



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Estado de conservação e modelagem da abundância de
populações de coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.)
Becc.) em gradientes ambientais e antrópico

Dannyel Sá Pereira da Silva

PhD Aldicir Scariot
Orientador



Dissertação apresentada ao
Programa de Pós Graduação em
Ecologia como requisito parcial
para a obtenção do título de
Mestre em Ecologia

Brasília, DF
Abril de 2012

Dannyel Sá Pereira da Silva

Estado de conservação e abundância de coquinho-azedo (*Butia capitata*
(Mart.) Becc.) em gradientes ambientais e antrópico

Dissertação aprovada junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade de Brasília como requisito parcial para obtenção do título de
Mestre em Ecologia.

Banca examinadora:

PhD Aldicir Scariot
Orientador – Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia

Dr^a Isabel Belloni Schmidt
Membro Titular – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos
Naturais Renováveis (Ibama)

PhD Marcelo Fragomeni Simon
Membro Titular – Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia

Dr. John Du Vall Hay
Suplente – Universidade de Brasília

Brasília, DF
20 de abril de 2012

*Sertão é isto: o senhor empurra para trás,
mas de repente ele volta a rodear o senhor pelos lados*

J. G. Rosa

Aos inconformados,
que não se acomodam

Agradecimentos:

Ao Aldicir pela orientação dedicada e competente, pela disposição e paciência, pelo estímulo, ambição, confiança e amizade.

Às queridas mulheres da minha vida, mãe e irmãs, pelo apoio irrestrito e confiança.

Aos grandes amigos do Laboratório de Ecologia e Conservação e do PBE em si pela colaboração acadêmica para a realização deste trabalho, e também pelas horas de distração produtiva, conselhos e alegrias que ensinaram muito:

Aelton, parceiro de empreitada na capital, desde o começo dessa jornada quebrando galhos. Ajudou muito! Desde não deixar que minha casa fosse debaixo de uma tesourinha, passando pelas viagens de campo catando coquinho, quebrando a cabeça com a estatística (e com o R!) e por fim com as idéias e conceitos abordados neste trabalho.

Ao Xitão pelas divagações e elucubrações ecológicas, matemáticas, estatísticas, políticas e ‘revolucionárias’.

À Belinha pelos conselhos, revisão do manuscrito e conselhos para vida.

Ao Victor pelas dicas para entender o coquinho-azedo e pela ajuda no campo.

Ao Daniel pelas oportunidades de conciliar as atividades da dissertação com outras áreas acadêmicas que também me interessam muito, por chamar a atenção para outras interpretações e, principalmente, para as contestações às interpretações já ‘consolidadas’. Ajudou muito a analisar e a entender essa Brasília maluca em todos os sentidos e, por isso foi muito importante para a adaptação em terras candangas.

Ao Bruno Walter pelas opiniões filosóficas sobre tudo e pelas contribuições ao caráter.

Ao Luciano Bianchetti pelas dicas botânicas.

Ao Sérgio Noronha pela ajuda no mapa e com os dados do IBGE, e também pelas aulas de geotecnologias e afins.

Ao Juarez, Nilton e Gledson, que suaram a camisa debaixo do sol do Cerrado.

Aos amigos Gustavo e Rodrigo que seguraram a onda e não deixaram a casa desmoronar (literalmente) com as minhas ausências nos afazeres domésticos durante a escrita e pela convivência diária.

Aos amigos da grande família ‘asa norte quatrocentista’ e da UnB, que fizeram a vida em Brasília muito mais agradável e divertida, com muita cerveja, música, banquetes de fim de semana e engajamento acadêmico: Aninha, Erika, Daniel, Tati, Gustavo, Rodrigo, Aelton, Natália, Klécia, Nataly, Gabriel, Lucas, Léo, Ju e Regina. E também pelo respaldo médico eventual nos assuntos futebolísticos: Daniel, Léo e Ju!

Ao Centro de Agricultura Alternativa do Norte de Minas Gerais pelo auxílio na procura das áreas de estudo.

Aos agricultores que permitiram que este trabalho fosse realizado em suas propriedades.

Ao Guarino R. Colli e à Joseane Padilha pela assistência imprescindível nas análises estatísticas e paciência com as dúvidas.

Aos membros da banca por aceitarem o convite e revisaram o trabalho com muita dedicação.

À Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia pelo apoio financeiro e logístico.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas concedidas.

Sumário

Agradecimentos:.....	iv
Lista de Figuras	vii
Lista de Tabelas	viii
Resumo	xi
Abstract.....	xii
1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 BIBLIOGRAFIA	3
1 INTRODUÇÃO.....	8
2 MÉTODOS.....	10
2.1 Espécie	10
2.2 Caracterização das áreas de estudo	11
2.3 Amostragem das populações.....	16
2.4 Análises.....	19
2.4.1 Redução de variáveis e análises exploratórias.....	19
2.4.2 Estrutura populacional.....	20
2.4.3 Abundância de estádios ontogenéticos em gradientes ecológicos e antrópico	22
2.4.3.1 Seleção de modelos	23
2.4.3.2 Avaliação do desempenho dos modelos.....	25
3 RESULTADOS	25
3.1 Redução de variáveis e análises exploratórias das variáveis explanatórias.....	25
3.2 Caracterização das áreas de estudo	27
3.3 Estrutura populacional	32
3.4 Abundância de estádios ontogenéticos em gradientes ecológicos e antrópico	38
4 DISCUSSÃO.....	46
4.1 Estrutura de populações em diferentes perturbações antrópicas.....	46
4.2 Abundância de estádios ontogenéticos em gradientes ecológicos e antrópico	49
5 IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO.....	53
6 BIBLIOGRAFIA	53
7 ANEXOS	64

Lista de Figuras

Figura 1. Localização das 14 populações de <i>B. capitata</i> estudadas nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. Números referem-se às populações amostradas (Tabela 1).....	12
Figura 2. Estádios ontogenéticos de <i>B. capitata</i> definidos de acordo com caracteres morfológicos da folha e estruturas reprodutivas. A = <i>Plântula</i> ; B = <i>Infantil</i> ; C = <i>Jovem</i> ; D = <i>Adulto</i>	18
Figura 3. Correlações entre as variáveis explanatórias. COB = porcentagem de cobertura vegetal; DECL = declividade média; EXT = índice relativo de extrativismo de frutos; HERB = índice relativo de criação de gado; PREC = média de precipitação anual de 1998 a 2007.	27
Figura 4. Distribuição dos pontos correspondentes às áreas definidos pelos dois primeiros componentes principais para a textura do solo.	29
Figura 5. Distribuição dos pontos correspondentes às áreas definidos pelos dois primeiros componentes principais para a fertilidade do solo.	31
Figura 6. Proporção de indivíduos por estágio ontogenético em 14 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. P = <i>Plântula</i> , I = <i>Infantil</i> , J = <i>Jovem</i> , A = <i>Adulto</i>	34
Figura 7. Estruturas de tamanho em intervalos de 20 cm em 14 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais em ordem decrescente de <i>b</i> . Última classe de altura é composta por indivíduos maiores que 200 cm.	35
Figura 8. Frequências de valores de <i>b</i> obtidas por meio de 10.000 re-amostragens por <i>bootstrap</i> dos valores de <i>b</i> estimados pelo ajuste não linear entre a frequência de indivíduos (<i>y</i>) e o ponto médio das classes de tamanho (<i>x</i>). Linhas estão dispostas nos valores de <i>b</i> da população referida. Asteriscos (*) indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.	37
Figura 9. Gráficos quasi-Poisson de probabilidade para inspeção dos melhores MLGs ajustados para as variáveis resposta (a) densidade de plântulas, (b) densidade de infantis, (c) densidade de jovens e (d) densidade de adultos.....	66

Lista de Tabelas

Tabela 1. Principais características das 14 populações de <i>B. capitata</i> estudadas nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais.	17
Tabela 2. Variáveis selecionadas e respectivas definições para elaboração de modelos representativos das hipóteses estabelecidas <i>a priori</i> sobre a relação entre a densidade dos estádios ontogenéticos de <i>B. capitata</i> e as variáveis dos gradientes ecológicos e antrópico.	24
Tabela 3. Auto-valores dos dois primeiros componentes principais (CP1 e CP2) da PCA realizada com as variáveis de fertilidade do solo.	26
Tabela 4. Auto-vetores das variáveis de fertilidade do solo.	26
Tabela 5. Caracterização abiótica e do regime de manejo de 14 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. COB = porcentagem de cobertura vegetal; DECL = declividade média; EXT = índice relativo de extrativismo de frutos; HERB = índice relativo de criação de gado; PREC = média de precipitação anual de 1998 a 2007.	28
Tabela 6. Scores das 14 áreas de estudo em relação ao primeiro componente principal (CP1) obtidos na PCA com as variáveis granulométricas do solo.	30
Tabela 7. Scores das 14 áreas de estudo em relação ao primeiro e segundo componentes principais (CP1 e CP2) obtidos na PCA com as variáveis de fertilidade do solo.	32
Tabela 8. Densidades estimadas (número de indivíduos por hectare) em 14 populações de <i>B. capitata</i> estudadas nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais.	33
Tabela 9. Coeficiente de simetria (g_1) e resultados dos ajustes do modelo exponencial negativo às distribuições de indivíduos em classes de tamanho das 14 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. a = intercepto no eixo y , b = inclinação da curva, EP = erro padrão e R^2 = coeficiente de determinação. Estimativas seguidas de asterisco (*) indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.	36
Tabela 10. Ranking dos cinco melhores modelos candidatos que descrevem a relação da densidade de cada estágio ontogenético com os gradientes ecológicos e antrópico em 13 populações <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. COB = porcentagem de cobertura vegetal; DECL = declividade média;	

HERB = índice relativo de criação de gado; PREC = média de precipitação anual de 1998 a 2007; REP = densidade de adultos conspécíficos.....	39
Tabela 11. Avaliação quantitativa e estimativa dos parâmetros (β) das variáveis componentes dos melhores modelos para a relação da densidade de plântulas em 13 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.	41
Tabela 12. Comparação entre os três melhores modelos após os demais modelos terem sido descartados.....	41
Tabela 13. Estimativas dos parâmetros obtidas por máxima verossimilhança pelo modelo ponderado em função da probabilidade dos dois melhores modelos para a relação da densidade de plântulas em 13 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.....	42
Tabela 14. Avaliação quantitativa e estimativa dos parâmetros (β) das variáveis componentes dos dois melhores modelos para a relação da densidade de infantis em 13 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.	43
Tabela 15. Comparação entre os quatro melhores modelos após os demais modelos terem sido descartados.....	43
Tabela 16. Estimativas dos parâmetros obtidas por máxima verossimilhança pelo modelo ponderado em função da probabilidade dos quatro melhores modelos para a relação da densidade de infantis em 13 populações de coquinho-azedo (<i>B. capitata</i>) nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas.....	44
Tabela 17. Avaliação quantitativa e estimativa dos parâmetros (β) das variáveis componentes dos dois melhores modelos para a relação da densidade de jovens em 13 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.	44
Tabela 18. Comparação entre os quatro melhores modelos após os demais modelos terem sido descartados.....	45
Tabela 19. Estimativas dos parâmetros obtidas por máxima verossimilhança pelo modelo ponderado em função da probabilidade dos quatro melhores modelos para a relação da densidade de jovens em 13 populações de <i>B. capitata</i> nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativa em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.....	45

Tabela 20. Resultados das análises físico-químicas dos solos das 14 de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Norte e Noroeste de Minas Gerais. P = fósforo (ppm); Ca = cálcio (mE/100ml); Mg = magnésio (mE/100ml); K = potássio (mE/100ml); Na = sódio (mE/100ml); Al = alumínio (mE/100ml); Acidez = acidez potencial (H + Al) (mE/100ml); SB = soma de bases (mE/100ml); CTC = capacidade de troca catiônica (mE/100ml); V = saturação por bases (%); SatAl = saturação por alumínio (%); SatNa = saturação com sódio (%); C = carbono orgânico (g/kg); MO = matéria orgânica (g/kg).

..... 64

Tabela 21. Matriz de interações para caracterização dos impactos antrópicos sobre as 14 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Norte e Noroeste de Minas Gerais..... 65

Resumo

Estudos da vegetação em gradientes ecológicos e antrópicos podem fornecer informações essenciais para a gestão dos recursos naturais, especialmente sobre as espécies que ocorrem em ecossistemas sob mudanças rápidas no uso da terra e nas práticas de manejo. As palmeiras tropicais são bons modelos para examinar a relação entre o hábitat e a abundância das populações, assim como a resiliência e impacto das perturbações em populações de espécies que ocorrem em regiões com alta biodiversidade. Este estudo investiga o estado de conservação de diversas populações em escala regional em diferentes intensidades de extrativismo de frutos e criação de gado, assim como a importância relativa dos gradientes ecológicos para a abundância de populações de *Butia capitata* (Mart.) Becc., uma palmeira endêmica do Cerrado de grande importância econômica e cultural. Utilizou-se o coeficiente de simetria (*skewness*) das distribuições de classes de tamanho e o ajuste a modelos exponenciais negativos para descrever e comparar as distribuições de classes de tamanho e inferir o estado de conservação das populações estudadas. A relação entre a abundância dos estádios ontogenéticos com as variáveis ambientais foi obtida por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLMs) sob a abordagem de múltiplas hipóteses. Dentre as populações estudadas, a maioria impactada pelo extrativismo de frutos e pela criação extensiva de gado possuiu distribuições de classes de tamanho em formato J-reverso. A regeneração natural foi nula ou escassa em áreas com manejo intenso da terra. A fertilidade e a textura do solo foram importantes para a abundância de plântulas, e a precipitação média anual foi importante para a abundância de juvenis, e devem ser variáveis consideradas para ações de restauração e conservação das populações. Este estudo fornece informações importantes sobre este produto florestal não-madeireiro do Cerrado, e ressalta a relevância de executar estudos em condições que representam a realidade da presença humana na paisagem. O manejo da terra e as práticas de manejos de *B. capitata* praticados pela maioria dos agricultores familiares das regiões estudadas podem manter populações auto-regenerantes de *B. capitata* mesmo em áreas com múltiplos usos, e sua exploração sustentável pode contribuir para constituir estratégias de conservação *in situ* da biodiversidade por meio do uso.

Palavras chave: Cerrado, produtos florestais não madeireiros, ecologia de palmeiras, savana, estrutura de tamanho, estádios ontogenéticos, manejo.

