensiva do semiárido.

3.2 Métodos

3.2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado dentro dos limites do Parque Nacional do Catimbau (PARNA Catimbau) (8º24'00" a 8º36'35" S e 37º09'30" a 37º14'40" L). Com aproximadamente 62.300 ha está inserido nos domínios da Caatinga, semiárido do estado

de Pernambuco, na transição entre as regiões agreste e sertão, abrangendo os municípios de Buíque, Ibimirim e Tupanatinga (Fig. 1; MMA, 2002; Sampaio et al., 2002).

O clima semiárido do tipo Bsh é predominante, com transição para o tropical chuvoso, do tipo As' na escala de Köppen, com pluviosidade anual média varia entre 650 e 1100 mm, sendo os meses entre março e julho os mais chuvosos. A fisionomia local forma um mosaico de formações vegetais de acordo com pluviosidade, características do solo e impacto humano. Assim, as formações vegetais variam desde regiões arbustivas a arbóreas, com espécies espinhosas e um componente herbáceo formado por gramíneas e dicotiledôneas, predominantemente anuais e abundantes durante as estações chuvosas (Figueiredo et al., 2000; Medeiros et al., 1994).

A topografia varia de 600 a 1000m de altitude, estando as maiores altitudes localizadas na região sudeste do Parque. É marcante também a presença de vales abertos com encostas íngremes, muito recortados e erodidos (Rodal et al., 1998; SNE 2002). Há vários tipos diferentes de solo na região do Parque, mas a maior parte é composta de solo originado de rochas sedimentares (*ca*. 72% de areias quartzosas), em geral com baixa concentração de nutrientes. O Parque encontra-se dentro dos limites da bacia hidrográfica do Moxotó, cortada por rios de caráter intermitentes devido às características de pluviosidade da região (SNE, 2002).

Criado em 2002, a unidade de conservação vive uma situação administrativa conflitante: sem plano de manejo até o momento, as centenas de famílias que ainda vivem no interior do Parque e dependem do uso de recursos naturais ainda não foram realocadas e indenizadas, mesmo assim são sujeitas à legislação federal das Unidades de Conservação (Lei 9.985 de 2000 do SNUC). Mesmo ainda mal implementado, a criação do Parque ao menos freou a degradação da vegetação por corte e queima. No entanto, a criação de caprinos pastoreando livremente nos domínios de PARNA Catimbau parece ser uma das poucas alternativas de uso de recursos naturais ainda praticadas em escala dentro dessa unidade de conservação.

Na região Nordeste, a criação de caprinos é realizada preponderantemente de maneira extensiva ou semi-extensiva, onde os animais são liberados no início da manhã em áreas de Caatinga sem divisões de terrenos ou cercas e retornam ao entardecer após um ou vários dias (Leal et al., 2003), recebendo alimento e água dos seus criadores principalmente na estação seca.

3.2.2 Dados da paisagem e caprinocultura local

A coleta de dados foi realizada no período de novembro de 2013 a outubro de 2014 e faz parte de um conjunto de pesquisas do PELD Catimbau (Projeto Ecológico de Longa Duração Catimbau). A paisagem da Caatinga nos limites do Parque foi classificada em quatro categorias de densidade da vegetação através da ferramenta de Classificação não Supervisionada (*Iso Cluster Unsupervised Classification*) realizada no software ArcGis 10.1 e com uso de imagem de satélite (Rapideye, 5m de resolução) e posterior checagem de campo para validação da fotointerpretação. Para avaliarmos a acurácia da classificação, conferimos 69 pontos *in loco*, onde 80,2% dos pontos foram corretamente classificados segundo as categorias escolhidas. Definimos as categorias em: (1) solo exposto/uso pela agricultura, (2) vegetação de baixa densidade, (3) média densidade e (4) alta densidade. Uma imagem raster de densidade da vegetação foi então gerada, contendo as informações de forma contínua. Assim, a vegetação do Parque é formada preponderantemente por vegetação de alta e média densidade e, menor proporção, de vegetação de baixa densidade e solo exposto (Fig. 1 e 2).

As residências foram registradas em idas a campo com uso de aparelho GPS, como parte das informações registradas pelo levantamento socioeconômico local, que servirá de base para os demais estudos do PELD. O levantamento foi realizado através da aplicação de um formulário semiestruturado realizado com as famílias residentes do Parque (Cavalcante, 2015), onde obtivemos, entre outras informações, a percentagem de famílias com criação de caprinos e o tamanho médio dos rebanhos (n= 89 famílias). Com as informações dos formulários, verificações em campo e dados coletados em posto de saúde (i.e. número de residências atendidas), estimamos que 234 residências estejam atualmente ativas. Também localizamos algumas residências manualmente através do *software* GoogleEarth (Imagnens CNES / Astrium). Somadas aos dados do levantamento, geramos uma imagem *raster* de distância euclidiana de cada pixel para a residência mais próxima.

3.2.3 Rastreamento dos animais e áreas de vida

Dez animais foram rastreados através do uso de GPS *datalogger* (Catnip Technologies Ltd.) presos às coleiras por abraçadeiras de plástico. O dispositivo foi programado para registrar a posição geográfica, horário e elevação a cada 15 minutos. A

depender da logística do nosso grupo e disponibilidade do criador, voltávamos após alguns dias ao sítio para a retirada do equipamento. Quando viável, o aparelho era retirado pelo criador e posteriormente entregue ao nosso grupo. Assim, o tempo de registro para cada animal variou de quatro até 14 dias (Tabela 1).

As informações dos caprinos registradas pelo GPS foram importadas para o software de SIG ArcGis 10.1. Com base nos pontos, calculamos a área de vida (em atividade de forrageio) de cada animal pelo cálculo do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (Mohr, 1947) e da área da nuvem Kernel 95% (Worton, 1989). Para a mensuração dessas variáveis, foi utilizado o pacote Adehabitathr (Calenge, 2011) para o software R (R Development Core Team, 2006). Calculamos para cada área de vida a proporção de vegetação disponível (Fig. 2).

Um MPC é o menor polígono possível de ser desenhado englobando todos os pontos de ocorrência registrados para um animal e é o método mais utilizado para estimar a área de vida de animais (Calenge, 2011). Visto que os animais podem ocasionalmente realizar longos deslocamentos para locais atípicos e fora de sua área de vida, um procedimento comum é a retirada de uma percentagem dos pontos mais afastados do centroide da nuvem de pontos (Calenge, 2011), procedimento esse que foi realizado com os nossos dados. Uma vez que o tamanho das áreas de vida diferiu significativamente entre os dois métodos utilizados (Mann–Whitney U = 18, n1 = n2 = 10, P = 0.017) e que possíveis barreiras geográficas não adicionadas ao modelo de estimativa da densidade kernel diminuem a precisão dessa análise, foram adotadas as áreas do MPC para análises subsequentes. O tamanho da área de vida (MPC) não apresentou correlação com o número de dias de registro por animal (r_s= 10,2; n=10; p > 0,05) eliminando portanto a possibilidade de que o número de dias de rastreamento estivesse correlacionado positivamente com a área de uso dos animais. Consideramos portanto que o esforço de rastreamento dos animais foi capaz de capturar o âmbito real de área de uso dos animais rastreados.

Por estarmos interessados em observar apenas a área utilizada em atividades de forrageio e por serem animais diurnos (Rutter, 2002), utilizamos apenas os registros dos animais no período entre as 04h30 e 17h30, horários que, em geral, observamos ser os de liberação e retorno dos caprinos e que correspondem às 11 horas de forrageio relatada por Rutter (2002). Também foram retirados das análises os pontos localizados dentro de um raio de 100 metros do centro de cada casa, evitando assim superestimativas do uso da paisagem por dados registrados quando os animais se encontravam presos. Ao final,

2426 pontos foram filtrados para as análises. Para cada área de vida, calculamos a disponibilidade de cada tipo de habitat (categorias de vegetação) e extraímos as informações de categoria de vegetação e distância para casas de cada ponto de registro dos caprinos.

3.2.4 Rebanho e densidade de caprinos

Estimamos o número total de cabeças de bode nos limites do Parque através dos seguintes valores: (1) quantidade de sítios com rebanho (número de residências ativas * % de sítios com rebanhos do total de entrevistados), (2) média de cabeças de bode por criador e (3) quantidade total de cabeças nos limites do Parque (produto dos dois valores anteriores). Por fim, a densidade de caprinos foi estimada para o Parque (divisão do total de cabeças no Parque pela área) e para a área de habitat adequado ao forrageio estimada pelo modelo (total de cabeças pela área estimada).

3.2.5 Análise dos dados

A preferência do habitat foi inferida através da análise do uso de cada categoria da vegetação proporcionalmente à sua disponibilidade na área de vida: habitats utilizados em maior proporção do que a disponibilidade são considerados selecionados, enquanto que uso menor que a disponibilidade sugere um habitat evitado (Johnson, 1980). Para tal, realizamos um teste Chi quadrado entre o número de pontos observados por categoria de vegetação em cada área de vida e o número de pontos esperados.

Após a análise, os tipos vegetacionais foram classificados em três categorias de uso: uso proporcional (uso proporcional à disponibilidade), habitat evitado (uso menor do que a disponibilidade) e habitat preferencial (uso maior do que a disponibilidade). As análises foram rodadas no software JMP 8.0 (SAS).

Também rodamos um Modelo Linear Generalizado (*Generalized linear model* - GLM) para inferirmos habitats adequados para ocorrência dos caprinos em função da distância para casas e tipo de habitat (Pearce and Ferrier, 2000). Como apenas pontos de presença foram registrados, geramos pontos de pseudo-ausências (Hijmans and Elith, 2013) dentro da área compreendendo todos os mínimos polígonos convexos (n=2426

pontos, mesmo valor dos pontos usados no modelo). Como dados de presença e ausência possuem distribuição binomial,

testamos se a presença/ausência é uma função do tipo da vegetação e distância para casas. Para avaliarmos a relevância de inserirmos as variáveis escolhidas ao modelo, testamos o modelo com as variáveis contra um modelo só com o intercepto para avaliarmos se o modelo escolhido explica nossos dados melhor do que o acaso.

Utilizamos os valores de *odds ratio* para avaliar a direção da influência da variável explicativa na probabilidade de ocorrência de caprinos. Valores de *odds ratio* indicam a razão entre a probabilidade de um evento ocorrer dividido pela probabilidade de não ocorrer. Portanto, valores de *odds* acima de 1 indicam que para um aumento em uma unidade da variável explicativa, a probabilidade de um evento ocorrer aumenta na magnitude do valor de *odds* observado (SAS, 2008).

Para avaliarmos a extensão do uso do habitat, geramos um mapa com valores contínuos de habitats adequados ao forrageio de caprinos domésticos e um mapa binário (habitat adequado ou não adequado) no interior do Parque, com base no modelo GLM. O modelo foi executado com o uso do pacote Dismo (Hijmans and Elith, 2013) para o software R (R Development Core Team 2004).

Realizamos uma validação cruzada para avaliar a qualidade do modelo, onde criamos um subgrupo dos nossos dados (*treino*) e testamos contra outro subgrupo de dados conhecidos de ocorrência (*teste*) (Hijmans and Elith, 2013). Esse método de avaliação gera um valor de AUC (*Area under curve*) da curva ROC (*Receiver operating Characteristics*), que varia de 0,5 (modelo não prediz melhor que o acaso) a 1,0 (modelo perfeitamente prediz as ocorrências). Também validamos o modelo com base nos valores do limiar kappa (Cohen, 1968), apropriado quando a proporção de negativo e positivo é semelhante.

3.3 Resultados

Das famílias entrevistadas, mais da metade (55%) possui criações de caprinos e destas, 60% de modo extensivo ou semiextensivo. O número de cabeças de bode variou de dois a 100 animais por família ($\bar{x}$ = 22,8). Com base nesses dados e na estimativa de residências ativas no PARNA Catimbau, estimamos um rebanho total de 2.881 cabeças de bode nos limites do Parque.

Dos dez animais rastreados, a área de vida média pelo método do MPC foi estimada em 176,6 ± 251 ha (média ± desvio padrão) e, em média, forragearam a uma distância de 2.010 ± 1.863,7 metros do curral (Tabela 1). Quando desconsideramos o caprino com área de vida muito superior às demais, a área estimada passa a ser de 97,7 ± 30,01 ha, com um afastamento dos sítios de 1.539 ± 603,5 m (Tabela 1). Os três rebanhos rastreados duas vezes apresentaram diferentes percentagens de sobreposição de área de vida entre os dois registros: 23%, zero e 73% (Fig. 3).

Com poucas exceções, a disponibilidade de habitat nas diferentes escalas (área de vida individual, áreas de vidas somadas e Parque) se mostrou constante, com perceptível preponderância de vegetação de alta e média densidade e menor proporção das categorias solo exposto e baixa densidade (Figura 2).

O teste de preferência de habitat mostrou que os animais não forrageiam aleatoriamente (χ^2 = 36,723, gl=3, N = 4852, p < 0,0001). Os habitats de baixa densidade de vegetação e solo exposto foram selecionados, com uso maior que a disponibilidade (6,88% e 21,97% dos registros de ocorrência, respectivamente); o habitat de alta densidade foi evitado, com uso menor que a disponibilidade (35% do uso); enquanto que o habitat com vegetação de média densidade teve um uso proporcional à sua ocorrência (36,15% do uso) (Fig. 4 e 5).

O modelo gerado com as variáveis explicativas escolhidas apresentou maior poder preditivo do que seria esperado ao acaso (p<0,0001). A distância para casa mais próxima (p < 0,0001) e a ocorrência de habitats de ‘baixa densidade’ (p = 0,0017) e ‘média densidade’ (p = 0,0023) significativamente adicionam ao modelo poder de predição da ocorrência dos caprinos. Quanto mais distante da casa, menor a probabilidade do animal ser encontrado e o valor de *odds ratio* (1,56) indica que para cada aumento em 1km na distância para as casas, a probabilidade do animal ocorrer é 1,56 vezes menor. Para as categorias ‘baixa’ e ‘média densidade’ o modelo indicou maior probabilidade de ocorrência de caprinos em locais com maior disponibilidade desses habitats. Segundo os valores de

AUC (0,62) e kappa (0,5), o modelo selecionado tem acurácia moderada para prever a distribuição potencial dos caprinos (Landis and Koch, 1977).

Os mapas gerados pelo modelo indicam que 41% (*ca.* 255,4 km²) da área do Parque representa um hábitat adequado ao pastoreio dos caprinos já que se são áreas próximas às casas e com vegetação de baixa densidade e os 59% restantes (*ca.* 367,57 km²) provavelmente não são forrageados pelos animais (Fig. 6 e 7). Com base nesses números, estimamos que a densidade de caprinos para a área total do Parque (*ca*. 623 km²) é de 4,6 cabeças por km² enquanto que se consideramos somente a área estimada pelo modelo, essa densidade é de 11,3 animais por km².

3.4 Discussão

Esse é o primeiro estudo a quantificar a área de vida de caprinos domésticos e a avaliar o uso do habitat e extensão do seu forrageio na Caatinga. Os animais apresentaram forrageio próximo às casas e preferem áreas abertas com vegetação menos densa. Isso sugere uma forte associação com áreas fragmentadas e exploradas por outras atividades humanas (i.e. corte seletivo, queima ou agricultura), confirmando nossa hipótese. Tal cenário sugere que pelo menos metade do PARNA Catimbau está sob forte influência de pastoreio por caprinos associados a assentamentos humanos.

As áreas de vida de cada animal rastreado apresentaram grande semelhança na proporção de habitats disponível, assim como a semelhança entre a média da disponibilidade de habitat de todas as áreas de vida e a disponibilidade em todo o Parque (Fig. 3), sugerindo que os sítios escolhidos para rastreamento dos animais refletem bem a variação de habitats da área de estudo. Numa comparação ilustrativa, as áreas de vida registradas para esses animais são muito menores do que as de caprinos selvagens (King, 1992). Obviamente, a necessidade busca por alimento, água e refúgio por caprinos domésticos é bem menor, visto que são recursos oferecidos pelos criadores no retorno ao curral. A grande variação de percentagens de sobreposição de área de vida do mesmo rebanho (de zero a 73%) mostram flexibilidade desses animais no seu comportamento de forrageio, a exemplo da sua mudança de comportamento pastejador em época de alimento abundante para como *browser* (“desrramador”) em períodos de alimento escasso (Mesquita et al., 1989).

Também observamos que o forrageio é concentrado nas proximidades das casas, em áreas em média a dois quilômetros distância do curral (ca. 1,5 km quando desconsiderado o caprino de maior área de vida), um valor três vezes inferior ao observado na Savana africana (Shrader et al., não publicado). No entanto, a análise mais detalhada dos mapas de habitats adequados ao forrageio de caprinos (Fig. 6 e 7) nos mostra duas diferentes situações: a parte ocidental do Parque, com menor densidade de casas e menor percentagem de área potencialmente forrageada, e a oriental, com alta densidade de residências e maior parte da área potencialmente forrageada pelos caprinos, refletindo a evidente relação entre densidade humana e potencial de degradação (Asner et al., 2004). Assim, nos parece claro que o uso da paisagem é intenso apenas em locais com alta densidade humana (Reid and Ellis, 1995), onde áreas

de pasto são compartilhadas, como na região oriental do Parque. Por outro lado, há uma vasta área livre de caprinos na região ocidental, com menor densidade humana.

As densidades estimadas de caprinos, tanto para a área total do Parque como para a área habitável estimada pelo modelo, são consideravelmente mais baixas que as densidades avaliadas em estudos de impacto de caprinos em regiões semiáridas. Nas Ilhas Canárias por exemplo, a densidade analisada foi de duas a oito vezes maior que o que registramos para o Catimbau (Arevalo et al., 2011; Gangoso et al., 2006); no Chaparral americano, em um estudo controlado, as densidades testadas foram de 140 a 420 bodes km² (1,4 a 4,2 bodes/ha; Severson e Debano, 1991). Porém, é importante salientar que o número de cabeças de bode que estimamos pode representar um momento da história com um menor efetivo de rebanho, visto que a coleta dos dados foi realizada após o maior período de estiagem registrado na história para as regiões Norte e principalmente Nordeste do Brasil, levando prejuízos no setor pecuário (IBGE, 2013). Entre os rebanhos de médio porte, a produção na região Nordeste teve uma redução de 8,2% do total de cabeças entre 2011 e 2012. Apenas no município de Ibimirim, maior produtor de caprinos entre as cidades que integram o Parque, a redução em relação a 2011 foi 30% ao final de 2012 (IBGE 2012, 2013).