Abstract

Vegetation studies in ecological and anthropogenic gradients can provide essential information for natural resource management, especially about species occurring in ecosystems under intense and fast land use and management changes. Tropical palm trees have great potential to be a proxy to examine the relationship between habitat and population abundance, and the role of disturbance to population persistence. This study investigates the conservation status of several populations in regional scale of the endemic palm *Butia capitata* (Mart.) Becc. under different intensities of fruit harvest and cattle grazing, and the relative importance of ecological and anthropogenic gradients on abundance patterns. Skewness coefficient and the negative exponential fitting to population size structures were used to describe, compare and infer conservation status of the populations studied. Generalized linear models (GLM) and multiple hypotheses approach provided the relationship between ontogenetic life stages abundance and the ecological and anthropogenic gradient variables. Among the populations studied, most populations under fruit harvesting pressure and extensive cattle raising had J-reversed size structure. Regeneration was nil or scarce in areas under more intense land use and management pressure. Soil fertility and texture played important roles in seedling abundance, and precipitation was important for juvenile abundance and should be considered in population restoration and conservation actions. These results provide important information about this non-timber forest product in Cerrado, and emphasize the importance of performing studies together with family farmers in conditions that represent the reality of human presence in the landscape. Most of the present management practices of *B. capitata* and land uses practiced by traditional peoples and family farmers indicates that *B. capitata* self-regenerating populations may persist even in areas under multiple uses and its sustainable use may contribute to meet conservation strategy thru biodiversity use.

Keywords: Cerrado, NTFP, savanna palm ecology, size-class structure, ontogenetic life stage abundance, management.

1 INTRODUÇÃO GERAL

A exploração excessiva dos recursos naturais por uma população global cada vez maior e mais consumista está entre as diversas causas propulsoras da perda da biodiversidade (Meyer & Turner 1992; Cincotta et al. 2000). A perda de hábitat alavancada pelo avanço da agropecuária constitui a principal ameaça à extinção das espécies e manutenção das funções de ecossistemas (Pimm et al. 1995; Matson et al. 1997; Thuiller 2007), especialmente em países em desenvolvimento com taxas de desmatamento crescentes e elevada biodiversidade (Myers et al. 2000; Brooks et al. 2002) cujas economias baseiam-se na produção agropecuária.

Embora a conservação da biodiversidade seja reconhecida como fundamental e seus custos sejam relativamente modestos quando comparados com os benefícios, os esforços neste sentido em geral têm sido pouco eficientes (Costanza et al. 1997; Dietz & Adger 2003; Jackson & Kennedy 2009). A estratégia atual de conservação centrada na criação de áreas protegidas pode não ser efetiva (Arrow et al. 1996; Schwartzman et al. 2000; Dietz & Adger 2003; Mills & Waite 2009) e acarretar efeitos colaterais, como a exacerbação da pobreza (Adams et al. 2004). Visto que as políticas necessárias para a conservação da biodiversidade dificilmente obterão êxito sem que haja reconhecimento do conflito entre prosperidade econômica e biodiversidade (Czech 2008), a concepção do uso da biodiversidade emerge como alternativa plausível para a conservação (Adams et al. 2004).

Neste sentido, o extrativismo de produtos florestais não-madeireiros (PFNM) tem sido apontado como a opção capaz de conciliar benefícios econômicos e redução de impactos ambientais (Schwartzman et al. 2000). A articulação em prol dos PFNM baseia-se nas proposições de que esses contribuem para o sustento das populações rurais e que sua exploração é ecologicamente menos impactante do que outras atividades econômicas, além de agregarem valor às florestas e, conseqüentemente atraírem incentivos para a manutenção dos recursos florestais. Os PFNM são explorados para subsistência e para uso comercial, regularmente ou como 'válvula de escape' durante imprevistos (Shackleton & Shackleton 2004). Além disso, são dotados de valor econômico conservativo porque a floresta também fornece outros benefícios, como serviços ambientais (Godoy et al. 1993), contribuindo como um componente importante e desejável para a conservação de espécies, ecossistemas e paisagens em um gradiente de ambientes intensamente transformados a pouco perturbados (Boot & Gullison 1995; Lugo 1999; Arnold & Pérez 2001).

Dessa forma, a adoção do extrativismo de PFNM como estratégia de conservação requer avaliação sistemática e pragmática de suas implicações por meio do conhecimento científico (Ticktin 2004). Informações ecológicas como a densidade populacional, a taxa de regeneração e de práticas de manejo são cruciais para a elaboração de diretrizes efetivas baseadas em princípios viáveis de manejo dos PFNM (Guariguata et al. 2010). Diversas espécies de palmeiras já foram alvo de pesquisas que tiveram como intuito fornecer essas informações (Olmsted & Alvarez-Buylla 1995; Bernal 1998; Freckleton et al. 2003; Endress et al. 2004). Como um dos componentes mais conspícuos dos ecossistemas tropicais, elas propiciam uma gama de produtos essenciais e suas flores e frutos são fontes de alimentos para muitos animais, inclusive o Homem (Terborgh 1986; Balick & Beck 1990; Henderson et al. 2000).

No Cerrado, a palmeira *Butia capitata* (Mart.) Becc., conhecida como coquinho-azedo ou butiá, destaca-se pela importância ecológica, econômica e cultural (Silva 2008). Sua ocorrência natural coincide com regiões de elevada biodiversidade do Brasil: o Leste de Goiás, o Noroeste e Norte de Minas Gerais, e o Sudoeste da Bahia (Henderson et al. 1995). Os frutos de *B. capitata* estão entre os produtos mais valorizados nos mercados populares do Norte de Minas Gerais, superando inclusive o valor pago pelas frutas exóticas (Carvalho 2007). Esta valorização deve-se em parte ao envolvimento crescente das famílias da região e ao incremento do comércio dos frutos nativos por organizações e associações de agroextrativistas, como a Cooperativa de Produtores Rurais e Catadores de Pequi de Japonvar, MG, a Cooperativa Grande Sertão e o Centro de Agricultura Alternativa em Montes Claros, MG (Carvalho 2007; Afonso 2008).

No entanto, o potencial de *B. capitata* para geração de renda e o aumento do interesse na sua exploração e da demanda despertam a necessidade de averiguar se há impactos do extrativismo no estado de conservação de suas populações. A estrutura da população explorada é o primeiro nível de processo biológico afetado pelo extrativismo de PFNM (Ticktin 2004). Por isso, é importante inferir as tendências futuras das populações exploradas e compreender os processos que conduzem a distribuição e abundância dessas populações para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo.

A distribuição de classes de tamanho em uma determinada população é uma ferramenta útil e acessível para o estudo da história de vida (Hara 1988), da viabilidade e das respostas das populações às perturbações (Condit et al. 1998; Wiegand et al. 2000; Coomes et

al. 2003). A interpretação tradicional das distribuições de tamanho prevê que populações dominadas por indivíduos pequenos tendem a crescer (Leak 1965; Goff & West 1975). De certa forma, se perturbações eliminam indivíduos com a mesma probabilidade independente de seus tamanhos, e se perturbações são a maior causa de mortalidade, então a taxa de mortalidade em determinada classe de tamanho é proporcional ao número de indivíduos nesta classe e o formato da distribuição de classes de tamanho neste caso é J-reverso (Colling et al. 2002). Além disso, métodos analíticos, como os Modelos Lineares Generalizados (GLMs), são eficientes para modelar a abundância e a distribuição espacial de espécies em relação às características ambientais (Guisan & Zimmermann 2000; Chatfield et al. 2010).

Nesse contexto, esta dissertação trata do estado de conservação de populações de *B. capitata* nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais, e da relação das distribuições de classes de tamanho dessas com os gradientes ecológicos e antrópico. Para isso, avaliou-se a estrutura populacional de 14 populações de *B. capitata* por meio de distribuições de classes de tamanho e das estruturas ontogenéticas, e explorou-se a importância de variáveis ambientais que potencialmente exercem influência na abundância dos seus estádios de vida por meio de GLMs sob a abordagem de múltiplas hipóteses. Este estudo fornece informações importantes sobre o estado de conservação das populações sob diferentes intensidades de perturbações e dos processos que influenciam a abundância de *B. capitata*. Os resultados sugerem que as atuais práticas de manejo de *B. capitata* e de uso da terra empregadas por populações tradicionais e agricultores familiares das regiões estudadas podem manter populações auto-regenerantes de *B. capitata* na paisagem, mesmo em áreas sob múltiplos usos. Essa abordagem pode garantir os meios de sobrevivência e geração de renda das populações tradicionais e constituir uma estratégia de conservação *in situ* da biodiversidade do Cerrado.

2 BIBLIOGRAFIA

- Adams WM, Aveling R, Brockington D, Dickson B, Elliott J, Hutton J, Roe D, Vira B, Wolmer W (2004) Biodiversity conservation and the eradication of poverty. *Science* 306 (5699):1146-1149
- Afonso SR (2008) Análise sócio-econômica da produção de não-madereiros no Cerrado brasileiro e o caso da Cooperativa de pequi em Japonvar-MG. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília

- Arnold JEM, Pérez MR (2001) Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39 (3):437-447
- Arrow K, Bolin B, Costanza R, Dasgupta P, Folke C, Holling CS, Jansson BO, Levin S, Maler KG, Perrings C, Pimentel D (1996) Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Ecological Applications* 6 (1):13-15
- Balick MJ, Beck HT (1990) *Useful Palms of The World: a synoptic bibliography*. New York
- Bernal R (1998) Demography of the vegetable ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. *Journal of Applied Ecology* 35 (1):64-74
- Boot RGA, Gullison RE (1995) Approaches to developing sustainable extraction systems for tropical forest products. *Ecological Applications* 5 (4):896-903
- Brooks TM, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Rylands AB, Konstant WR, Flick P, Pilgrim J, Oldfield S, Magin G, Hilton-Taylor C (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16 (4):909-923
- Carvalho ISH (2007) Potenciais e limitações do uso sustentável da biodiversidade do Cerrado: um estudo de caso da Cooperativa Grande Sertão no Norte de Minas. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília
- Chatfield BS, Van Niel KP, Kendrick GA, Harvey ES (2010) Combining environmental gradients to explain and predict the structure of demersal fish distributions. *Journal of Biogeography* 37 (4):593-605
- Cincotta RP, Wisniewski J, Engelman R (2000) Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404 (6781):990-992
- Colling G, Matthies D, Reckinger C (2002) Population structure and establishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonera humilis* in relation to environment. *Journal of Applied Ecology* 39 (2):310-320
- Condit R, Sukumar R, Hubbell SP, Foster RB (1998) Predicting population trends from size distributions: A direct test in a tropical tree community. *American Naturalist* 152 (4):495-509

- Coomes DA, Duncan RP, Allen RB, Truscott J (2003) Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. *Ecology Letters* 6 (11):980-989
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, Oneill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, vandenBelt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630):253-260
- Czech B (2008) Prospects for Reconciling the Conflict between Economic Growth and Biodiversity Conservation with Technological Progress. *Conservation Biology* 22 (6):1389-1398
- Dietz S, Adger WN (2003) Economic growth, biodiversity loss and conservation effort. *Journal of Environmental Management* 68 (1):23-35
- Endress BA, Gorchoff DL, Noble RB (2004) Non-timber forest product extraction: Effects of harvest and browsing on an understory palm. *Ecological Applications* 14 (4):1139-1153
- Freckleton RP, Matos DMS, Bovi MLA, Watkinson AR (2003) Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology* 40 (5):846-858
- Godoy R, Lubowski R, Markandya A (1993) A method for the economic valuation of non-timber tropical forest products. *Economic Botany* 47 (3):220-233
- Goff FG, West D (1975) Canopy-understory interaction effects on forest population structure. *Forest Science* 21 (2):98-107
- Guariguata MR, Garcia-Fernandez C, Sheil D, Nasi R, Herrero-Jauregui C, Cronkleton P, Ingram V (2010) Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests: Perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management* 259 (3):237-245
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135 (2-3):147-186

- Hara T (1988) Dynamics of size structure in plant populations. *Trends in Ecology & Evolution* 3 (6):129-133. 9
- Henderson A, Fischer B, Scariot A, Pacheco MAW, Pardini R (2000) Flowering phenology of a palm community in a central Amazon forest. *Brittonia* 52 (2):149-159
- Henderson A, Galeano G, Bernal R (1995) *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton University Press, New Jersey
- Jackson PW, Kennedy K (2009) The Global Strategy for Plant Conservation: a challenge and opportunity for the international community. *Trends in Plant Science* 14 (11):578-580
- Leak WB (1965) The J-shaped Probability Distribution. *Forest Science* 11 (4):405-409
- Lugo AE (1999) Will concern for biodiversity spell doom to tropical forest management? *Science of The Total Environment* 240 (1-3):123-131
- Matson PA, Parton WJ, Power AG, Swift MJ (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277 (5325):504-509
- Meyer WB, Turner BL (1992) Human population growth and global land-use cover change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:39-61
- Mills JH, Waite TA (2009) Economic prosperity, biodiversity conservation, and the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics* 68 (7):2087-2095
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772):853-858
- Olmsted I, Alvarez-Buylla ER (1995) Sustainable Harvesting of Tropical Trees: Demography and Matrix Models of Two Palm Species in Mexico. *Ecological Applications* 5 (2):484-500
- Pimm SL, Russell GJ, Gittleman JL, Brooks TM (1995) The future of biodiversity. *Science* 269 (5222):347-350
- Schwartzman S, Nepstad D, Moreira A (2000) Arguing Tropical Forest Conservation: People versus Parks. *Conservation Biology* 14 (5):1370-1374
- Shackleton C, Shackleton S (2004) The importance of non-timber forest products in rural livelihood security and as safety nets: a review of evidence from South Africa. *South African Journal of Science* 100 (11-12):658-664

- Silva PAD (2008) Ecologia populacional e botânica econômica de *Butia capitata* (Mart.) Beccari no Cerrado do Norte de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília
- Terborgh J (1986) Keystone plant resources in the tropical forest. In: Soulé ME (ed) Conservation Biology: The science of scarcity and diversity. Sinauer, New York, pp 330-344
- Thuiller W (2007) Biodiversity: Climate change and the ecologist. *Nature* 448 (7153):550-552
- Ticktin T (2004) The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41 (1):11-21
- Wiegand K, Ward D, Thulke HH, Jeltsch F (2000) From snapshot information to long-term population dynamics of *Acacias* by a simulation model. *Plant Ecology* 150 (1-2):97-114

Estado de conservação e modelagem da abundância de populações de coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.) Becc.) em gradientes ambientais e antrópico

1 INTRODUÇÃO

Os gradientes ambientais impõem restrições fisiológicas à ocorrência e abundância das plantas em diferentes escalas (Levin 1992; Austin 2002; Barry & Elith 2006), que também são influenciadas por ações antrópicas em ecossistemas perturbados (Lykke 1998; Bhuyan et al. 2003; von Holle & Motzkin 2007). Entender como as populações de plantas respondem aos gradientes ambientais e antrópico é fundamental para a elaboração de estratégias de conservação e manejo em ambientes perturbados (Nicholls 1989; Host et al. 1996). Isto é particularmente importante porque poucos estudos em ecossistemas tropicais são realizados em situações que correspondem à atual presença humana na natureza (Anitha et al. 2009).