Os resultados obtidos nos mostram que caprinos domésticos criados extensivamente apresentam tendências similares no modo como selecionam os habitats para em busca de alimento. A vegetação de alta densidade parece ser evitada, como bem reportado na literatura para outros mamíferos herbívoros sociais, visto que áreas fechadas e de menor visibilidade representam maior risco de predação (Riginos and Grace, 2008; van der Waal et al., 2011), comportamento esse também observado para caprinos domesticados, mesmo em uma região da Savana africana em situação de defaunação recente (Shrader et al., 2008), caso comum à Caatinga (Oliveira et al., 2003).

Em contraponto, acreditamos que as áreas abertas representam um atrativo aos caprinos não apenas por um comportamento de prevenção à predação, mas principalmente por constituírem áreas com maior facilidade de locomoção e abundância de alimento palatável, como herbáceas anuais na estação chuvosa, e espécies pioneiras de estágios iniciais de regeneração da Caatinga (Mesquita et al., 1989). Assim, na escala abordada em nosso estudo, além do notório impacto exercido na biomassa vegetal (Mancilla-Leytón et al., 2013; Oba, 1998), nos parece razoável inferir que caprinos domésticos estejam associados à vegetação previamente e continuamente perturbada por outras atividades humanas (Martorell and Peters, 2009; Shahabuddin, 2004). Com isso,

em condições de alta densidade e sobrepastejo, caprinos podem desempenhar um importante papel na secundarização (Melo et al., 2013; Tabarelli, 2010) da vegetação da Caatinga, contribuindo na transição para uma comunidade vegetal composta de espécies mais resistentes à perturbação (Baraza and Valiente-Banuet, 2012), como plantas impalatáveis, de crescimento rápido e com grande produção de sementes. Em situações como essa, a regeneração natural de FTSS se estagna (Trejo, 2000).

Nesses ambientes perturbados por várias diferentes atividades, o impacto de herbívoros no solo é um aspecto capaz de interferir na regeneração local, principalmente por alterar a disponibilidade de água e nutrientes para as plantas (Tilman et al., 1997). O efeito do pisoteio excessivo por caprinos já foi apontado como responsável por alterar compactação do solo e facilitação da erosão (Asner et al., 2004), disponibilidade de nutrientes (van der Waal et al., 2011) e desertificação quando em altas densidades (Vasconcelos Sobrinho 1983). Dois aspectos nos chama a atenção no papel de caprinos na ciclagem dos nutrientes: a redução de leguminosas fixadoras de nitrogênio reportada em áreas sobre alta densidade de caprinos (Severson and Debano, 1991) e a exportação de nutrientes das áreas de forrageio. Os nutrientes absorvidos por grandes herbívoros retornam ao ambiente através das fezes, urina e da decomposição de suas carcaças (Persson et al., 2000). Acreditamos que em um ambiente onde a água representa um recurso escasso, a exportação de nutrientes devido ao abate para consumo humano representa um processo crítico de retirada contínua de mais um recurso limitante ao crescimento.

Apesar dos valores de AUC e kappa, nossos resultados são condizentes com os obtidos por Baraza and Valiente-Banuet (2008), onde a análise das fezes de caprinos domésticos em diferentes tipos de habitat mostrou maior uso do que o esperado para áreas de solo exposto e menor que o esperado em áreas sob arbustos e árvores. Esse achado, somado ao comportamento preferencial em áreas abertas relatado por Shrader et al. (2008) nos dão mais embasamento para assumir que as tendências detectadas pelas nossas análises são coerentes. Assim, nos parece que esses herbívoros realmente possuem o padrão de preferência de uso do habitat observado, mas outros atributos da paisagem existentes nas áreas de ocorrência dos caprinos (e.g. atributos funcionais das plantas) podem influenciar o uso do habitat. Atributos da planta apontadas por representar vulnerabilidade à herbivoria são associadas a sua estrutura, como distribuição vertical da biomassa (Carvalho et al., 2001), e a arquitetura de ramificação, que parece estar

bastante associada ao sucesso em áreas com pressão de pastejo (alta ramificação, maior defesa a herbívoros vertebrados; Pérez-Harguindeguy et al., 2013).

Do ponto de vista evolutivo, a Caatinga é um ecossistema que evoluiu com a presença de mega-herbívoros (De Vivo and Carmignotto, 2004), apresentando fortes evidências de ter desenvolvido estruturas de defesa à esses mamíferos (i.e. grande quantidade de espécies de plantas com espinhos). No entanto, em decorrência de eventos climáticos e/ou da pressão do homem, mega-herbívoros estão extintos (De Vivo and Carmignotto, 2004), e as populações atuais de grandes herbívoros se encontram em declínio (Oliveira et al., 2003), à semelhança de outras florestas como a mediterrânea (Bengtsson et al., 2000). Em tempos mais recentes, há alguns séculos que a pressão de herbivoria nessas florestas é exercida predominantemente por animais domésticos, o que torna o entendimento do seu verdadeiro impacto em ecossistemas bastante intrigante.

A continuidade em certa magnitude da atividade de animais domésticos pode simular o pastejo dos mega-herbívoros, que desempenhavam importante papel na modificação da estrutura florestal e manutenção de biodiversidade (Bengtsson et al., 2000). Em baixas densidades, áreas utilizadas por pecuária extensiva podem apresentar maiores valores de matéria orgânica, nitrogênio total, potássio assimilável, água disponível do que pastos abandonadas (Peco et al., 2006) ou disparar mecanismos de interação positiva entre espécies de plantas (e.g. diminuição de herbivoria; Brooker et al., 2007). Em estudo recente no PARNA Catimbau, foi observado que maior impacto de caprinos resulta em menores densidades de plantas regenerantes, mas o Aumento da intensidade não parece ser capaz de alterar a composição e diversidade da comunidade dessa comunidade (Ventura, 2015), o que sugere que o efeito dos caprinos, isoladamente e nas densidades apontadas para o Parque, parecem não modificar esses atributos da comunidade vegetal da Caatinga.

A realização de estudos controlados com áreas de exclusão abordando o impacto na comunidade de regenerantes e flora adulta trarão um melhor esclarecimento do papel ecológico de caprinos domésticos na Caatinga. Somado a isso, outras variáveis da perturbação humana devem ser avaliadas nesse cenário de paisagem dominada pelo homem. Alguns desses projetos estão em andamento por integrantes do nosso grupo. Por se tratar de uma região onde a caprinocultura representa um significativo alívio da pobreza para a população local, entender quais as densidades de caprinos são responsáveis por impactos negativos no ecossistema fornecerão informações muito importantes para o manejo sustentável da Caatinga.

3.5 Agradecimentos

Esse trabalho foi financiado pelo CNPq, através de bolsa de mestrado e pelo PELD Catimbau (Projeto Ecológico de Longa Duração; processo nº 403770/2012-2). Gostaríamos de agradecer aos colegas Dione Ventura, José Domingos, Bárbara Cavalcante, Natália Sousa, Kátia Pereira e todos os colegas do nosso grupo pelas ajudas durante o estudo. Agradeço também à população local pelo acolhimento, em especial aos que se dispuseram a cooperar com minha pesquisa, com a disponibilidade dos animais e trocas de conhecimento.

3.6 Resumo

Condições de baixa renda acentuam a necessidade do uso dos recursos florestais e atividades como pecuária extensiva, que quando mal manejada pode causar impactos negativos no ecossistema. Hoje, alguns ecossistemas como a Caatinga possuem animais domésticos como os principais grandes herbívoros. Acreditamos que na Caatinga os 8,6 milhões de caprinos devem exercer fortes pressões no ecossistema e uso da paisagem intimamente ligado à presença humana. Testamos a hipótese de que o uso de hábitat de caprinos é influenciado pela distância aos assentamentos humanos e/ou do estágio de perturbação da vegetação. Realizamos entrevistas com moradores do Parque Nacional do Catimbau para obter informações da caprinocultura local e rastreamos 10 caprinos domésticos com GPS datalogger. Com os dados geramos modelos de ocupação do hábitat. Os caprinos apresentaram área de vida média de 97,7 ± 30,01 ha e um forrageio próximo das casas e preferencialmente em áreas abertas com vegetação menos densa, o que sugere uma forte associação com áreas fragmentadas e exploradas por outras atividades humanas. Áreas abertas devem atrair caprinos principalmente pela facilidade de acesso e abundância de alimento palatável. Assim, em sobrepastejo, podem desempenhar um importante papel na secundarização da Caatinga. Estimamos que 41% da área do Parque seja adequada ao forrageio de caprinos, estes em uma densidade estimada de 4,6/km² (11,3/km² apenas na área modelada), valores inferiores aos de outras regiões semiáridas. O uso da paisagem é intenso apenas em locais com alta densidade humana. Além do aspecto ecológico, deve-se considerar o papel da caprinocultura no alívio da pobreza regional.

Palavras-chave: Pecuária extensiva. Perturbação antrópica. Modelagem. Semiárido. Grandes herbívoros. Florestas Tropicais Sazonalmente Secas.

3.7 Tabelas

Tabela 1. Caprinos domésticos rastreados por GPS *datalogger* (n=10) no Parque Nacional do Catimbau (PE, Brasil) e detalhes dos dados registrados para cada animal. MPC = Mínimo Polígono Convexo, Kernel = Área da nuvem da densidade Kernel.