As altas taxas de desmatamento e de conversão do uso da terra em áreas agricultáveis e a alta biodiversidade fazem do Cerrado um *hot spot* mundial (Myers et al. 2000). Cerca de 50% do Cerrado já foi desmatado e menos de 3% do bioma está representado em unidades de conservação (Machado et al. 2004). O grau de degradação e de perturbação da metade remanescente é desconhecido, sendo causado principalmente por pressões externas comuns em ambientes savânicos, como o extrativismo e a criação de gado. O extrativismo de frutos e a criação de gado podem afetar a sobrevivência, crescimento e reprodução dos indivíduos (Gaoue & Ticktin 2007; Chaparro & Ticktin 2011), causando redução do recrutamento para classes de tamanho ou ontogenéticas subseqüentes (Shankar et al. 1998; Freckleton et al. 2003; Peres et al. 2003; Ticktin 2004), que pode provocar a erosão da biodiversidade na paisagem (Tilman et al. 1994).

O conhecimento do estado de conservação e de como os gradientes ambientais e antrópicos influenciam a abundância das plantas pode contribuir para ações de conservação e manejo (Guisan & Zimmermann 2000). Isso é particularmente importante para populações de espécies exploradas, como aquelas que fornecem produtos florestais não-madeireiros (PFNM) às populações rurais (Ticktin 2004), cuja exploração pode contribuir para a geração de renda e qualidade de vida das comunidades do meio rural, e para a manutenção das propriedades funcionais desejáveis do ecossistema (Hedge et al. 1996; Arnold & Pérez 2001). A rápida e intensa mudança no uso da terra demanda urgência na geração desse conhecimento para

incorporá-lo a estratégias de uso sustentável e conservação. Nesse contexto e dada a escassez, o tempo e os custos demandados para a obtenção de dados de dinâmica populacional, dados estáticos de múltiplas populações em escala regional podem ter papel relevante para inferir tendências populacionais. As estruturas populacionais resultam de um processo dinâmico de recrutamento, crescimento e mortalidade, que atinge um estágio estacionário quando esses processos são mantidos constantes por tempo suficiente (Coomes et al. 2003) e podem contribuir para reconstruir a trajetória de populações afetadas por mudanças ambientais de origem antrópicas (Nicholls 1989; Doak & Moris 1999), fornecendo uma avaliação inicial do estado de conservação das populações (Wiegand et al. 2000; Bhuyan et al. 2003).

Os objetivos deste estudo são investigar o estado de conservação e a importância relativa dos gradientes ecológicos e antrópico na abundância da palmeira *Butia capitata* (Mart.) Beccari. Esta espécie é particularmente relevante porque é um importante produto florestal não-madeireiro endêmico do Cerrado, e o manejo sustentável de suas populações pode contribuir para constituir estratégias de conservação por meio do uso da biodiversidade. Além disso, as palmeiras são bons modelos para examinar a resiliência e impacto das perturbações de populações de espécies que ocorrem em regiões com alta biodiversidade (Balslev 2011; Montúfar et al. 2011), que no caso das espécies alvo de PFM em geral são impactadas principalmente pelo tipo de hábitat e de manejo (Lykke 1998), pela época e pela forma de exploração (Freckleton et al. 2003; Schumann et al. 2011).

Para atingir estes objetivos, utilizou-se duas abordagens. Primeiro, avaliou-se a distribuição de classes de tamanho de diversas populações que ocorrem em diferentes intensidades de manejo da terra e de *B. capitata*, já que não é possível determinar uma única população auto-regenerante como referência para representar a espécie no contexto atual de conservação do Cerrado (seguindo Souza (2007)). Em seguida, a importância relativa dos gradientes ecológicos e antrópico para a abundância dos estádios ontogenéticos foi avaliada por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLMs), utilizando-se da teoria da informação (Burnham & Anderson 2002).

As seguintes perguntas foram elaboradas:

1) Há evidências de recrutamento de novos indivíduos em escala de paisagem? Espera-se que a regeneração natural desta espécie de vida longa e de grande produção de frutos esteja associada à intensidade de perturbação das áreas, com a regeneração natural negativamente afetada em áreas submetidas a intensos níveis de extrativismo dos frutos e de criação de gado.

2) Quais fatores ambientais e antrópicos estão relacionados com a abundância dos estádios ontogenéticos de *B. capitata*? Espera-se que as densidades dos estádios ontogenéticos sejam menores em populações em áreas onde há criação de gado e extrativismo de frutos intensos. Espera-se também que as densidades estejam relacionadas com a declividade do terreno, positivamente associadas à fertilidade dos solos e à precipitação, enquanto que a incidência de luz, representada pela cobertura vegetal, esteja negativamente associada aos estádios ontogenéticos iniciais (plântulas e infantis).

2 MÉTODOS

2.1 Espécie

Butia capitata (Mart.) Beccari é uma palmeira da família Arecaceae, subfamília Arecoideae, tribo Cocoeae, subtribo Buttinae (Henderson et al. 1995; Gunn 2004; Meerow et al. 2009) nativa da América do Sul e endêmica do Cerrado, conhecida como coquinho-azedo ou butiá. É uma palmeira monóica de estipe de até 10 m, solitário, ereto e levemente inclinado, ocasionalmente subterrâneo, freqüentemente revestido pelas bases dos pecíolos persistentes, de folhas pinadas e arqueadas em forma de “V” em número de 11 a 32 por planta (Henderson et al. 1995; Lorenzi et al. 2010).

A distribuição de *B. capitata* é restrita ao Norte e Noroeste de Minas Gerais, Leste de Goiás e Noroeste da Bahia (Lorenzi et al. 2010). As populações que ocorrem no Rio Grande do Sul, a oeste da Lagoa dos Patos, e na região litorânea de Santa Catarina, antes consideradas como *B. capitata*, agora são consideradas como *B. odorata* e *B. catarinensis* respectivamente (Lorenzi et al. 2010).

Os frutos são do tipo drupa, globosos, suculentos e de epicarpo liso fibroso e endocarpo lenhoso, de 1,7 a 3,6 cm de diâmetro, cujo epicarpo torna-se amarelado na maturidade (Moura et al. 2009). Podem ser consumidos *in natura* ou usados na elaboração de sucos, vinhos, licores picolés e sorvetes. Além disso, suas folhas são utilizadas para a cobertura de casas e para o artesanato, enquanto as sementes (amêndoas) são aproveitadas para fabricação de óleo comestível (Martins 2010; Lima et al. 2010).

A polinização de *B. capitata* (*B. catarinensis sensu* Lorenzi et al. (2010)) é essencialmente entomófila e xenogâmica, a seqüência de maturação floral é protândrica (Rosa

et al. 1998). O início da fase adulta, a fecundidade e a longevidade estão relacionados com a altura (Rosa et al. 1998). O período reprodutivo inicia-se em fevereiro com a produção de espigas, o pico de produção de inflorescências por indivíduo é atingido em junho, com pico de frutos maduros em novembro (Silva 2008).

As populações de *B. capitata* apresentam distribuição agregada em todos os estádios de vida. Em campo, as sementes têm germinação lenta (pelo menos 13 meses), no entanto não apresentam dormência e apenas 5% permanecem viáveis após um ano, não formando banco de sementes permanente (Silva 2008). A oferta de frutos durante sete meses, a alta densidade populacional e uma elevada proporção de adultos na população reiteram *B. capitata* como um recurso alimentar para uma série de frugívoros, assim como para as populações humanas (Rosa et al. 1998).

A polpa do coquinho-azedo possui concentrações elevadas de compostos fenólicos, de vitamina A e C (53mg de ácido ascórbico/100g de polpa) e teor de potássio maior que o encontrado no abacate e na banana, por exemplo (Faria et al. 2008). Os altos teores de carotenóides provitamínicos A oferecem excelente perspectiva para combater a hipovitaminose, visto que a ingestão de 100 g da polpa pode suprir cerca de 40% das necessidades de vitamina A de crianças de até oito anos (Faria 2008).

O extrativismo dos frutos de coquinho-azedo é a única forma de exploração, podendo contribuir para a geração de renda dos agroextrativistas da região deste estudo. Há um grande potencial econômico desta atividade, sendo que em 2011, o quilograma da polpa processada foi comercializado por R\$ 8,00 a 10,00. A polpa também tem sido vendida para a merenda escolar pela Cooperativa de Produtores Rurais e Catadores de Pequi de Japonvar, MG, que na safra de 2006/07 processou cerca de 3.000 kg de frutos (Afonso 2008).

2.2 Caracterização das áreas de estudo

A prospecção das áreas de estudo ocorreu em setembro e novembro de 2010 e contou com a colaboração do Centro de Agricultura Alternativa (CAA-NM) e dos extrativistas. A escolha considerou o acesso ao local e a permissão dos proprietários para o desenvolvimento da pesquisa. As populações escolhidas situam-se em seis municípios das mesorregiões Norte, um do Noroeste de Minas Gerais e um do Leste de Goiás (Fig. 1).

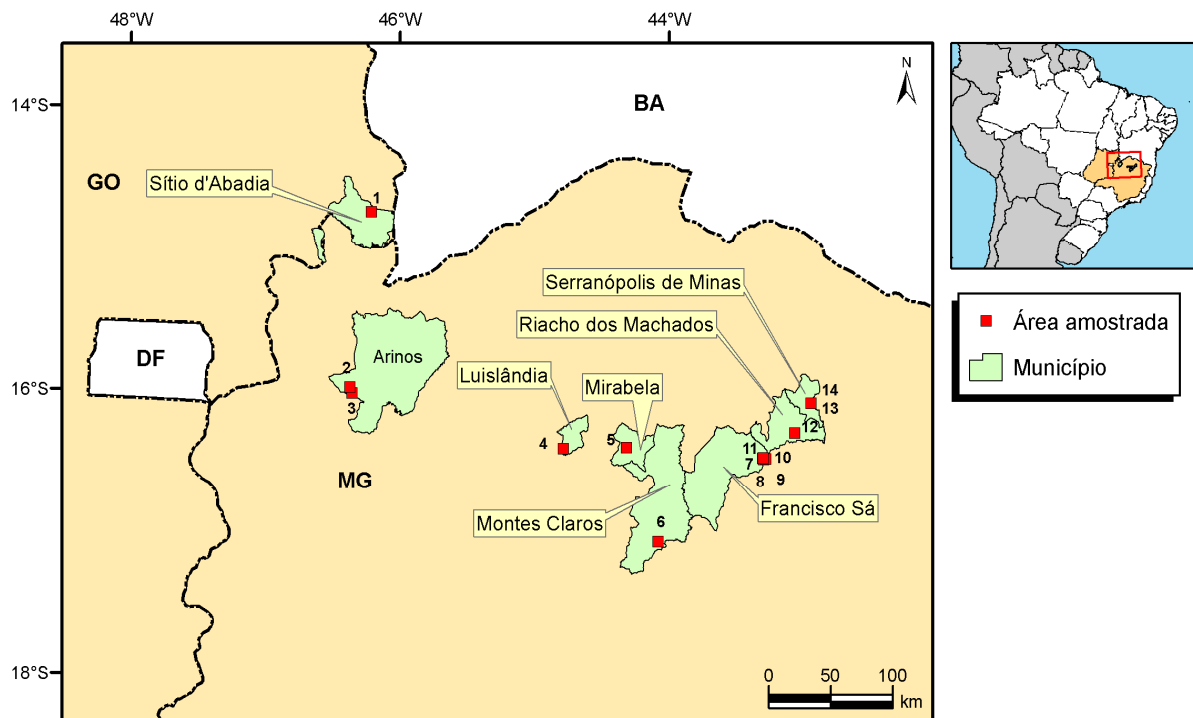


Figura 1. Localização das 14 populações de *B. capitata* estudadas nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. Números referem-se às populações amostradas (Tabela 1).

No Norte de Minas Gerais, as populações foram amostradas nos municípios de Francisco Sá, Luislândia, Mirabela, Montes Claros, Serranópolis de Minas e Rio Pardo de Minas, no Noroeste em Arinos e no Leste de Goiás em Sítio d'Abadia. Tais municípios estão no bioma Cerrado, alguns próximos à transição com a Caatinga. A classificação geomorfológica da região reconhece as unidades Chapadas do Rio São Francisco, Depressão do Alto-Médio Rio São Francisco e Baixadas dos Rios Jacaré/Salitre, Depressão dos Altos Rios Tocantins Araguaia, Patamares dos Rios São Francisco/Tocantins e Serra da Saudade, Planícies Fluviais e Serra do Espinhaço, que estão esculpidas principalmente em rochas areníticas e quartzíticas dos grupos Urucuaia e Santa Fé (IBGE & EMBRAPA 2001). Os principais tipos de solo encontrados nessa região são o latossolo (35%), o neossolo (23%), o argilossolo vermelho (22%) e o cambissolo háplico (19%) (IBGE & EMBRAPA 2001). O tipo climático que prevalece, segundo a classificação de Köppen, é o tropical chuvoso (Aw) (IBGE 2002).

A população 1 (SDA) situa-se no município de *Sítio d'Abadia*– GO, que fica a 310 km de Brasília, a aproximadamente 775 m de altitude. A amostragem foi realizada na *Fazenda Cascavel*, onde a vegetação predominante é o cerrado *sensu stricto* perturbado que não está sujeito ao extrativismo de frutos, mas há pastoreio ocasional de gado.

As populações 2 (ARC) e 3 (ACL) ocorrem respectivamente na *Fazenda Rocha e Capa* e na Reserva Legal do *Programa de Assentamento Carlos Lamarca*, no município de *Arinos – MG*, a 230 km de Brasília e a aproximadamente 570 m de altitude. Há registro de extrativismo de frutos apenas em ARC, que também foi recém gradeada e arada para implantação de pasto de gramínea exótica, enquanto que a segunda ocorre em cerrado *sensu stricto*.

A população 4 (LUI) situa-se no município de *Luislândia – MG*, que fica a 130 km de *Montes Claros – MG*, a aproximadamente 670 m de altitude. A amostragem foi realizada na *Fazenda Colina*, onde a vegetação predominante é o cerrado *sensu stricto* que não está sujeito ao extrativismo de frutos, nem ao pastoreio de gado.

A população 5 (MIR) situa-se no município de *Mirabela – MG*, que fica a 70 km de *Montes Claros – MG*, a 790 m de altitude. A amostragem foi realizada na *Fazenda Baixa*, onde a vegetação predominante é o cerrado *sensu stricto* que esteve sujeito ao pastoreio de gado e extração de madeira até meados de 2006, quando o proprietário abandonou a pecuária e iniciou o extrativismo comercial dos frutos do coquinho-azedo.