Animal	Tempo (dias)	Nº de pontos	Área de vida (ha)		Distância máxima para o curral (m)
			MPC	Kernel	
01	7	113	128,2	274,9	2093,0
02	4	136	64,9	123,6	1999,4
03	6	181	93	179,9	1263,2
04	8	191	82,1	125,1	1065,6
05	7	216	74,7	113,6	852,3
06	7	166	160,5	258,0	1513,5
07	8	313	886,4	1946,9	7150,8
08	14	518	93,4	165,2	2636,4
09	8	248	104,4	152,8	1532,5
10	10	344	77,6	105,4	892,1
Total	79	2426	1765,65	3445,9	
Média ± d.p.	7,9 ± 2,6	242,6 ± 121,2	176,6 ± 251	344,6 ± 566	2099,9 ± 1863,7
Média s/ *outlier* ± d.p.	8 ± 2,8	2113 ± 125,9	97,7 ± 30	166,5 ± 61,8	1539 ± 603,5

3.8 Lista de figuras

Figura 1. Parque Nacional do Catimbau, PE, Brasil. Os detalhes em vermelho do mapa inferior representam as áreas de vida de cada caprino rastreado (n=10). A direita, no canto inferior, um detalhe de duas diferentes áreas de vida de um mesmo rebanho em épocas diferentes do ano.

Figura 2. Disponibilidade de habitat (densidades alta, baixa, média e solo exposto) para cada área de vida estimada (n=10), para a média das áreas de vida e para os limites do Parque Nacional do Catimbau (PE, Brasil).

Figura 3. Áreas de vida de três rebanhos que tiveram seu rastreamento repetido no Parque Nacional do Catimbau (PE, Brasil). Áreas com a mesma cor representam o mesmo rebanho.

Figura 4. Representação gráfica da relação uso do habitat e disponibilidade de habitat para as quatro categorias de vegetação abordadas (densidades alta, baixa, média e solo exposto). * = $p<0,05$.

Figura 5. Representação gráfica da relação uso do habitat e disponibilidade de habitat para as quatro categorias de vegetação abordadas (densidades alta, baixa, média e solo exposto) para cada um dos caprinos rastreados. Pontos acima da reta diagonal indicam habitat evitado e pontos abaixo da reta indicam habitat selecionado.

Figura 6. Mapa da distribuição de habitats adequados para forrageio caprinos domésticos (*Capra hircus*) no Parque Nacional do Catimbau (PE, Brasil) gerado através de Modelo Linear Generalizado. A adequação do habitat está representada de forma contínua.

Figura 7. Mapa da distribuição de habitats adequados para forrageio caprinos domésticos (*Capra hircus*) no Parque Nacional do Catimbau (PE, Brasil) gerado através de Modelo Linear Generalizado. A adequação do habitat aqui está representada de modo binário. O modelo estimou que 41% é potencialmente forrageada pelos caprinos.

3.9 Figuras

Figura 1

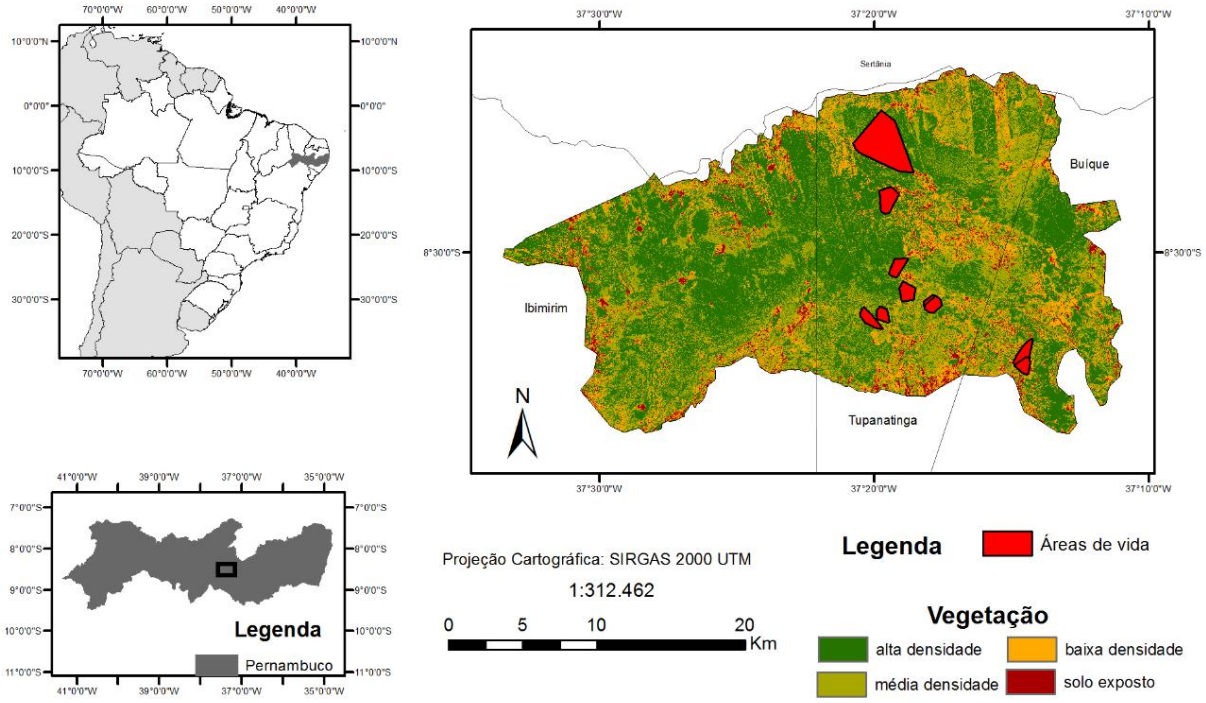


Figura 2.

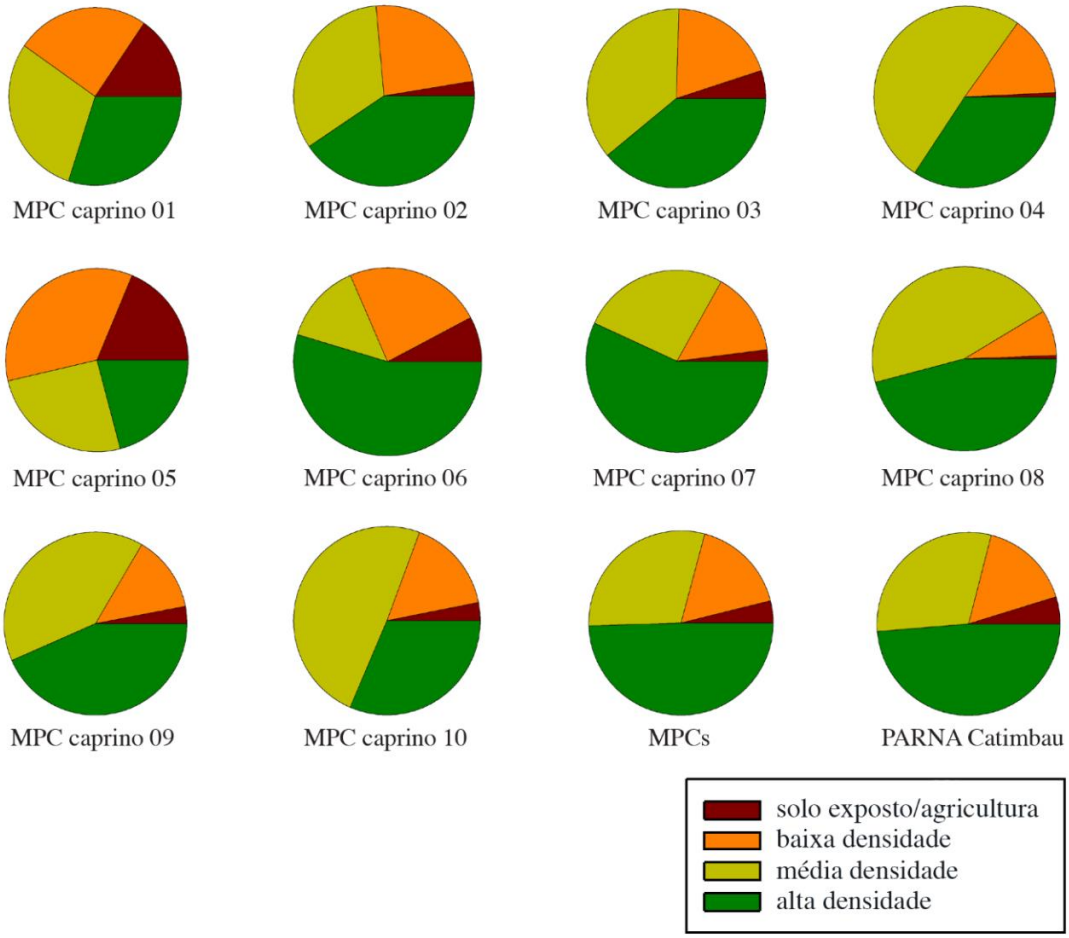

MPC caprino 01
MPC caprino 02
MPC caprino 03
MPC caprino 04
MPC caprino 05
MPC caprino 06
MPC caprino 07
MPC caprino 08
MPC caprino 09
MPC caprino 10
MPCs
PARNA Catimbau
solo exposto/agricultura
baixa densidade
média densidade
alta densidade

Figura 3.