A população 6 (ABO) situa-se no município de *Montes Claros – MG*, principal centro urbano da mesorregião Norte de Minas. A amostragem foi realizada no povoado de *Abóboras*, na Reserva Legal de cerca de 9,6 ha da empresa *Somai Nordeste S/A*, onde tem havido extrativismo de frutos por pelo menos 30 anos. Essa Reserva Legal abrange as fitofisionomias de cerrado *sensu stricto* e mata de galeria e a altitude média é de 970 m.

As populações 7 (FCE), 8 (FOS), 9 (FPD) situam-se no município de *Francisco Sá – MG*, a 60 km de *Montes Claros – MG* e a aproximadamente 1050 m de altitude. Ocorrem, respectivamente, em cerrado *sensu stricto* onde não há registro de extrativismo de frutos atual nem de pastoreio de gado, em cerrado *sensu stricto* submetido a extrativismo de frutos de pouca intensidade e sem pastoreio de gado, em pastagem de gramínea exótica submetida a extrativismo intenso. As populações 10 e 11, que também estão localizadas no município de *Francisco Sá – MG*, ocorrem em cerrado *sensu stricto* com extrativismo de frutos moderado e são revezadas para a criação extensiva de gado.

A população 12 (TAP) situa-se no município de *Rio Pardo de Minas – MG*, que está a 220 km de *Montes Claros – MG*, a aproximadamente 780 m de altitude. A amostragem foi realizada na Reserva Legal do *Programa de Assentamento Tapera*, onde a principal

fitofisionomia é o cerrado *sensu stricto*, que é submetido ao extrativismo moderado de frutos e ao pastoreio de gado.

As populações 13 (CAC) e 14 (CAA) situam-se no município de *Serranópolis de Minas – MG*, no povoado de *Campos*, que está a 190 km de Montes Claros – MG, na encosta da Serra do Espinhaço Meridional. A vegetação é classificada como cerrado *sensu stricto* e cerrado rupestre e a altitude média é de 900 m. Ambas estão submetidas ao extrativismo de frutos, embora com mais intensidade em CAC, e houve pastoreio de gado em ambas até meados de 2005.

A seleção das variáveis utilizadas para descrever as áreas onde ocorrem as populações de coquinho-azedo foi baseada na classificação dos gradientes ecológicos definidos por (Austin & Smith 1989). Os habitats foram caracterizados quanto aos gradientes ambientais de recurso, direto, indireto e aos efeitos estocásticos potencialmente negativos. Os gradientes de recurso e ambiental direto foram mensurados por variáveis com importância fisiológica que são consumidas (nutrientes) e que não são consumidas (granulometria do solo e precipitação) pelas plantas, respectivamente. A topografia (declividade) e a cobertura vegetal foram as variáveis do gradiente indireto, porque não são relacionadas diretamente ao desempenho dos indivíduos e das populações, mas substituem uma combinação de vários recursos e gradientes diretos de forma simples (Guisan et al. 1999). A perturbação antrópica foi considerada o efeito estocástico potencialmente negativo e foi representada pela presença de gado e extrativismo de frutos de coquinho-azedo.

Foram retiradas três amostras superficiais do solo (0-30cm) em pontos aleatórios para formação de uma amostra composta. As amostras compostas foram encaminhadas para o laboratório Soloquímica – Análises de Solo Ltda., que realizou análises físico-químicas. A composição granulométrica foi determinada em g.kg^{-1} de areia, silte e argila. O complexo sortivo foi avaliado quanto ao pH em água, a concentração de fósforo (P^{3+}) em partes por milhão, as concentrações em mE.100 ml^{-1} de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+), sódio (Na^{2+}) e alumínio (Al^{3+}), as porcentagens de saturação por bases, saturação por alumínio e saturação com sódio, e as concentrações em g.kg^{-1} de carbono orgânico e matéria-orgânica. A acidez potencial, a soma de bases e a capacidade de troca catiônica também foram expressas em mE.100 ml^{-1} .

A precipitação anual média foi calculada para o intervalo entre os anos de 1998 e 2007 com os dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2012). As

estações mais próximas às populações amostradas foram escolhidas para representá-las. As populações ARC e ACL foram caracterizadas pela estação Arinos, SDA pela estação Formoso, FCE, FPL, FPS, FOS, FPD, CAC e CAA pela estação Janaúba, LUI pela estação Januária e MIR pela estação Montes Claros.

Medir a cobertura vegetal é uma forma de avaliar a biomassa vegetal, que, por sua vez, é um indicativo da capacidade da vegetação de acumular material orgânico e de seu status de desenvolvimento, além de indicar a quantidade de alimento e abrigo disponível para animais. A biomassa vegetal tem uma grande influência no micro-clima local quanto à penetração da luz e à temperatura, influenciando as relações de água por meio da interceptação da chuva e taxas de transpiração por unidade de área e está intimamente ligada ao volume de nutrientes circulando no ecossistema (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). A cobertura vegetal foi estimada pelo método *interseção de linha* (Canfield 1941) adaptado, que consiste em traçar linhas sobre a vegetação e registrar o comprimento total da copa interceptada pelos indivíduos sob a linha. Assume-se que o comprimento interceptado pela vegetação dividido pelo comprimento total da linha de amostragem fornece a proporção da área ocupada pela vegetação (Floyd & Anderson 1987). Cada área foi amostrada por 100 metros lineares não-contíguos dispostos a 1 m do solo, exceto em FOS onde foram amostrados 200 m lineares.

A declividade média foi obtida a partir de três medidas com clinômetro analógico entre dois pontos dispostos a distâncias fixas entre si.

A caracterização da perturbação antrópica considerou o regime de manejo quanto ao extrativismo de frutos e a criação de gado, determinada a partir de observações de campo e, quando possível, de informações obtidas com os proprietários. O extrativismo de frutos representa a remoção de propágulos e conseqüentemente impacto potencial na regeneração. O impacto da criação de gado no recrutamento de novos indivíduos, de acordo com observações de campo, se dá devido (1) ao consumo de flores e frutos imaturos; (2) ao pisoteio e herbivoria das plantas de pequeno porte. Utilizou-se o método de Matrizes de Interação (Leopold et al. 1971) adaptado conforme a relevância dos atributos avaliados referentes ao extrativismo de frutos de coquinho-azedo e à criação de gado para a sobrevivência dos indivíduos de *B. capitata*. Neste método, atribui-se pontuações subjetivas de avaliação de três características do impacto ambiental: intensidade, extensão e duração (Lopes 2011). Cada característica do impacto ambiental recebeu pontuações de 0 a 3 baseadas no histórico recente, sendo 0 = ausência; 1 = baixo; 2 = intermediário; 3 = alto. Assumiu-se a soma

dessas três pontuações como o grau relativo de perturbação ao qual cada população está sujeita, sendo este valor extraído para as análises que envolveram a intensidade de perturbação das áreas.

2.3 Amostragem das populações

A coleta de dados foi realizada em fevereiro de 2011, na estação chuvosa. A área amostrada variou de 0,3 a 0,675 ha conforme o tamanho e a densidade da população, buscando atingir um esforço amostral representativo, determinado pelo número de indivíduos (Tabela 1). Em MIR, CAC, CAA e ABO, aproveitou-se das 25 parcelas permanentes de 10 x 20 m, com sub-parcelas de 5 x 5 m para amostragem de plântulas, dispostas a intervalos de 40 a 50 m ao longo das trilhas utilizadas pelos extrativistas, estabelecidas em 2007 para o estudo da dinâmica dessas populações (Silva 2008). Nas demais áreas, foram alocadas parcelas únicas na mancha de ocorrência da população, com sub-parcela circunscrita de tamanho proporcional ao tamanho da parcela para amostragem das plântulas. Todos os indivíduos foram marcados com placas de alumínio, classificados em estádios ontogenéticos e tiveram as alturas medidas. A abundância de plântulas foi estimada para a área total amostrada em cada população.

Tabela 1. Principais características das 14 populações de *B. capitata* estudadas nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais.

Nº no mapa	População	Latitude	Longitude	Área amostral (ha)		Indivíduos amostrados	Extrativismo	Gado
				Total	Plântulas			
1	SDA	-14°41' 21"	-46°10' 34"	0,3	0,11	237	4	3
2	ARC	-15°55' 14"	-46°17' 11"	15	15	102	9	9
3	ACL	-15°58' 16"	-46°16' 32"	0,3	0,15	105	0	3
4	LUI	-16°17' 41"	-44°40' 16"	0,3	0,1	347	0	3
5	MIR	-16°15' 56"	-44°11' 47"	0,36	0,045	264	7	7
6	ABO	-16°54' 53"	-43°55' 23"	0,5	0,0625	210	4	3
7	FCE	-16°17' 59"	-43°09' 23"	0,675	0,1	411	0	0
8	FOS	-16°17' 47"	-43°08' 32"	0,45	0,1	403	3	0
9	FPD	-16°17' 17"	-43°09' 51"	0,39	0,39	512	9	9
10	FPL	-16°17' 36"	-43°09' 59"	0,675	0,1	178	5	8
11	FPS	-16°17' 36"	-43°09' 59"	0,3	0,1	180	5	8
12	TAP	-16°06' 24"	-42°56' 03"	0,4625	0,375	366	3	6
13	CAC	-15°53' 34"	-42°49' 22"	0,18	0,0225	210	6	6
14	CAA	-15°53' 34"	-42°49' 22"	0,32	0,04	228	3	6

A função dos indivíduos na população foi determinada pelo reconhecimento das fases de desenvolvimento sequenciais (ontogenia) reconhecidas por critérios qualitativos identificados no campo que estão relacionados com mudanças anatômicas, fisiológicas e bioquímicas (Gatsuk et al. 1980). A ontogenia foi caracterizada por estruturas morfológicas ausentes nas primeiras fases de desenvolvimento, e pela perda de outras já existentes (Gatsuk et al. 1980).

Os seguintes estádios ontogenéticos foram definidos a partir da morfologia foliar e de estruturas reprodutivas (modificado de Silva 2008):

- ✓ Plântula – indivíduos com um a cinco eófilos inteiros, lanceolados, sem folhas pinadas.
- ✓ Infantil – plantas com folhas pinadas, sem restos de bainhas e pecíolos.
- ✓ Juvenil – todas as folhas pinadas, com restos de bainhas e pecíolos, sem estipe exposto; ausência de estruturas reprodutivas ou evidências anteriores destas.

- ✓ Adulto – todas as folhas pinadas, com restos de bainhas e pecíolos, com ou sem estipe exposto; presença de estruturas reprodutivas ou evidência de reprodução anterior.

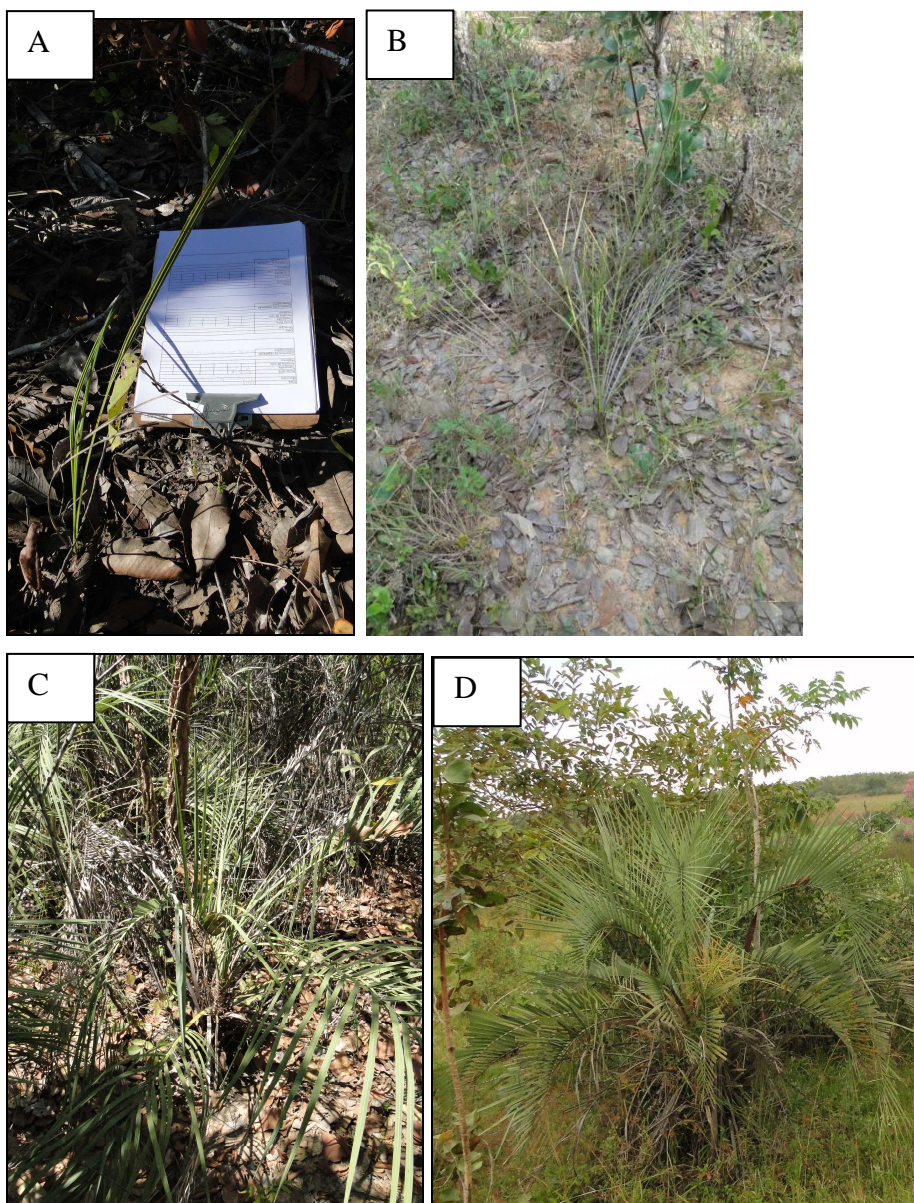


Figura 2. Estádios ontogenéticos de *B. capitata* definidos de acordo com caracteres morfológicos da folha e estruturas reprodutivas. A = Plântula; B = Infantil; C = Jovem; D = Adulto.

Além disso, indicadores biométricos adicionais também podem ser usados para fornecer estimativas quantitativas das características ecológicas (Gatsuk et al. 1980). Dentre elas, o tamanho possibilita compreender mudanças na intensidade do processo ontogenético, e

indiretamente estimar a intensidade de processos fisiológicos como fotossíntese e respiração (Gatsuk et al. 1980).

O tamanho dos indivíduos foi obtido mensurando a altura da inserção da folha flecha (folha fechada, ainda em formação e com posição apical em relação ao solo). Como plântulas e infantis não apresentam folha flecha nem restos de bainha, foram atribuídas respectivamente alturas de 1,0 cm e 5,0 cm aos indivíduos pertencentes a estes estádios. Com o intuito de facilitar comparações entre as populações, estimou-se o número total de indivíduos por hectare e também de cada estágio ontogenético.

2.4 Análises

Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R v2.14.1 (R Development Core Team 2011).

2.4.1 Redução de variáveis e análises exploratórias

As variáveis edáficas físicas e químicas foram processadas de forma a gerar três variáveis independentes. As medidas de granulometria (areia, silte e argila), por não serem independentes entre si, foram submetidas a uma Análise de Componentes Principais (PCA) para gerar um índice que resumisse o padrão da matriz de correlação entre essas variáveis. Os *scores* dos dois componentes principais obtidos por outra Análise de Componentes Principais realizada com as dez variáveis da análise química do solo (soma de bases – síntese das concentrações de Na, K Mg e Ca, saturação por bases, saturação de alumínio, matéria orgânica, capacidade de troca catiônica, pH, concentrações de fósforo e alumínio, acidez potencial e saturação de sódio) foram utilizados como um índice resumido de fertilidade. As PCAs foram realizadas utilizando a função `bpca ()` do pacote `bpca v1.0-8` (Faria & Demetrio 2011). Esta função resume a maior parte da variação dos dados de unidades de medida diferentes em um conjunto menor de combinações lineares. Esta técnica é comumente aplicada a um conjunto de variáveis para identificar quais variáveis do conjunto formam subconjuntos coerentes e para visualizar esta variação original em poucas dimensões, gerando combinações lineares das variáveis que podem ser usadas para substituí-las, reduzindo o número de variáveis (Tabachnick & Fidell 2001).

Adotou-se os procedimentos metodológicos do protocolo proposto por Zuur et al. (2010) para a análise dos dados, sendo cada população de *B. capitata* tratada como uma

observação independente. Testou-se a associação entre todos os pares de variáveis, a fim de verificar se os pares covariavam e medir a força de qualquer relação entre os pares de covariáveis por meio das funções `cor()` e `pairs()` do pacote base do R. A função `cor()` computa a matriz de correlação, que mede a associação entre os pares de variáveis, enquanto que a função `pairs()` gera os gráficos de dispersão pareados para visualização da dispersão de cada variável com todas as demais. Embora a inspeção gráfica de *outliers* tenha detectado observações com valores relativamente grandes ou pequenos, essas foram consideradas como representações genuínas da variação da variável em questão, especialmente da variável resposta. Além disso, calculou-se as medidas de tendência central e de dispersão para cada variável.

2.4.2 Estrutura populacional

Avaliou-se a independência nas densidades total de indivíduos e de cada estágio ontogenético entre as 14 populações com uma tabela de contingência e, com um teste de qui-quadrado testou-se as hipóteses nulas de que (1) a densidade de determinado estágio ontogenético independe da população e de que (2) em uma determinada população, as densidades dos estágios ontogenéticos não são diferentes.

A altura foi considerada uma medida apropriada do tamanho do indivíduo para avaliar o estado de conservação das populações de *B. capitata*, porque está intimamente relacionada com o início da fase reprodutiva, a capacidade reprodutiva máxima e a longevidade dos indivíduos (Rosa et al. 1998; Wright et al. 2003; Silva 2008). Portanto, a distribuição das classes de altura está relacionada com o balanceamento da população por meio do recrutamento de indivíduos nas classes subsequentes. As estruturas populacionais foram analisadas de duas formas complementares: pela medida de simetria das distribuições de tamanho e pelo ajuste das distribuições de tamanho a uma distribuição teórica com parâmetros bem conhecidos.

Primeiro, obteve-se o coeficiente de simetria (g_1), que descreve a equitabilidade e o formato das distribuições de classes de tamanho.

O g_1 de cada população foi calculado a partir do segundo e terceiro momentos centrais (Bendel 1989), definido por:

$$g_1 = \frac{\frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{n-1}}{\frac{n \sum(x_i - \bar{x})^3}{(n-1) - (n-2)}}$$

Onde x_i é a altura do indivíduo i e n é o número de indivíduos.

O g_1 foi interpretado como uma medida da proporção relativa entre indivíduos pequenos e indivíduos grandes em uma população e, portanto relacionada com as tendências de crescimento e mortalidade dos indivíduos em determinada classe de tamanho (segundo Wright et al. (2003); Feeley et al. (2007)) Os valores são positivos para distribuições com muitos indivíduos pequenos e uma longa cauda de indivíduos grandes, e negativos para distribuições com uma longa cauda de indivíduos pequenos e muitos indivíduos grandes. Os desvios entre os valores obtidos e os valores esperados de uma distribuição normal simétrica foram avaliados pelo teste de D'Agostino (D'Agostino 1970) disponível na função `agostino.test()` do pacote `moments` (Komsta & Novomestky 2011).

Em seguida, as estruturas de tamanho das 14 populações foram representadas agrupando os indivíduos em classes de altura de intervalos de 20 cm e ajustados modelos exponenciais negativos ($y = ae^{-bx}$), os quais descrevem populações com regeneração abundante (Condit et al. 1998). Nesta equação, y representa a frequência relativa de indivíduos na população na classe de tamanho i (para padronizar a interpretação, já que a área amostral variou entre as populações), x_i o ponto médio da classe de tamanho i , a e b o intercepto e a inclinação da curva respectivamente. O ajuste à curva teórica foi verificado utilizando o método de regressão não-linear pela função `nls()` do pacote `base` do ambiente R, que estima o parâmetro desconhecido, do qual depende a relação entre as variáveis resposta e preditora, buscando a maximização da verossimilhança ao minimizar a soma dos quadrados dos resíduos, além de fornecer a qualidade do ajuste entre as curvas empíricas e teóricas. Visto que a estimativa não-linear dos parâmetros requer que sejam escolhidos valores iniciais razoáveis dos parâmetros baseados na estrutura do modelo e que não há procedimento padrão para tal escolha, a frequência relativa máxima de indivíduos nas classes de tamanho observada em cada população foi testada como valor inicial de a , enquanto que o valor inicial

de b foi de 0,10 em todos os ajustes. A qualidade do ajuste do modelo foi obtida pelo coeficiente de determinação R^2 .

A inclinação da curva teórica (b) foi utilizada para sumarizar as estruturas de tamanho e avaliar tendências entre as populações. Os valores estimados de b foram re-amostrados 10.000 vezes pelo método de *bootstrap* não paramétrico com ‘recolocação’ para obter a média de b com 95% de confiança (Crawley 2007), disponível no pacote *boot* (Canty & Ripley 2011). A distribuição da frequência dos valores re-amostrados foi utilizada como escala com o intuito de elencar os valores de b de acordo com a probabilidade de encontrar ao acaso os valores estimados.

2.4.3 *Abundância de estádios ontogenéticos em gradientes ecológicos e antrópico*

Foram delineados Modelos Lineares Generalizados (GLMs) para explorar a relação dos gradientes ecológicos e antrópico com a estrutura das populações de *B. capitata*, representada pelas variáveis dependentes (1) densidade de plântulas, (2) densidade de infantis, (3) densidade de jovens e (4) densidade de adultos. Essas variáveis representam diferentes etapas do ciclo de vida e foram consideradas indicadoras da regeneração potencial, pré-estabelecida, estabelecida e a capacidade reprodutiva da população respectivamente. Para estas análises, a população ABO foi excluída devido à heterogeneidade ambiental existente onde foram alocadas as parcelas.

Modelos são centrais para a ciência, pois permitem um tratamento rigoroso e a integração das hipóteses científicas, dos dados, dos pressupostos estatísticos e da estimativa de parâmetros desconhecidos do modelo (Anderson 2007). Como neste caso o interesse subjacente é o comportamento das variáveis resposta sob diferentes condições, o modelo estatístico se torna mais complexo do que uma simples distribuição de probabilidade e métodos de modelagem são vantajosos para fornecem uma medida quantificada de como cada estágio de vida responde aos gradientes ambientais ao mesmo tempo (Chatfield et al. 2010).

Dados ecológicos, especialmente os de contagem, raramente cumprem os pressupostos de normalidade, linearidade e homocedasticidade exigidos pelos modelos lineares clássicos. Os Modelos Lineares Generalizados (GLMs) são uma ferramenta flexível para descrever como o padrão observado em uma variável dependente pode ser explicado por uma série de variáveis explicativas, justamente por generalizar os clássicos modelos lineares baseados na distribuição normal. Eles permitem que a distribuição que descreve um determinado conjunto

de medidas de uma variável dependente seja estipulada previamente pelo usuário, baseada na compreensão do processo gerador dos dados. A distribuição escolhida pode ser qualquer uma da família de distribuições exponenciais e o efeito linear na transformação da variável dependente é definido pela função de ligação, que pode ser qualquer função monotônica (Guisan & Harrell 2000). Neste caso, como o número de indivíduos por unidade de área é uma contagem, a distribuição é assimétrica e pressupõe que os erros sigam as distribuições de Poisson ou Binomial. Outra vantagem dos GLMs é a promoção da máxima verossimilhança como método de inferência estatística do modelo e dos parâmetros desconhecidos. Isso significa que os parâmetros são estimados de modo a maximizar a probabilidade dos valores obtidos realmente estimarem os dados observados, dado o modelo. Os GLMs são caracterizados por uma variável resposta y , um conjunto de variáveis preditoras e uma função de ligação $\theta = f(y)$, que conecta o parâmetro da distribuição de y aos Y 's do modelo linear (Nelder & Wedderburn 1972). O ajuste dos GLMs aos dados é medido quantitativamente pela *deviance*, uma generalização da soma dos quadrados dos resíduos da regressão comum (Nelder & Wedderburn 1972; Yee & Mitchell 1991) definida como -2 vezes o log da verossimilhança entre o modelo atual e o modelo saturado (Crawley 2007).

2.4.3.1 Seleção de modelos

Adotou-se a abordagem de múltiplos modelos sugerida por Burnham & Anderson (2002) para a seleção dos modelos mais plausíveis que representem as hipóteses acerca da relação entre as variáveis resposta e os gradientes ecológicos e antrópico. Esta abordagem advoga em favor de julgar cada modelo, de acordo com as evidências, em mais adequado ou menos adequado (Anderson 2007). De acordo com a teoria da informação, o modelo que melhor representa o processo que gerou os dados, isto é, a realidade, é aquele com menor informação de Kullback-Liebler perdida, estimada pelo Critério de Informação de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson 2002).

O AIC é calculado a partir de dois componentes: o log da máxima verossimilhança e um fator de correção que penaliza o acréscimo de novos parâmetros ao modelo. Portanto, o AIC fornece o desvio entre o modelo proposto e a distribuição real dos dados e permite uma simples comparação de razões de verossimilhança entre os modelos, uma maneira objetiva e parcimoniosa de decidir quantos parâmetros podem ser ajustados ao modelo e qual é o modelo mais plausível, dado o tamanho da amostra.

Os modelos candidatos foram delineados de acordo com a relevância de cada variável para os quatro estádios ontogenéticos em questão (Tabela 2). As funções `dredge()` e `get.models()` do pacote `MUMIn` foram utilizadas, respectivamente, para gerar os modelos, e para obter os coeficientes e a importância relativa de cada variável no conjunto de modelos (Barton 2012). Foram formulados 512 modelos para a densidade de plântulas, 128 para a densidade de infantis, 64 para a densidade de jovens e 64 para a densidade de adultos.

Tabela 2. Variáveis selecionadas e respectivas definições para elaboração de modelos representativos das hipóteses estabelecidas *a priori* sobre a relação entre a densidade dos estádios ontogenéticos de *B. capitata* e as variáveis dos gradientes ecológicos e antrópico.

Variável	Definição	Plântula	Infantil	Jovem	Adulto
REP	Densidade de indivíduos adultos conspecíficos por hectare	X			
EXT	Índice relativo de extrativismo de frutos	X			
HERB	Índice relativo de criação de gado	X	X	X	X
scoreTX	<i>Score</i> do 1º componente principal da PCA realizada com as variáveis granulométricas do solo	X	X	X	X
scoreFERT	<i>Score</i> do 1º componente principal da PCA realizada com as variáveis de fertilidade do solo	X	X	X	X
scoreFERT2	<i>Score</i> do 2º componente principal da PCA realizada com as variáveis de fertilidade do solo	X	X	X	X
COB	Porcentagem de cobertura vegetal	X	X		
PREC	Precipitação anual média de 1998 a 2007	X	X	X	X
DECL	Declividade média	X	X	X	X

Como o esforço amostral é considerado baixo e foi detectada super dispersão nos dados, adotou-se a correção para amostras pequenas (QAICc), proposto por Burnham & Anderson (2002). O modelo com menor QAICc, ou seja, o mais plausível de explicar a relação das variáveis predictoras com a variável resposta, foi adotado como referência para

avaliar a relevância dos demais modelos concorrentes para a explicação do padrão observado na variável resposta. Para isto, a simples diferença entre os valores de QAICc de modelos concorrentes ($\Delta\text{QAICc} = \text{QAICc}_1 - \text{QAICc}_2$) e o Peso de Akaike ($w\text{QAICc}$) foram calculados. O $w\text{QAIC}$ fornece o suporte para o modelo, isto é, indica quantas vezes o mesmo conjunto de dados com a mesma estrutura de informações será melhor explicado pelo modelo em questão (Anderson 2007).

2.4.3.2 Avaliação do desempenho dos modelos

A capacidade do modelo de descrever a variação observada nas variáveis resposta e o nível de associação com as variáveis preditoras foi obtida calculando a razão entre a *deviance* explicada pela *deviance* total (Nagelkerke 1991). Para obter a importância individual de cada variável em determinado modelo, as variáveis foram retiradas individualmente do modelo em questão e a razão entre *deviance* explicada pelo modelo parcial e o modelo completo é interpretada como a medida da contribuição que cada variável fornece à *deviance* total explicada.

3 RESULTADOS

3.1 Redução de variáveis e análises exploratórias das variáveis explanatórias

O primeiro componente principal da Análise de Componentes Principais (PCA) com as variáveis granulométricas do solo explicou 85% da variância. A concentração de areia (-0,99) é a maior fonte de variação neste componente principal, seguido de argila (0,91) e silte (0,87). Já na PCA realizada com as variáveis de fertilidade do solo, foram necessários dois componentes principais para resumir 77% da variação observada nessas variáveis (Tabela 3). A acidez potencial, a concentração de alumínio e a porcentagem de saturação por bases constituem a maior fonte de variação no primeiro componente principal (Tabela 4). No segundo componente principal, a soma de bases e a capacidade de troca catiônica são as variáveis que explicam o máximo da variabilidade não retida na primeira combinação linear.

Tabela 3. Auto-valores dos dois primeiros componentes principais (CP1 e CP2) da PCA realizada com as variáveis de fertilidade do solo.

	CP1	CP2
Variância retida	51%	26%
Variância acumulada	51%	77%

Tabela 4. Auto-vetores das variáveis de fertilidade do solo.