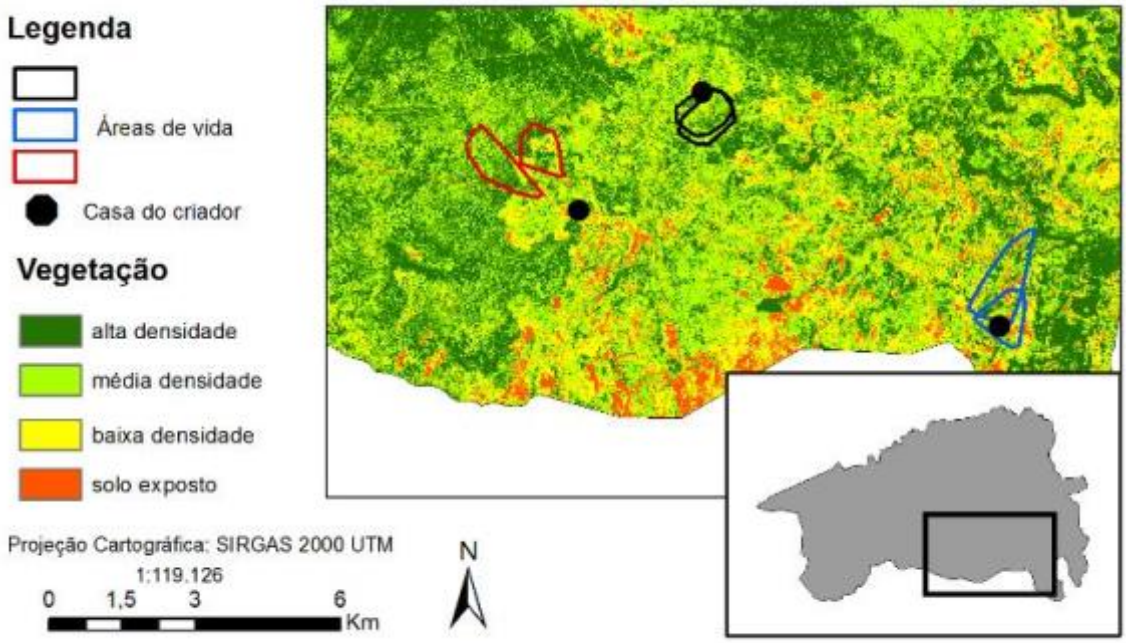

Legenda
Áreas de vida
Casa do criador
Vegetação
alta densidade
média densidade
baixa densidade
solo exposto
Projeção Cartográfica: SIRGAS 2000 UTM
1:119.126
0 1,5 3 6
Km
N

Figura 4.

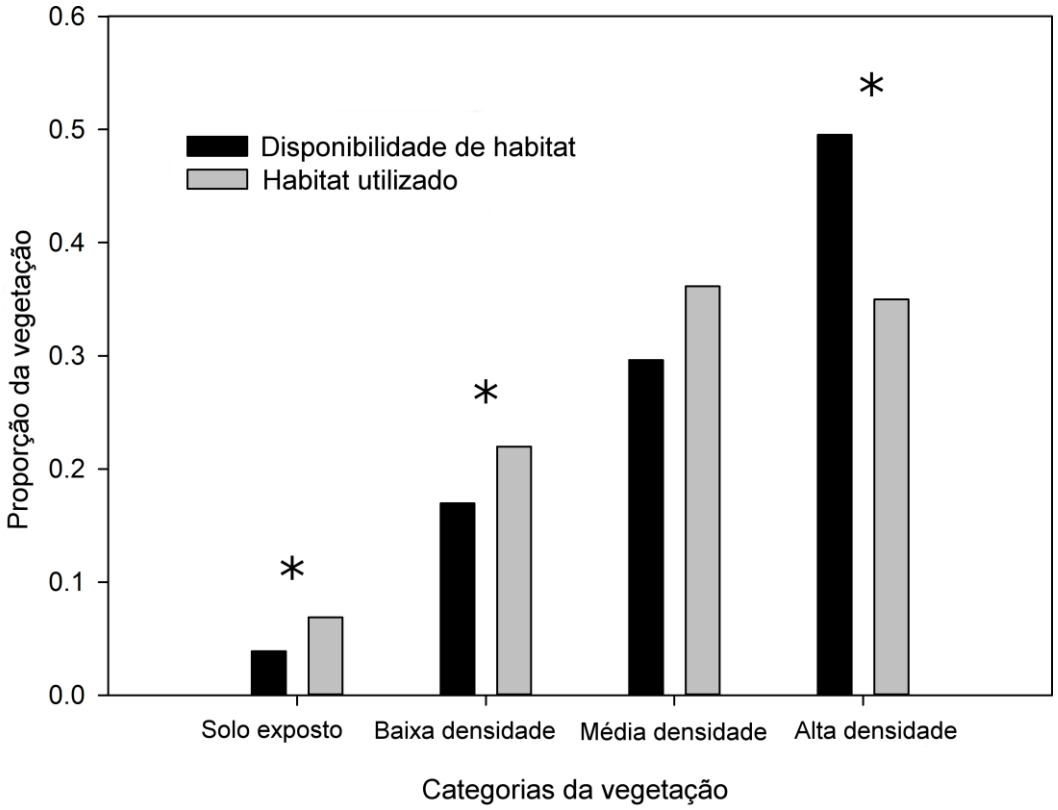

0.6
0.5
0.4
0.3
0.2
0.1
0.0
Proporção da vegetação
Disponibilidade de habitat
Habitat utilizado
*
*
*
Solo exposto
Baixa densidade
Média densidade
Alta densidade
Categorias da vegetação

Figura 5.

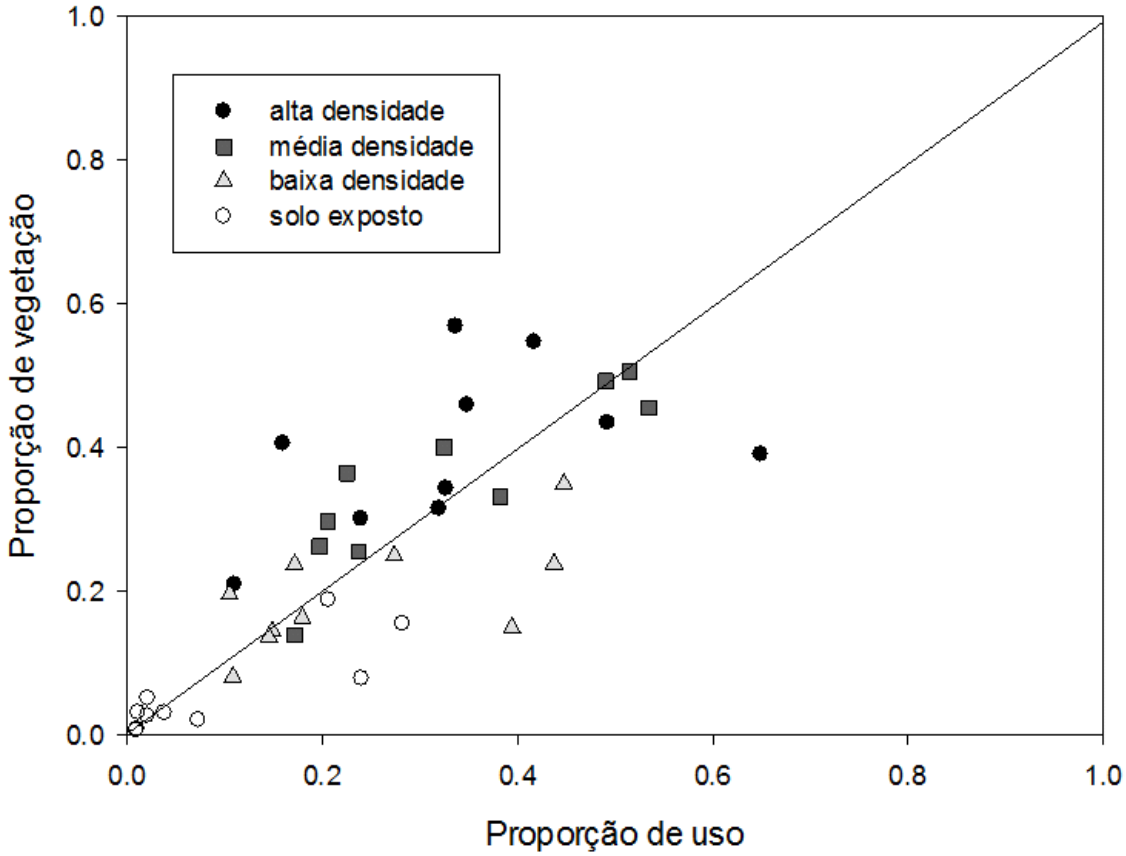

alta densidade
média densidade
baixa densidade
solo exposto
Proporção de vegetação
Proporção de uso
0.0
0.2
0.4
0.6
0.8
1.0

Figura 6.