	CP1	CP2
pH	0,08	-0,03
P	- 0,64	-0,49
Al	- 0,91	0,28
Acidez	- 0,92	0,38
SB	0,51	0,80
CTC	- 0,70	0,68
V	0,87	0,41

A análise de correlação entre as variáveis exploratórias mostra uma associação considerável apenas entre os pares de variáveis EXT e HERB, e scoreTX e scoreFERT1 (Fig. 3). Entretanto, como a correlação ficou abaixo de 0,8, optou-se por manter tais variáveis durante a análise dos modelos.

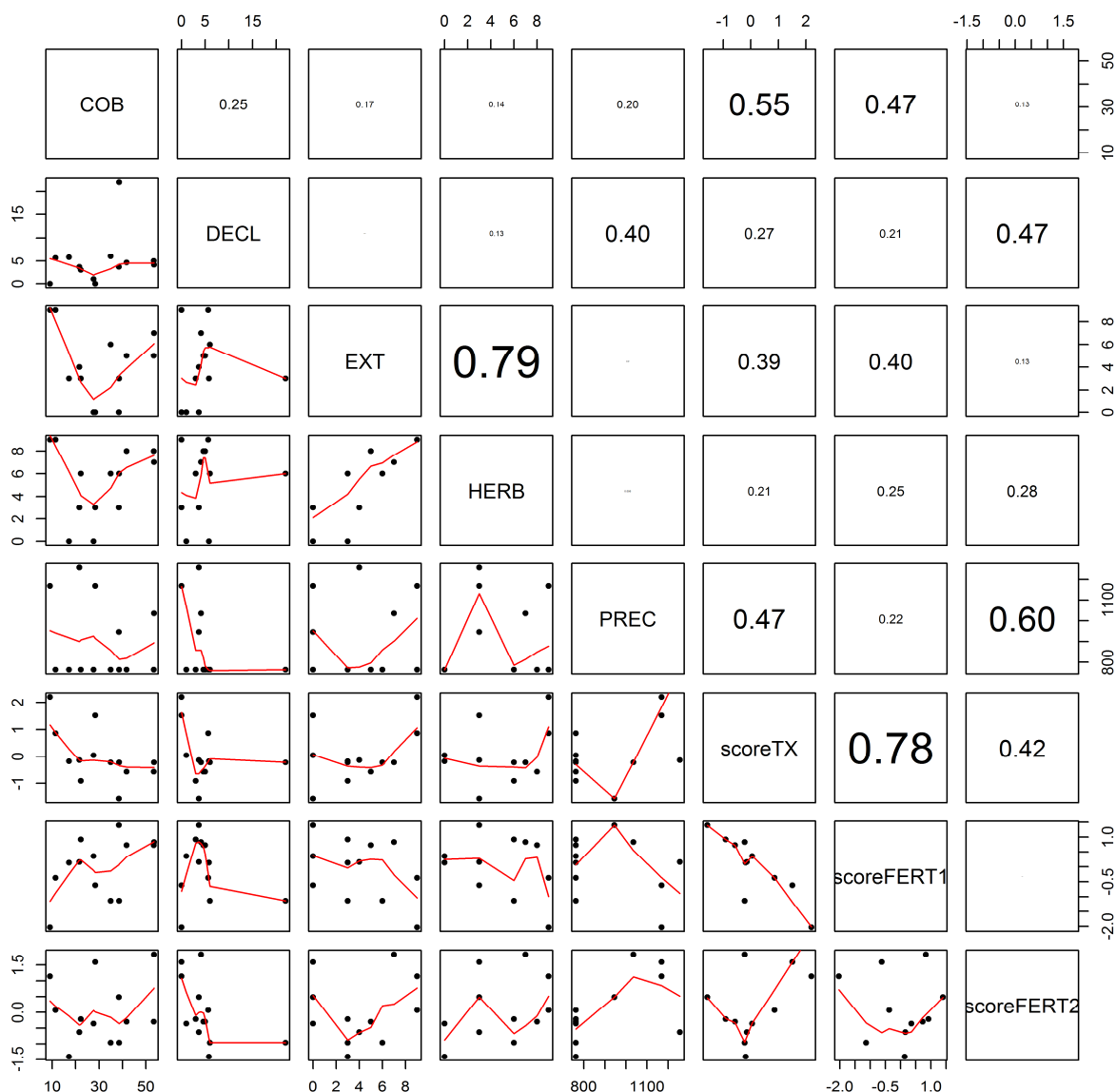


Figura 3. Correlações entre as variáveis explanatórias. COB = porcentagem de cobertura vegetal; DECL = declividade média; EXT = índice relativo de extrativismo de frutos; HERB = índice relativo de criação de gado; PREC = média de precipitação anual de 1998 a 2007.

3.2 Caracterização das áreas de estudo

A porcentagem de cobertura vegetal concentrou-se entre 21,6 e 38,6% (1º e 3º quantis respectivamente), variando de 9 (ARC) a 53,4% (MIR). A maioria das áreas de estudo apresentou baixa declividade média, entre 3º e 5,6º (1º e 3º quantis respectivamente), variando de 0º (ACL e ARC) a 22º (CAA). As notas atribuídas aos parâmetros indicadores de perturbação antrópica (extrativismo de frutos e pastoreio de gado) destacam um gradiente de impactos aos quais as populações estudadas estão sujeitas. Observou-se desde populações onde não há extrativismo de frutos nem presença de gado (FCE) ou que receberam nota

intermediária para apenas um desses parâmetros (ACL, SDA, LUI, TAP e FOS), àquelas intensamente coletadas e/ou com presença de gado extensiva (ABO, ARC, FPL, FPS, FPD, MIR, CAC, CAA) (Tabela 5).

Tabela 5. Caracterização abiótica e do regime de manejo de 14 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. COB = porcentagem de cobertura vegetal; DECL = declividade média; EXT = índice relativo de extrativismo de frutos; HERB = índice relativo de criação de gado; PREC = média de precipitação anual de 1998 a 2007.

	COB	DECL	EXT	HERB	PREC
ABO	46,7	5,1	4	5	1035,1
SDA	21,6	3,6	4	3	1256,5
ACL	28,4	0	0	3	1168,7
ARC	9,0	0	9	9	1168,7
FCE	27,6	1,0	0	0	762,7
FPS	53,4	5,0	5	8	762,7
FPL	41,8	4,6	5	8	762,7
FOS	17,2	5,8	3	0	762,7
FPD	11,4	5,6	9	9	762,7
LUI	38,4	3,6	0	3	945,5
TAP	22,2	3,0	3	6	762,7
CAC	35,0	6,0	6	6	762,7
CAA	38,6	22,0	3	6	762,7
MIR	53,6	4,1	7	7	1035,1

Os solos nas áreas amostradas são ácidos, pobres em nutrientes minerais, com alta toxicidade de alumínio, baixa soma de bases e baixa saturação das bases, com pouco carbono orgânico e matéria orgânica, não se enquadrando nos padrões agronômicos ideais.

As áreas são relativamente heterogêneas quanto à textura do solo e não é possível delimitar grupos que compartilhem frações parecidas de silte, areia e argila (Fig. 4). Há casos extremos onde o solo é predominantemente arenoso, como LUI, ou argiloso, como ACL e ARC, ambas localizadas no mesmo município; únicas populações amostradas que ocorrem em solos com predomínio de argila em relação à areia (Tabela 6).

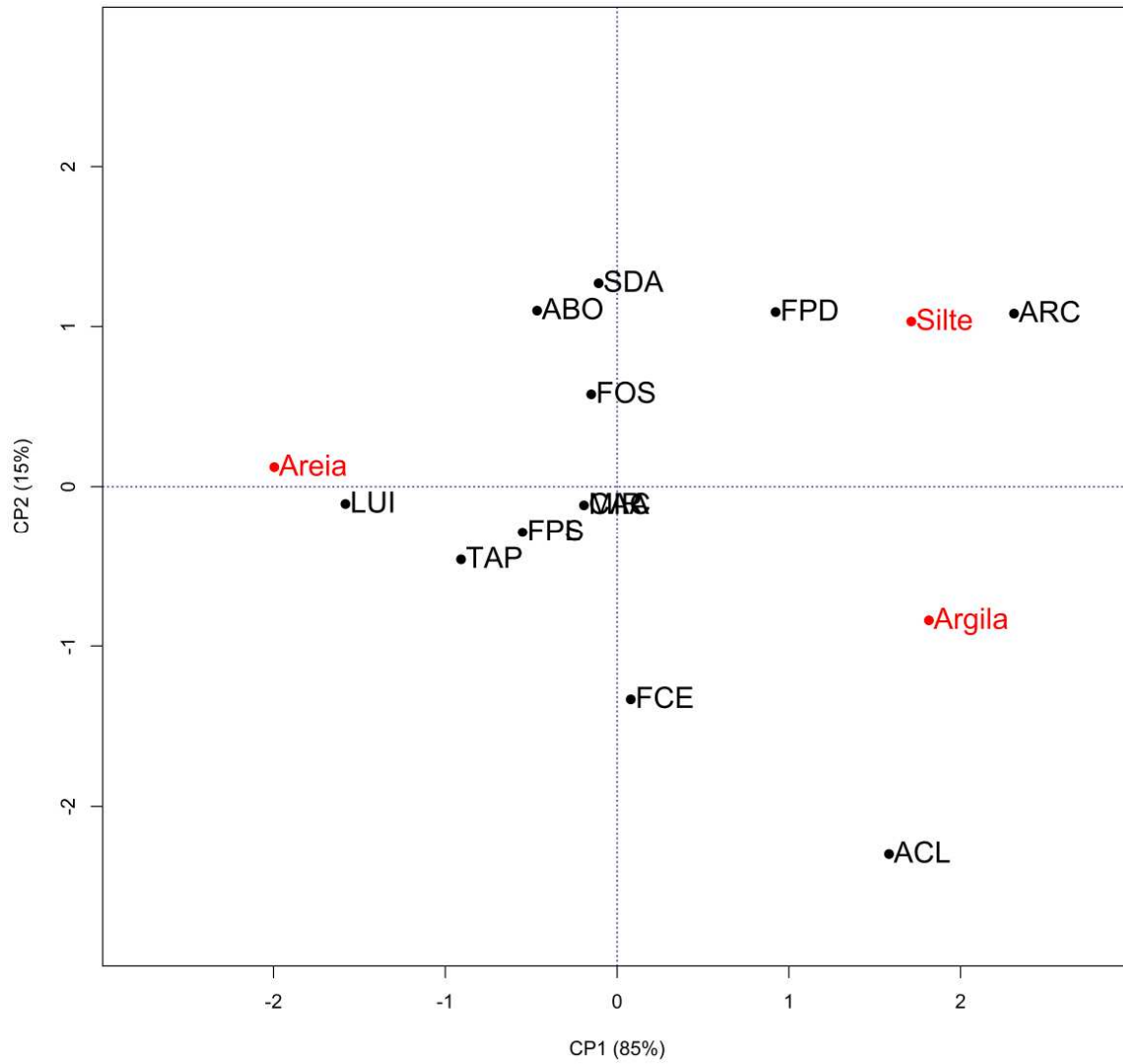


Figura 4. Distribuição dos pontos correspondentes às áreas definidos pelos dois primeiros componentes principais para a textura do solo.

Tabela 6. Scores das 14 áreas de estudo em relação ao primeiro componente principal (CP1) obtidos na PCA com as variáveis granulométricas do solo.

População	Score CP1
ABO	-0,19
SDA	-0,14
ACL	1,50
ARC	2,20
CAC	-0,22
CAA	-0,22
FCE	0,04
FPL	-0,56
FPS	-0,56
FOS	-0,18
FPD	0,85
LUI	-1,56
MIR	-0,22
TAP	-0,91

Também não foi possível delimitar grupos de áreas quanto à fertilidade do solo (Fig. 5). As áreas distinguíveis são novamente ACL e ARC, devido à alta capacidade de troca catiônica, às altas concentrações de alumínio e alta acidez potencial, MIR, com a maior soma de bases e, assim como LUI, elevada porcentagem de saturação por bases (Tabela 7).

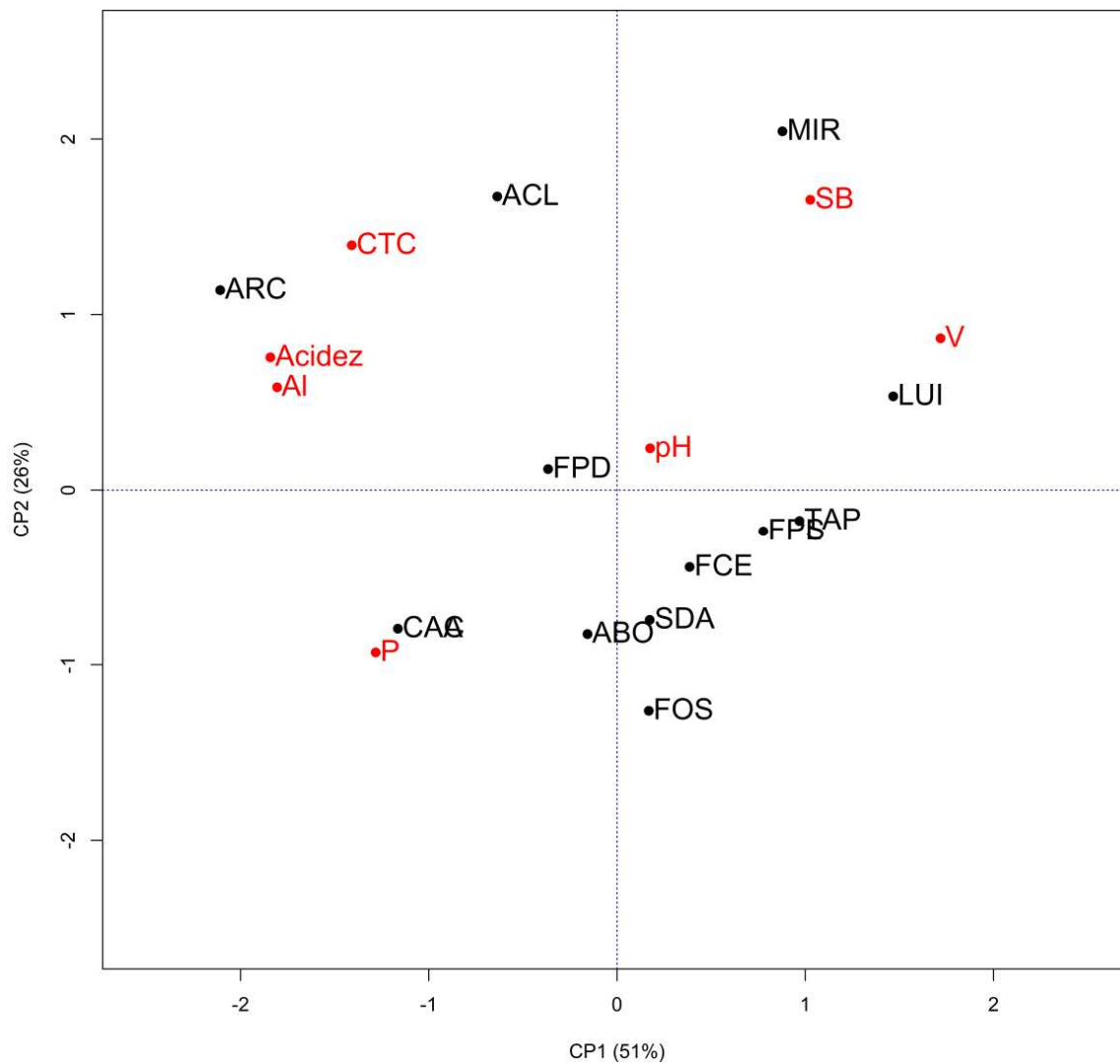


Figura 5. Distribuição dos pontos correspondentes às áreas definidos pelos dois primeiros componentes principais para a fertilidade do solo.

Tabela 7. Scores das 14 áreas de estudo em relação ao primeiro e segundo componentes principais (CP1 e CP2) obtidos na PCA com as variáveis de fertilidade do solo.

População	Score CP1	Score CP2
ABO	0,88	20,4
SDA	0,16	-0,63
ACL	-0,62	1,60
ARC	-2,03	1,14
CAC	-1,13	-0,95
CAA	-1,13	-0,95
FCE	0,36	-0,36
FPL	0,73	-0,30
FPS	0,73	-0,30
FOS	0,14	-1,40
FPD	-0,36	0,06
LUI	1,40	0,50
MIR	0,84	1,83
TAP	0,91	-0,22

3.3 Estrutura populacional

O número total de indivíduos por hectare e de cada estágio ontogenético variou consideravelmente entre as 14 populações (Tabela 8). As densidades totais de indivíduos e em cada estágio ontogenético foram independentes, indicando variação entre estádios ontogenéticos conforme a população e diferenças intra populacionais de densidade entre os estádios ontogenéticos ($\chi^2 = 9262,4$; gl = 52; $p < 0,001$).

As plântulas foram mais abundantes na maioria das populações, com densidades variando 0 a 3.224 indivíduos.ha⁻¹, com densidades mais baixas nas áreas onde o uso do solo afetou mais a cobertura da vegetação, e nas áreas mais intensamente manejadas (ARC, FPS e FPD).

Tabela 8. Densidades estimadas (número de indivíduos por hectare) em 14 populações de *B. capitata* estudadas nas Mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais.

Nº no mapa	População	Plântula	Infantil	Jovem	Adulto	Total
1	SDA	433	57	177	397	1063
2	ARC	0	0	0	7	7
3	ACL	200	0	180	70	450
4	LUI	2250	230	127	50	2657
5	MIR	600	17	111	530	1258
6	ABO	160	24	118	274	576
7	FCE	190	49	455	77	770
8	FOS	949	67	371	247	1633
9	FPD	41	87	982	203	1313
10	FPL	210	30	178	25	443
11	FPS	10	3	437	157	607
12	TAP	188	26	497	115	826
13	CAC	3244	11	211	539	4005
14	CAA	1825	9	125	350	2309
Mediana		205,2	25	178,9	179,6	944,6
Amplitude		0 - 3224	0 - 230	0 - 982	7 - 539	7 - 4005

O estágio infantil foi o menos abundante, exceto nas populações LUI e FPD. A população com maiores densidades absoluta e relativa de jovens (75%) foi FPD, seguida de TAP, FCE e FPS, com aproximadamente 60% da população formada por jovens (Fig. 6).

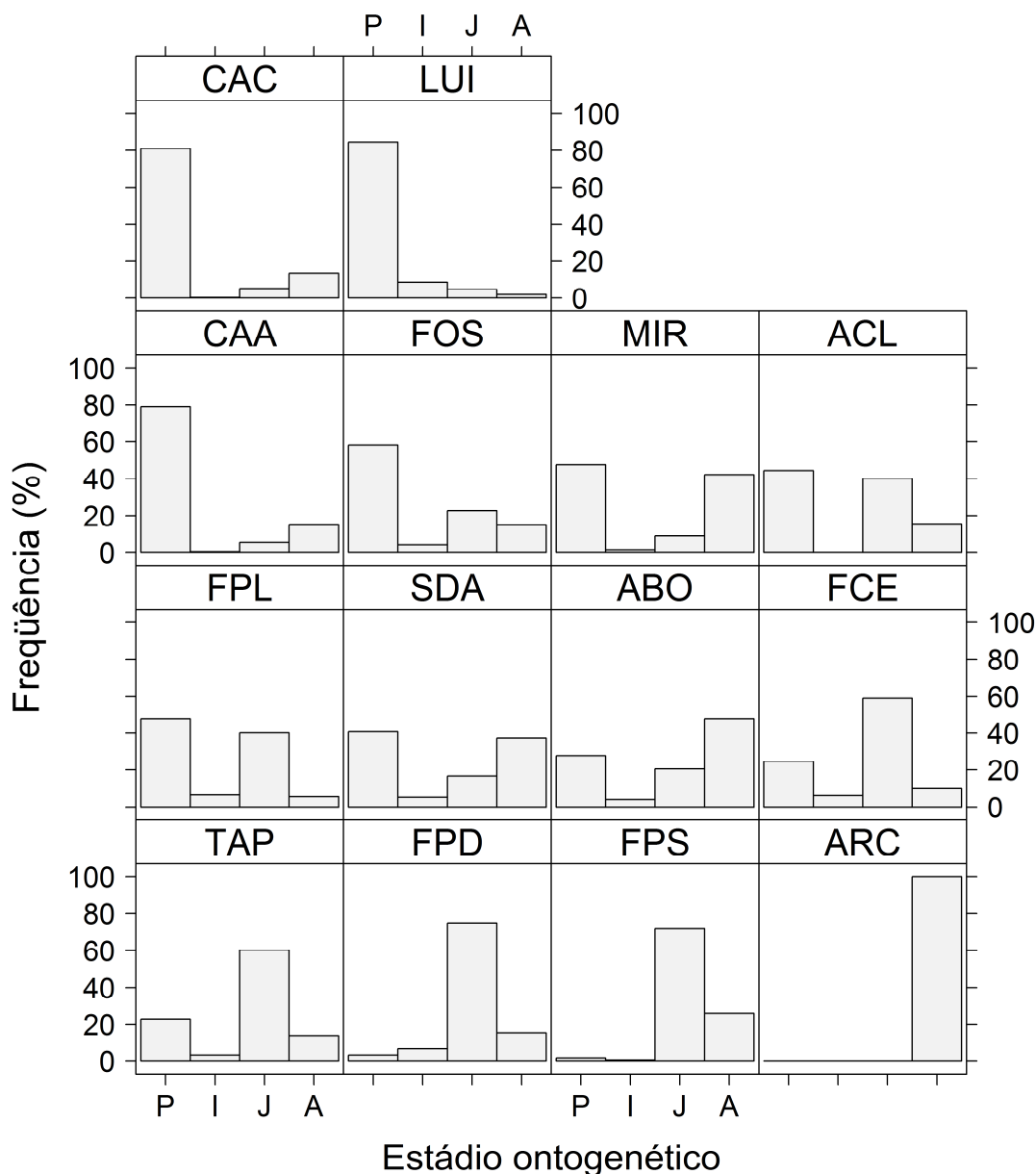


Figura 6. Proporção de indivíduos por estádio ontogenético em 14 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. P = Plântula, I = Infantil, J = Jovem, A = Adulto.

A distribuição de classes de tamanho da maioria das populações de *B. capitata* tendeu ao formato J-reverso (Fig. 7). O coeficiente de simetria (g_1) foi positivo e significativamente diferente de zero em todas as populações, exceto em ARC e ABO, indicando distribuições de tamanho assimétricas, com mais indivíduos menores do que maiores (Tabela 9). A primeira classe de tamanho (0 – 20 cm), que envolveu tanto plântulas quanto infantis, juvenis e adultos, concentrou a maior proporção de indivíduos em todas as populações, exceto em ARC e FPS. Complementarmente, das populações cuja primeira classe de tamanho concentra a

maior proporção de indivíduos, as plântulas representam a maior proporção de indivíduos nesta primeira classe de tamanho em todas as populações, exceto em FCE e FPD.

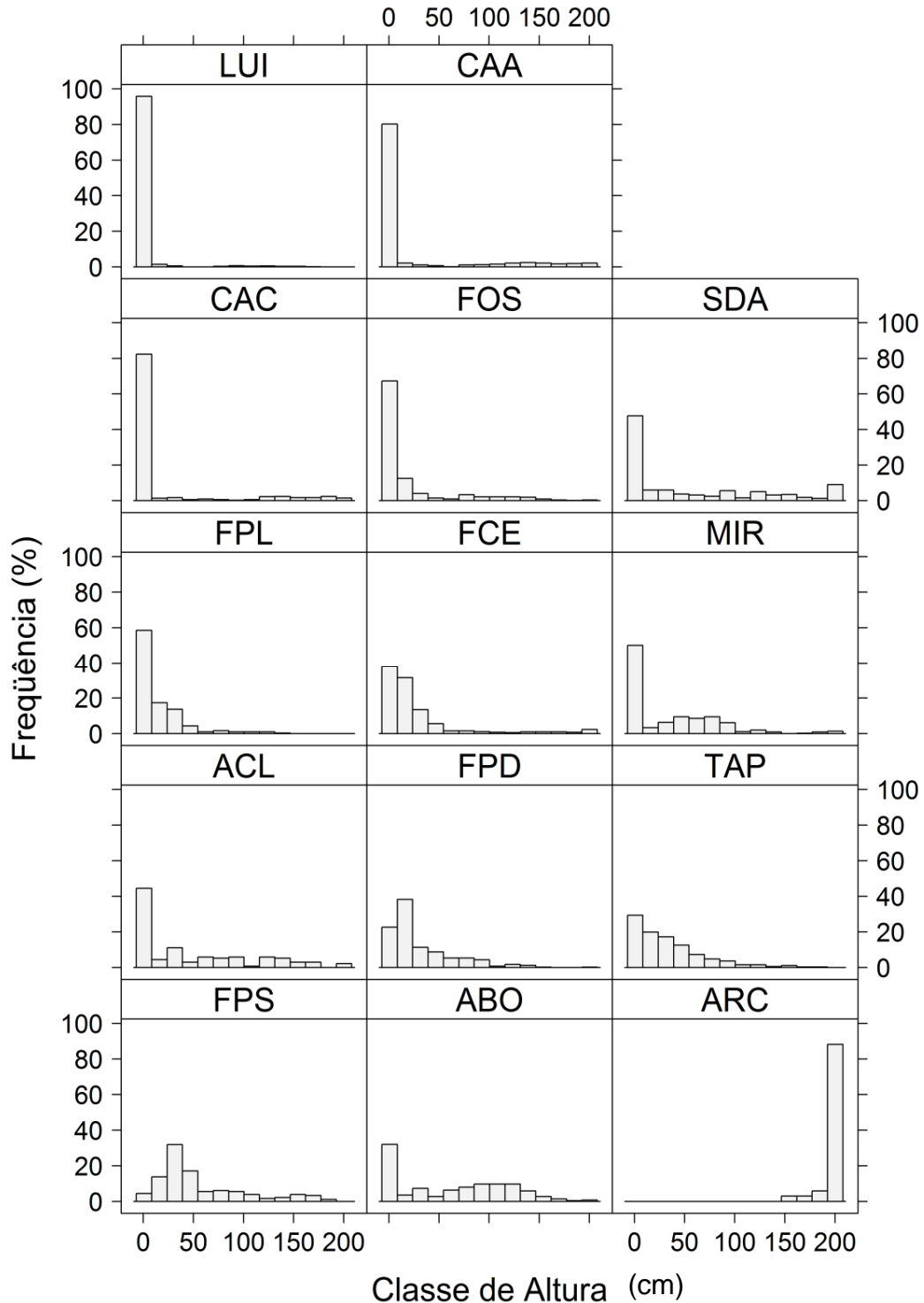


Figura 7. Estruturas de tamanho em intervalos de 20 cm em 14 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais em ordem decrescente de *b*. Última classe de altura é composta por indivíduos maiores que 200 cm.

Os parâmetros a (intercepto do eixo) e b (inclinação da curva) estimados do modelo exponencial negativo não foram significativos ($p < 0,05$) apenas em LUI, CAA e FPS. Em LUI e CAA, as estimativas do parâmetro a não foram precisas, enquanto que em FPS a estimativa de b não foi significativamente diferente de zero. As distribuições de classes de tamanho (y) não foram satisfatoriamente ajustadas ao modelo J-reverso em ARC, FPS e ABO ($R^2 < 70\%$) (Tabela 9).

Tabela 9. Coeficiente de simetria (g_1) e resultados dos ajustes do modelo exponencial negativo às distribuições de indivíduos em classes de tamanho das 14 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. a = intercepto no eixo y , b = inclinação da curva, EP = erro padrão e R^2 = coeficiente de determinação. Estimativas seguidas de asterisco (*) indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Nº no mapa	População	g_1	$a \pm EP$	$b \pm EP$	R^2
1	SDA	1,3*	$1,27 \pm 0,24^*$	$0,080 \pm 0,010^*$	0,9
2	ARC	0,6	$0,11 \pm 0,04^*$	$0,002 \pm 0,001^*$	0,3
3	ACL	1,0*	$0,80 \pm 0,12^*$	$0,050 \pm 0,010^*$	0,9
4	LUI	6,4*	$12,05 \pm 5,25$	$0,250 \pm 0,040^*$	0,9
5	MIR	1,7*	$0,91 \pm 0,18^*$	$0,050 \pm 0,010^*$	0,8
6	ABO	0,25	$0,30 \pm 0,07^*$	$0,010 \pm 0,005^*$	0,6
7	FCE	3,2*	$1,17 \pm 0,02^*$	$0,060 \pm 0,001^*$	0,9
8	FOS	2,5*	$2,83 \pm 0,45^*$	$0,120 \pm 0,010^*$	0,9
9	FPD	1,8*	$0,96 \pm 0,82^*$	$0,050 \pm 0,005^*$	0,9
10	FPL	2,6*	$1,48 \pm 0,04^*$	$0,070 \pm 0,002^*$	0,9
11	FPS	1,3*	$0,30 \pm 0,09^*$	$0,010 \pm 0,006$	0,5
12	TAP	1,5*	$0,61 \pm 0,01^*$	$0,030 \pm 0,001^*$	0,9
13	CAC	2,3*	$5,06 \pm 1,94^*$	$0,180 \pm 0,030^*$	0,9
14	CAA	2,2*	$6,07 \pm 3,54$	$0,200 \pm 0,050^*$	0,9

O ranking das estruturas de tamanho conforme valores crescentes de b e agrupamento dos valores similares utilizando a distribuição de frequência obtida a partir das re-amostragens por *bootstrap* como referência resultou em três grupos (Fig. 8): (1) menores que o 1º quartil

(ARC, ABO, FPL e TAP); (2) entre os 1° e 3° quartis (FPD, ACL, MIR, FCE, FPL, SDA e FOS) e (3) maiores que o 3° quartil (CAC, CAA e LUI).