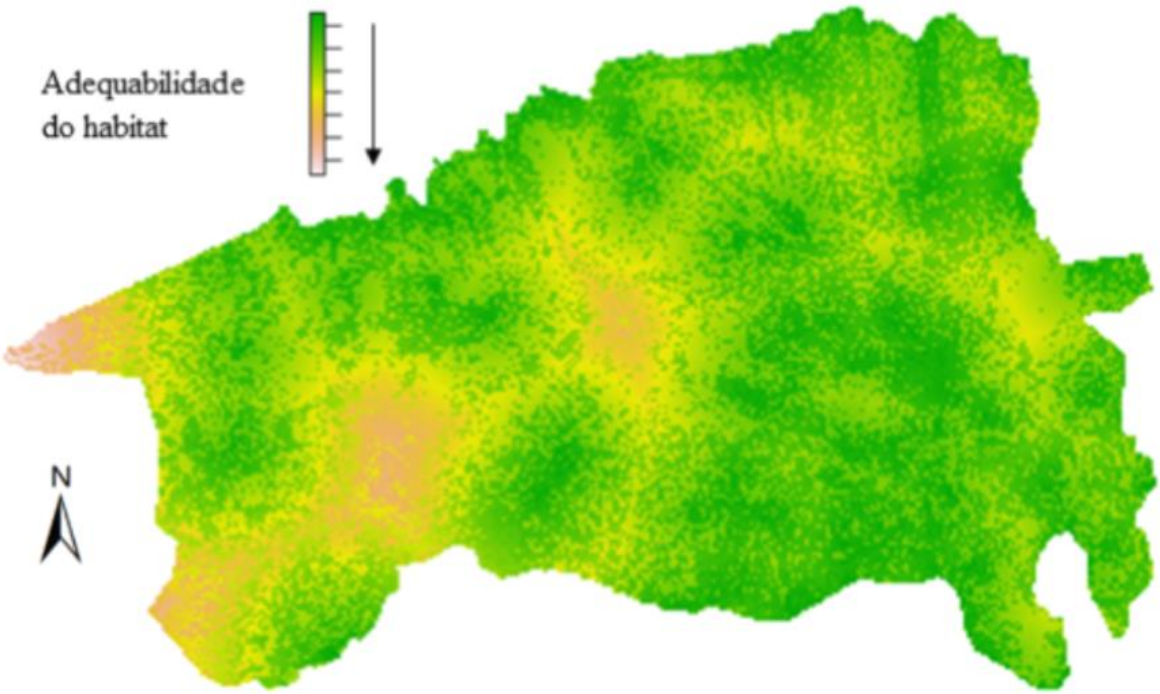
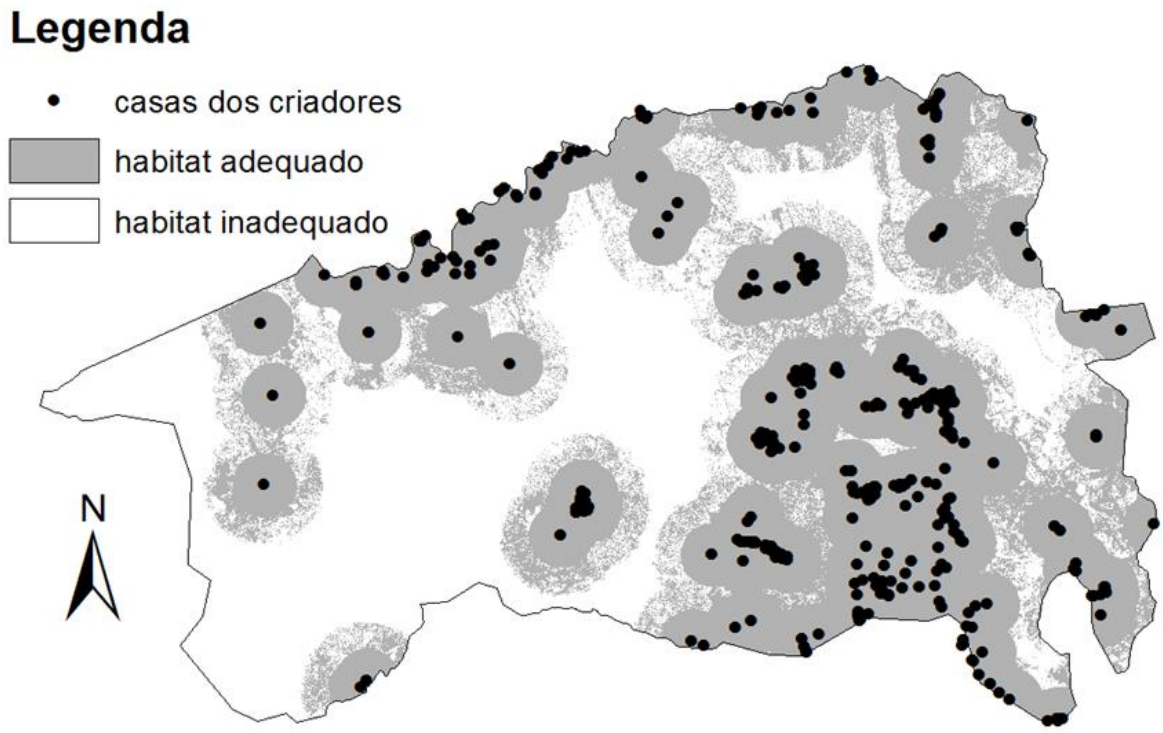


Figura 7.


Legenda
casas dos criadores
habitat adequado
habitat inadequado
N

4 CONCLUSÃO

Criados extensivamente, os caprinos domésticos apresentaram forrageio próximo às casas e uma preferência por áreas abertas com vegetação menos densa, o que sugere uma forte associação com áreas fragmentadas e exploradas por outras atividades. Assim, esse padrão nos permite inferir que, em situação de sobrepastejo, caprinos domésticos devem exercer, além do evidente impacto na biomassa vegetal, um importante papel na secundarização da Caatinga, em ambientes previamente e continuamente perturbados pelo homem

Apesar da preferência por ambientes abertos, mas a maior percentagem de ocorrência dos animais está no habitat de alta densidade (35% na floresta madura), visto que representa maior parte do território do Parque (ca. 50%). É razoável inferir que outras regiões de Caatinga com menores áreas de floresta madura e com forte caprinocultura, apresentam menor disponibilidade de sementes que, associado à grande pressão de pastejo em áreas abertas em regeneração, implicará em interrupção da sucessão.

O PARNA Catimbau nos forneceu um bom cenário para testarmos nossas hipóteses e metodologias e exibimos nesse trabalho uma boa dimensão espacial da extensão de potenciais impactos negativos de caprinos domésticos. Através da modelagem do uso da paisagem pelos caprinos domésticos, descrevemos um cenário que sugere que aproximadamente metade do Parque está sob influência de pastoreio por caprinos associados a assentamentos humanos. A partir da análise do mapa gerado pelo modelo, chamamos a atenção para a grande extensão de área potencialmente forrageada pelos caprinos na região oriental do parque, com maior adensamento humano. O padrão observado nos faz parecer claro que o uso da paisagem é generalizado apenas em locais com alta densidade humana.

Nosso levantamento na região estimou uma baixa densidade de caprinos nos limites do Parque, o que pode ser atribuído à forte escassez de chuvas nos últimos anos nas regiões Norte e principalmente Nordeste do Brasil. Apesar das baixas densidades, deve-se considerar que ambientes secos aparentam ser mais vulneráveis a perturbação durante o processo sucessional e que impacto de herbivoria possui maior efeito na produtividade das plantas e nas taxas de ciclagem de nutrientes em ambientes de solo pobre.

Além do aspecto ecológico, a questão socioeconômica é importante para tomadas de decisões e manejo. A criação extensiva de caprinos na Caatinga é uma das atividades

mais comumente realizadas pelo homem, representando um significativo alívio da pobreza. Além do mais, a pressão exercida por grandes herbívoros possui importante papel na manutenção de heterogeneidade estrutural de ecossistemas e de biodiversidade. Assim, em um quadro atual onde as paisagens dominadas pelo homem são cada vez mais comuns, os fatores socioeconômicos e ecológicos apresentados sugerem que, na Caatinga, a busca por melhores planos de controle de impacto de caprinos em ambientes naturais deve considerar o manejo de baixas densidades desses animais, como realizado em outros locais pelo mundo.

Nosso grupo de pesquisa, representado pelo LEVA (Laboratório de Ecologia Vegetal Aplicada, UFPE), em parceria com outros laboratórios e com apoio do PELD Catimbau (Projeto Ecológico de Longa Duração), está focado em obter mais dados de variáveis associadas à pressão humana na paisagem da Caatinga, assim como analisar os efeitos bióticos e abióticos. Em linhas gerais, parcelas permanentes estão estabelecidas no interior do PARNA Catimbau, selecionadas de acordo com um gradiente de perturbação e pluviosidade e servirão de base para outras pesquisas. Futuros resultados irão trazer mais luz sobre o impacto causado pela perturbação crônica na Caatinga. Um dos nossos primeiros resultados aponta que o forrageio desses animais não é capaz de alterar padrões de riqueza e composição da comunidade vegetal.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO FILHO, J. A. Manipulação da vegetação lenhosa da caatinga para fins pastoris. Sobral: **Embrapa-CNPC**, 1992.

AREVALO, J.R. et al. Effects of abandoning long-term goat grazing on species composition and species richness of pastures at La Gomera, Canary Islands. Spanish **J. Agric. Res**. 2011.

ASNER, G. P. et al. Grazing systems, ecosystem reponses, and global change. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 29, n. 1, p. 261 – 299. 2004.

ASNER, G.P. et al. Large-scale impacts of herbivores on the structural diversity of African savannas. **Proc. Natl. Acad. Sci**. U. S. A. 106, 4947–52, 2009.

BARAZA, E.; VALIENTE-BANUET, A. Seed dispersal by domestic goats in a semiarid thornscrub of Mexico. **J. Arid Environ**. 72, 1973–1976, 2008.

BARAZA, E.; VALIENTE-BANUET, A. Efecto de la exclusión de ganado en dos especies palatables del matorral xerófilo del Valle de Tehuacán, México. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 83, n. 4, p. 1145–1151. 2012.

BARDGETT, R.D.; WARDLE, D.A. Herbivore-mediated linkages between aboveground and belowground communities. **Ecology** 84, 2258–2268, 2003.

BARRETT, C. B.; TRAVIS, A. J.; DASGUPTA, P. On biodiversity conservation and poverty traps. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 34, p. 13907–13912. 2011.

BENGTSSON, J. et al. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of european forests. **Forest Ecology and Manageme\t**, v. 132, n. 1, p. 39–50. 2000.

BEYER, H. L. et al. The interpretation of habitat preference metrics under use-availability designs. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1550, p. 2245–54. 2010.

BROOKER, R. W. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 18 – 34. 2007.

BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, n. 3, p. 346–352. 1943.

CAGNACCI, F. et al. Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1550, p. 2157–2162. 2010.

CALENGE, C. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. **Ecol. Modell**. 197, 516–519, 2006.

CALENGE, C. Home Range Estimation in R : the adehabitatHR Package. Office 1–60, 2011.

CAMPBELL, K.; DONLAN, C. J. Feral Goat Eradications on Islands. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1362–1374. 2005.

CAVALCANTE, B. **Uso de recursos madeireiros em comunidades rurais em uma paisagem do semiárido nordestino**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

CHAPIN, F. S.; STARFIELD, A. M. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in Arctic Alaska. **Climatic Change**, v. 35, n. 4, p. 449–461. 1997.

CHENERY, H. B.; SRINIVASAN, T. N. Handbook of Development Economics. 1988.

COHEN, J. Weighted kappa: nominal scale agreement with provision for scaled disagreement or partial credit. **Psychol. Bull**. 70, 213–220, 1968.

COIMBRA-FILHO, A.F.; CÂMARA, I.G. Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil. **FBCN** (Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza), Rio de Janeiro, 1996.

COLEY, P. D. Herbivory and Defensive Characteristics of Tree Species in a Lowland Tropical Forest. **Ecological Monographs**, v. 53, n. 2, p. 209. 1983.

CONDE, D. A. et al. Sex matters: Modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. **Biological Conservation**, v. 143, n. 9, p. 1980–1988. 2010.

COUGHENOUR, M. B. Causes and consequences of herbivore movement in landscape ecosystems. In: GALVIN, K. A. et al. (Eds.). . **Fragmentation in Semi-Arid and Arid Landscapes - Consequences for Human and Natural Systems**. 1th. ed. Dordrecht: Springer, p. 45 – 91. 2008.

DANELL, K. et al. **Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation**. 1. ed. New York: Cambridge University Press, p. 505. 2006.

DE MAZANCOURT, C.; LOREAU, M.; ABBADIE, L. Grazing optimization and nutrient cycling: when do herbivores enhance plant production? **Ecology**, v. 79, n. 7, p. 2242–2252. 1998.

DE VIVO, M.; CARMIGNOTTO, A. P. Holocene vegetation change and the mammal faunas of South America and Africa. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 6, p. 943–957. 2004.

DIAMOND, J. Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. **Nature** 418, 700–707, 2002.

DOUGHTY, C. E.; WOLF, A.; MALHI, Y. The legacy of the Pleistocene megafauna extinctions on nutrient availability in Amazonia. **Nature Geoscience**, v. 6, n. 9, p. 761–764. 2013.

FAO. 1993. El papel de los animales domesticos en el control de la desertificacion. PNUD/FAO, Oficina Regional de La Fao para America Latina Y el Caribe, Santiago.

FERRARO, P. J.; HANAUER, M. M.; SIMS, K. R. E. Conditions associated with protected area success in conservation and poverty reduction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 34, p. 13913–13918. 2011.

FIGUEIREDO, L. S.; RODAL, M. J. N; MELO, A. L. Florística e fitossociologia de uma área de vegetação arbustiva caducifólia espinhosa no município de Buíque – Pernambuco. Naturalia 25: 205-224, 2000.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 3, p. 265–280. 2007.

FRITZ, H.; LOISON, A. Large herbivores across biomes. In: DANELL, K. et al. (Eds.). . **Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation**. 1th. ed. Cambridge University Press, p. 19 – 59. 2006.

GANGOSO, L. et al. Contradiction in conservation of island ecosystems: Plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary Islands. **Biodivers. Conserv**. 15, 2231–2248, 2006.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world**.** **Ecology Letters**, 2009.

GARGLIO, M. A. et al. Usos sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. 2th ed. Brasília: **Serviço Florestal Braileiro**, 2010. p. 368

GIBBS, H. K. et al. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 38, p. 16732–16737. 2010.

GILL, J. L. Ecological impacts of the late Quaternary megaherbivore extinctions. **New Phytologist**, v. 201, n. 4, p. 1163–1169. 2014.

GILL, R. The influence of large herbivores on tree recruitment and forest dynamics. In: DANELL, K. et al. (Eds.). . **Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation**. 1th. ed. Cambridge: Cambridge University Press. p. 170 – 202. 2006.

GROSS, J. E. et al. GIS-based habitat models for mountain goats. **Journal of Mammalogy**, v. 83, n. 1, p. 218–228. 2002.

GRÜNWALDT, E. G.; PEDRANI, A. R.; VICH, A. I. Goat grazing in the arid piedmont of Argentina. **Small Ruminant Research**, v. 13, n. 3, p. 211–216. 1994.

HENDERSON, S.; DAWSON, T. P. Alien invasions from space observations: detecting feral goat impacts on Isla Isabela, Galapagos Islands with the AVHRR. **International Journal of Remote Sensing**, v. 30, n. 2, p. 423–433. 2009.

HIJMANS, R.J., ELITH, J. Species distribution modeling with R Introduction, October. **Environmental Science & Policy**, University of California Davis, 2013.

HOBBS, R. J. et al. Novel ecosystems : theoretical and management aspects of the new ecological world order. p. 1–7, 2006.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E. S.; HALL, C. M. **Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order**. John Wiley and Sons, 2013.

HOEKSTRA, J. M. et al. Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, v. 8, n. 1, p. 23–29, 2005.

IBGE, 2012. Produção de pecuária municipal 2011. Rio de Janeiro.

IBGE, 2013. Produção de pecuária municipal 2012. Rio de Janeiro.

IBGE. **Produção de pecuária municipal 2012**. Rio de Janeiro. 2013.

JOHNSON, C. J.; SEIP, D. R.; BOYCE, M. S. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2, p. 238–251. 2004.

JOHNSON, D. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology** 61, 65–71, 1980.

KIE, J. G. et al. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1550, p. 2221–31. 2010.

KING, D. Home Ranges of Feral Goats in a Pastoral Area in Western Australia. **Wildl. Res**, 1992.

KOSGEY, I. S. et al. Small ruminant production in smallholder and pastoral/extensive farming systems in Kenya. **Small Ruminant Research**, v. 77, n. 1, p. 11–24. 2008.

LAURANCE, W. F.; USECHE, D. C. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. **Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1427–37. 2009.

LAURANCE, W. F.; WRIGHT, S. J. New insights into the tropical biodiversity crisis. Introduction. **Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1382–5. 2009.

LAWRENCE, D. et al. Ecological feedbacks following deforestation create the potential for a catastrophic ecosystem shift in tropical dry forest. **Proceedings of the National**

Academy of Sciences of the United States of America, v. 104, n. 52, p. 20696–701. 2007.

LEAL, I. R. et al. **Changing the course of biodiversity conservation in the caatinga of northeastern BrazilConservation Biology**, 2005.

LEAL, I. R.; VICENTE, A.; TABARELLI, M. Herbivoria por caprinos na caatinga da região de xingó: uma análise preliminar. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Eds.). . **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 1. ed. Recife: Editora Universitária, UFPE, p. 695–716. 2003.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Successional Change and Resilience of a Very Dry Tropical Deciduous Forest Following Shifting Agriculture. **Biotropica**, v. 40, n. 4, p. 422–431. 2008.

MACHUGH, D. E.; BRADLEY, D. G. Livestock genetic origins: goats buck the trend. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 98, n. 10, p. 5382–5384. 2001.

MADHUSUDAN, M. D. The Global Village: Linkages between International Coffee Markets and Grazing by Livestock in a South Indian Wildlife Reserve. **Conservation Biology**, v. 19, n. 2, p. 411–420. 2005.

MALHI, Y. et al. African rainforests: past, present and future. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 368, n. 1625, p. 2-10. 2013.

MANCILLA-LEYTÓN, J. M.; PINO MEJÍAS, R.; MARTÍN VICENTE, A. Do goats preserve the forest? Evaluating the effects of grazing goats on combustible Mediterranean scrub. **Applied Vegetation Science**, v. 16, n. 1, p. 63–73. 2013.

MÅREN, I. E.; VETAAS, O. R. Does Regulated Land Use Allow Regeneration of Keystone Forest Species in the Annapurna Conservation Area, Central Himalaya. **Mountain Research and Development**, v. 27, n. 4, p. 345–351. 2007.

MARON, J. L.; CRONE, E. Herbivory: effects on plant abundance, distribution and population growth. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 273, n. 1601, p. 2575–84. 2006.

MARRIOTT, C. A. et al. Long-term impacts of extensive grazing and abandonment on the species composition, richness, diversity and productivity of agricultural grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 134, n. 3-4, p. 190–200. 2009.

MARTORELL, C.; PETERS, E. M. Disturbance-response analysis: a method for rapid assessment of the threat to species in disturbed areas. **Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology**, v. 23, n. 2, p. 377–387. 2009.

MEDEIROS, L.P. et al. Caprinos: princípios básicos para a sua exploração. **EMBRAPA - CPAMN/SPI**, Teresina, 1994

MEHTA, V. K. et al. Ecosystem impacts of disturbance in a dry tropical forest in southern India. **Ecohydrology**, v. 1, n. 2, p. 149–160, 2008.

MELO, F. P. L. DE; PINTO, S. R. R.; TABARELLI, M. Abundância de Biodiversidade. **Scientific American Brasil**, v. 39, p. 60–65, 2010.

MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 8, p. 462–8. 2013.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 50–60. 2006.

MILES, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491–505, 2006.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco/ Fundação de Apoio ao desenvolvimento/ Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas. EMBRAPA/Semiárido. MMA/SBF. Brasília.

MOHR, C.O. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. **Am. Midl. Nat**. 37, 223–249, 1947.

MOSER-NØRGAARD, P.M.; DENICH, M. Influence of livestock on the regeneration of fodder trees along ephemeral rivers of Namibia. **J. Arid Environ**. 75, 371–376, 2011.

MURCIA, C. et al. A critique of the “novel ecosystem” concept. **Trends in Ecology and Evolution**, 2014.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of Tropical Dry Forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 67–88, 1986.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

OBA, G. Effects of excluding goat herbivory on Acacia tortilis woodland around pastoralist settlements in northwest Kenya. **Acta Oecologica**, v. 19, n. 4, p. 395–404. 1998.

OGADA, M. O. et al. Limiting Depredation by African Carnivores: The Role of Livestock Husbandry. **Conservation Biology**, v. 17, n. 6, p. 1521–1530, 2003.

OLFF, H.; RITCHIE, M. E. Effects of herbivores on grassland plant diversity. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 13, n. 7, p. 261–265. 1998.

OLIVEIRA, J. A.; GONÇALVES, P. R.; BONVICINO, C. R. Mamíferos da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Eds.). . **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 1. ed. Recife: Editora Universitária UFPE. p. 275 – 336. 2003

PEARCE, J.; FERRIER, S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. **Ecol. Modell**. 133, 225–245, 2000.

PECO, B.; SÁNCHEZ, A. M.; AZCÁRATE, F. M. Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 113, n. 1-4, p. 284–294. 2006.

PENNINGTON, R. T. et al. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. p. 261–273, 2000.

PEREVOLOTSKY, A. et al. Diet selection in dairy goats grazing woody Mediterranean rangeland. **Applied Animal Behaviour Science**, v. 57, n. 1-2, p. 117–131. 1998.

PEREVOLOTSKY, A., HAIMOV, Y. The effect of thinning and goat browsing on the structure and development of Mediterranean woodland in Israel. **For. Ecol. Manage**. 49, 61–74, 1992

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Aust. J. Bot.** 61, 167–234, 2013.

PERSSON, I.; DANELL, K.; BERGSTROM, R. Disturbance by large herbivores in boreal forests with special reference to moose. Ann. Zool. Fennici 37, 251–263, 2000.

PRADO, D. E. As Caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. DA (Eds.). . **Ecologia e Conservação da Caatinga**. 1. ed. Recife: Editora Universitária UFPE, 2003. p. 3 – 74.

QUESADA, M. et al. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 1014–1024. 2009.

REID, R. S.; GALVIN, K. A.; KRUSKA, R. S. Global significance of extensive grazing lands and pastoral societies: an introduction. In: GALVIN, K. A. et al. (Eds.). . **Fragmentation in Semi-Arid and Arid Landscapes - Consequences for Human and Natural Systems**. 1. ed. Dordrecht: Springer. p. 1 – 24. 2008.

REID, R.S.; ELLIS, J.E. Impacts of pastoralists on woodlands in South Turkana, Kenya: Livestock-mediated tree recruitment. **Ecol. Appl.** 5, 978–992, 1995.

RICKLEFS, R. E. American Society of Naturalists Sewall Wright Award Winner Address *. v. 172, n. 6, p. 741–750, 2008.

RIGINOS, C.; GRACE, J.B. Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: bottom-up vs. top-down effects. Ecology 89, 2228–2238, 2008.

RODAL, M. J. N. et al. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. Rev. Bras. Biol. 58: 517-526, 1998.

ROONEY, T. P.; WALLER, D. M. Direct and indirect effects of white-tailed deer in forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, v. 181, n. 1-2, p. 165–176. 2003.

RUTTER, S. M. Behaviour of Sheep and Goats. In: JENSEN, P. (Ed.). . **The Ethology of Domestic Animals: An introductory text**. 1th. ed. CABI, p. 145 – 158. 2002.

SAGAR, R.; SINGH, J. S. Local plant species depletion in a tropical dry deciduous forest of northern India. **Environmental Conservation**, v. 31, n. 1, p. 55–62. 2004.

SAMPAIO, E. V. S. B et al. Vegetação e Flora da Caatinga. Recife**. Associação de Plantas do Nordeste (APNE) e Centro Nordestino de Informações sobre Plantas (CNIP)**, 2002.

SAMPAIO, W.B. et al. Perspectivas para a Caprinocultura no Brasil: o Caso de Pernambuco. XLIV Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, Fortaleza, Brazil. **Questões Agrárias, Educação no Campo e Desenvolvimento**, 2006.

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. et al. Research priorities for neotropical dry forests. **Biotropica**, v. 37, n. 4, p. 477–485. 2005.

SANDERSON, E. W. et al. The Human Footprint and the Last of the Wild. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 891. 2002.

SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260. 2008.

SANTOS, J. C. et al. Caatinga : the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. v. 4, n. 3, p. 276–286. 2011.

SEVERSON, K. E.; DEBANO, L. F. Influence of Spanish goats on vegetation and soils in Arizona chaparral. **Journal of Range Management**, v. 44, n. 2, p. 111–117. 1991.

SHAHABUDDIN. Assessing Ecological Sustainability of Non-Timber Forest Produce Extraction: The Indian Scenario. **Conservation and Society**, v. 2, n. 2, p. 235. 2004.

SHRADER, A.M. et al. Do free-ranging domestic goats show “landscapes of fear”? Patch use in response to habitat features and predator cues. **J. Arid Environ.** 72, 1811–1819, 2008.

SILANIKOVE, N. The physiological basis of adaptation in goats to harsh environments. **Small Ruminant Research**, v. 35, n. 3, p. 181–193. 2000.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1–2. 1998.

SNE – Sociedade Nordestina de Ecologia. 2002. Proposta para Criação do Parque Nacional do Catimbau/PE. 151 p.

STEINFELD, H. et al. **Livestock’s Long Shadow**. [s.l.] Food and Agriculture Organization of the United Nations. v3 p. 1–377. 2006

TABARELLI, M. et al. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119–127. 1999.

TABARELLI, M. Tropical Biodiversity in Human-Modified Landscapes: What is our Trump Card? **Biotropica** 42, 553–554, 2010.

TABARELLI, M.; LOPES, A.; PERES, C. Edge effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early Successional System. **Biotropica**, v. 40, n. 6, p. 657–661. 2008.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165–176. 2002.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological Conservation**, v. 155, p. 136–140. 2012.

TILMAN, D. et al. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes, 1997.

TILMAN, D.; LEHMAN, C. Human-caused environmental change: Impacts on plant diversity and evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 98, n. 10, p. 5433–5440. 2001.

TREJO, I. Deforestation of seasonally dry tropical forest a national and local analysis in Mexico. **Biological Conservation**, v. 94, n. 2, p. 133–142. 2000.

VAN DER WAAL, C. et al. Large herbivores may alter vegetation structure of semi-arid savannas through soil nutrient mediation. **Oecologia**, v. 165, n. 4, p. 1095–1107. 2011.

VASCONCELOS-SOBRINHO, J. Processos de desertificação no Nordeste. Relatório Técnico, **SUDENE**, Recife, 1983.

VENTURA, D.J. **Impacto do forrageio de ovinos e caprinos sobre a comunidade de plantas regenerantes em florestas secas.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

VILLARREAL-BARAJAS, T.; MARTORELL, C. Species-specific disturbance tolerance, competition and positive interactions along an anthropogenic disturbance gradient. **Journal of Vegetation Science**, v. 20, n. 6, p. 1027–1040. 2009.

WORTON, B.J. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. **Ecology** 70, 164–168, 1989.

WRIGHT, J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, p. 1–14. 2002.

WRIGHT, S. J. et al. Poverty and corruption compromise tropical forest reserves. **Ecological Applications**, v. 17, n. 5, p. 1259–1266. 2007.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in ecology & evolution**, v. 20, n. 10, p. 553–60. 2005.

ZEDER, M. A. The Initial Domestication of Goats (Capra hircus) in the Zagros Mountains 10,000 Years Ago. **Science**, v. 287, n. 5461, p. 2254–2257. 2000.

ANEXO

Guide for authors Journal of Arid Environments

Your Paper Your Way

We now differentiate between the requirements for new and revised submissions. You may choose to submit your manuscript as a single Word or PDF file to be used in the refereeing process. Only when your paper is at the revision stage, will you be requested to put your paper in to a 'correct format' for acceptance and provide the items required for the publication of your article.

To find out more, please visit the Preparation section below.

Introduction

Aims and Scope

The Journal of Arid Environments is an international journal publishing original scientific and technical research articles on physical, biological and cultural aspects of arid, semi-arid, and desert environments. As a forum of multi-disciplinary and interdisciplinary dialogue it addresses research on all aspects of arid environments and their past, present and future use.

Research Areas include:

- Paleoclimate and Paleoenvironments
- Climate and Climate Change
- Hydrological processes and systems
- Geomorphological processes and systems
- Soils (physical and biological aspects)
- Ecology (Plant and Animal Sciences)
- Anthropology and human ecology (archaeology, sociology, ethnobotany, human adaptations,etc. Agriculture Land use grazing, mining, tourism, etc)
- Land use (agronomy, grazing, mining, tourism, etc)
- Conservation (theory, policy, sustainability, economics, heritage)
- Land degradation (desertification) and rehabilitation
- Environmental monitoring and management

Versão completa disponível em: http://www.elsevier.com/journals/journal-of-arid-