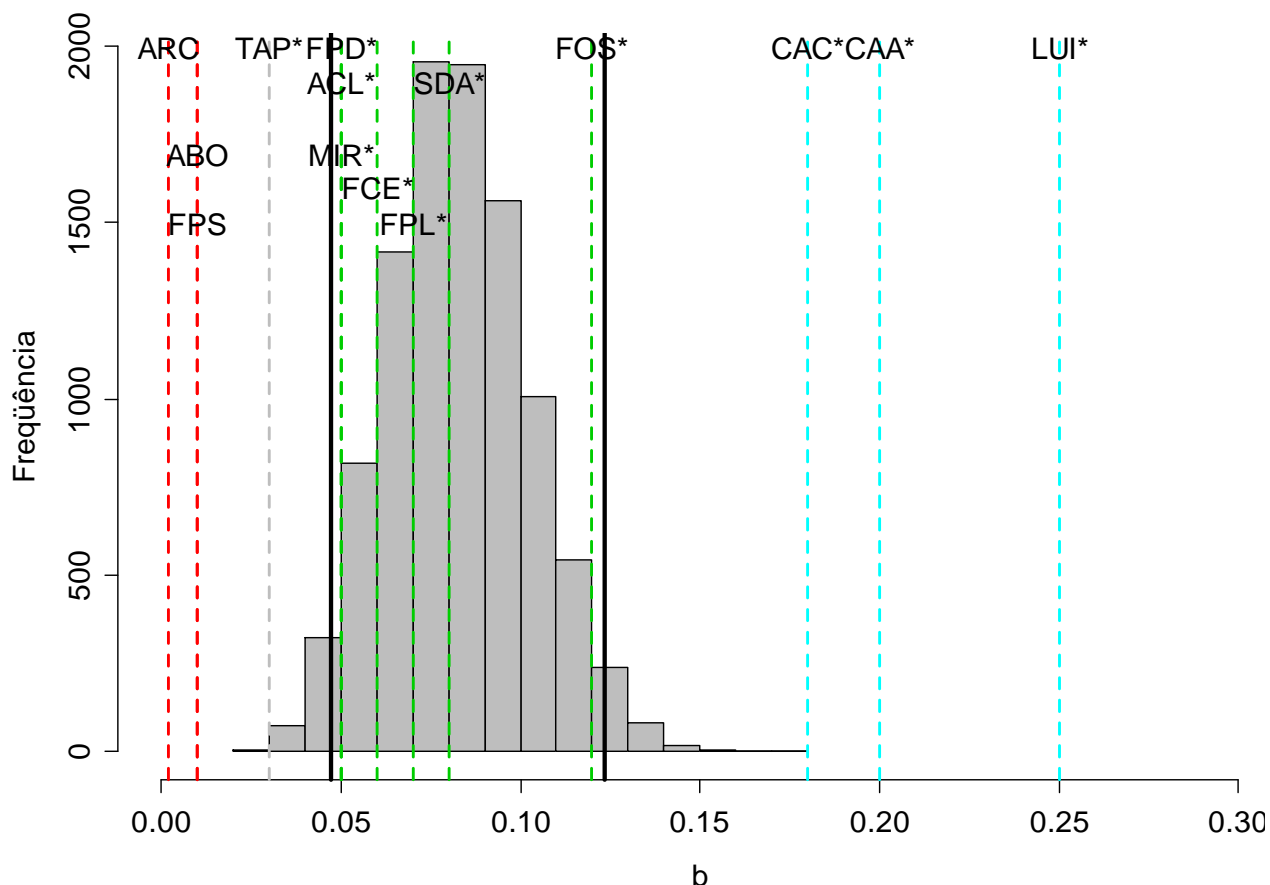


Figura 8. Frequências de valores de b obtidas por meio de 10.000 re-amostragens por *bootstrap* dos valores de b estimados pelo ajuste não linear entre a frequência de indivíduos (y) e o ponto médio das classes de tamanho (x). Linhas estão dispostas nos valores de b da população referida. Asteriscos (*) indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Os maiores valores estimados de b ressaltam o declínio abrupto na frequência relativa na proporção de indivíduos da primeira para a segunda classe de tamanho nas populações CAC, CAA e LUI, majoritariamente formadas por indivíduos pequenos. Isso indica que, com as devidas ressalvas, essa informação pode ser útil para avaliar o estado de conservação relativo das populações de *B. capitata*, embora não seja possível definir um valor que represente uma população ‘balanceada’.

3.4 *Abundância de estádios ontogenéticos em gradientes ecológicos e antrópico*

O teste para detectar a qual distribuição teórica as variáveis resposta provavelmente pertencem indicou que os valores amostrados ajustaram-se mais adequadamente à distribuição Poisson. Utilizou-se modelos quasi-Poisson para corrigir os erros padrões porque a avaliação visual do Q-Q Plot e a *deviance* residual maior que os graus de liberdade residuais indicaram que a variância foi maior do que o esperado (super-dispersão).

Nenhuma hipótese exclusiva foi suportada pelos modelos em qualquer dos estádios ontogenéticos (Tabela 10). Então, as inferências e as interpretações sobre a qualidade dos modelos foram baseadas nas estimativas dos parâmetros ponderadas pelos modelos mais plausíveis (com Peso de Akaike maior que 0,1) e nos erros padrões de cada variável. A variação nas variáveis resposta explicada pelos modelos mais plausíveis que relacionam cada estádio ontogenético com os gradientes ecológicos e antrópico indicou que apenas a densidade de *Plântulas* associou-se às variáveis mensuradas, com porcentagem de *deviance* explicada entre 73,8 e 80,8%. Ou seja, a estimativa dos parâmetros foi bastante verossímil dado o conjunto de dados nos modelos plausíveis (Vincent & Haworth 1983). As densidades dos estádios ontogenéticos *Infantil* e *Jovem* foram razoavelmente associadas com as variáveis mensuradas, com modelos explicando 36,7 – 57% e 35,6 – 44,5% da variação observada nas variáveis resposta, respectivamente. Essa variação observada na *deviance* explicada pelos melhores modelos da densidade desses dois estádios ontogenéticos sugere que a escolha das variáveis utilizadas pode influenciar o ajuste do modelo utilizando o mesmo conjunto de dados amostrados. A densidade do estádio ontogenético *Adulto* não foi relacionada com as variáveis mensuradas, com apenas 12% da *deviance* explicada pelo único modelo que concorre com a hipótese de que a variação observada na densidade de indivíduos adultos não foi capturada pelas variáveis que representaram os gradientes ecológicos e antrópico neste estudo (apenas intercepto).

Tabela 10. Ranking dos cinco melhores modelos candidatos que descrevem a relação da densidade de cada estágio ontogenético com os gradientes ecológicos e antrópico em 13 populações *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas Gerais. COB = porcentagem de cobertura vegetal; DECL = declividade média; HERB = índice relativo de criação de gado; PREC = média de precipitação anual de 1998 a 2007; REP = densidade de adultos conspecíficos.

Variável resposta	Modelo	K	QAIC _c	Δ QAIC _{c_i}	w_i	% de explicação
Densidade de Plântulas	scoreFERT1 + scoreTX	3	30,2	0	0,26	73,8
	scoreFERT1 + scoreTX + HERB	4	31,2	1,0	0,16	80,8
	scoreFERT1 + scoreTX + REP	4	32,0	1,8	0,11	79,6
	REP + scoreTX + EXT	4	33,0	2,6	0,07	78,3
	HERB + scoreFERT1 + scoreFERT2 + scoreTX	5	33,4	3,2	0,05	88,6
Densidade de Infantis	scoreFERT1	2	19,7	0	0,18	38,0
	scoreTX	2	19,9	0,2	0,16	36,7
	COB + scoreFERT1	3	20,6	0,9	0,11	57,0
	COB + scoreTX	3	21,0	1,3	0,09	54,7
	HERB + scoreFERT1	3	22,3	2,6	0,04	47,3
Densidade de Jovens	PREC	2	23,8	0	0,36	35,6
	PREC + DECL	3	26,1	2,2	0,12	44,5
	PREC + scoreTX	3	26,1	2,2	0,12	44,4
	PREC + scoreTX + scoreFERT1	4	27,0	3,1	0,07	64,3
	PREC + scoreFERT1	3	27,5	3,6	0,06	36,8
Densidade de Adultos	INTERCEPTO	1	13,6	0	0,36	0
	DECL	2	16,0	2,4	0,11	12,5
	scoreFERT2	2	16,7	3,1	0,07	3,6
	scoreTX	2	16,8	3,2	0,07	3,0
	scoreFERT1	2	16,9	3,3	0,06	1,2

PLÂNTULAS

A variável scoreTX foi a mais que mais contribuiu (67,2 a 97,4%) para a *deviance* explicada da densidade de plântulas em todos os modelos com w_i maior que 0,1 (Tabela 11). Como essa variável é uma combinação linear entre as variáveis granulométricas do solo, sua interpretação recai sobre a fração de areia, que reteve a maior parte da variação dos dados. O mesmo acontece com a variável scoreFERT1, que sintetiza a acidez potencial do solo, a concentração de alumínio e a saturação por bases. Assim, o modelo mais plausível {scoreFERT1 + scoreTX} sugere que a densidade de plântulas de *B. capitata* nas populações amostradas é positivamente relacionada à fração de areia do solo, à acidez potencial e à concentração de alumínio, e negativamente relacionada com a saturação por bases (Tabela 11).

Os modelos {scoreFERT1 + scoreTX + HERB} e {scoreFERT1 + scoreTX + REP} foram considerados competidores potenciais do melhor modelo {scoreFERT1 + scoreTX}, representando outras explicações possíveis para a densidade de plântulas, ainda positivamente relacionada com a fração de areia do solo, a acidez potencial e a concentração de alumínio, e negativamente relacionada com a saturação por bases, porém ora relacionada negativamente com a herbivoria do gado, ora positivamente com a densidade de adultos conspecíficos (Tabela 11).

Tabela 11. Avaliação quantitativa e estimativa dos parâmetros (β) das variáveis componentes dos melhores modelos para a relação da densidade de plântulas em 13 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Modelo	Variável	$\beta \pm \hat{se}$	Contribuição individual para a deviance explicada (%)
scoreFERT1 + scoreTX			
	scoreFERT1	-1,23 \pm 0,27	2,6
	scoreTX	-2,00 \pm 0,5	97,4
scoreFERT1 + scoreTX + HERB			
	scoreFERT1	-1,41 \pm 0,33	4,8
	scoreTX	-2,10 \pm 0,52	91,3
	HERB	-0,15 \pm 0,1	3,9
scoreFERT1 + scoreTX + REP			
	scoreFERT1	-0,88 \pm 0,35	0,07
	scoreTX	-2,05 \pm 0,6	67,2
	REP	0,002 \pm 0,001	32,04

O suporte relativo é deslocado quando considerado apenas os três modelos competidores, sugerindo que as duas hipóteses concorrentes do melhor modelo são plausíveis, assim como o melhor modelo obtido (Tabela 12).

Tabela 12. Comparação entre os três melhores modelos após os demais modelos terem sido descartados.

Modelo	K	QAIC $_{C_i}$	Δ AIC $_{C_i}$	w_i
scoreFERT1 + scoreTX	3	30,22	0	0,49
scoreFERT1 + scoreTX + HERB	4	31,20	0,99	0,30
scoreFERT1 + scoreTX + REP	4	31,97	1,76	0,20

Por isso, é razoável considerar um modelo que pondere a probabilidade dos três modelos na explicação do padrão observado na variável resposta. A estimativa dos parâmetros

ponderada pelo suporte relativo (w_i) dos três melhores modelos foi precisa apenas para as variáveis scoreTX e scoreFERT1. Os intervalos de confiança das estimativas dos parâmetros não sobrepuseram zero, suportando as tendências positivas a respeito da fração de areia do solo, da acidez potencial e da concentração de alumínio, e tendência negativa para a saturação por bases. As variáveis scoreTX e scoreFERT1 estão presentes nos três modelos selecionados, evidenciando que são importantes para a explicação da densidade de plântulas de *B. capitata* (Tabela 13).

Tabela 13. Estimativas dos parâmetros obtidas por máxima verossimilhança pelo modelo ponderado em função da probabilidade dos dois melhores modelos para a relação da densidade de plântulas em 13 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Parâmetro	$\beta \pm \hat{se}$	Importância Relativa
HERB	-0.0001443 \pm 0.0002743	0,3
REP	0.00009156 \pm 0.0002292	0,2
scoreFERT1	-0.001182 \pm 0.0003522	1
scoreTX	-0.001997 \pm 0.0005144	1

INFANTIS:

Os modelos {scoreTX} e {COB + scoreFERT1} foram considerados competidores do melhor modelo {scoreFERT1} (Tabela 12). O modelo mais plausível {scoreFERT1} sugere que, ao contrário da densidade de plântulas, a densidade de infantis de *B. capitata* nas populações amostradas é negativamente relacionada com a acidez potencial e concentração de alumínio, e positivamente com a saturação por bases. Já o modelo {scoreTX} aponta que os infantis de *B. capitata* também estão relacionados positivamente com a fração de areia do solo (Tabela 14). No terceiro modelo competidor, a incorporação de mais um parâmetro aumentou a capacidade de explicação do modelo e sugere que a densidade de infantis é negativamente relacionada à porcentagem de cobertura da vegetação (Tabela 10). Entretanto, a explicação da *deviance* foi retida quase que unicamente pela variável scoreFERT1 (Tabela 14).

Tabela 14. Avaliação quantitativa e estimativa dos parâmetros (β) das variáveis componentes dos dois melhores modelos para a relação da densidade de infantis em 13 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Modelo	Variável	$\beta \pm \hat{se}$	Contribuição individual para a deviance explicada (%)
scoreFERT1			
	scoreFERT1	0,93 \pm 0,41	100
scoreTX			
	scoreTX	-0,91 \pm 0,43	100
COB + scoreFERT1			
	COB	-0,04 \pm 0,02	1,1
	scoreFERT1	1,34 \pm 0,41	98,9

O suporte relativo foi deslocado quando considerado apenas os três modelos competidores, sugerindo que as duas hipóteses concorrentes do melhor modelo são plausíveis, assim como o melhor modelo obtido (Tabela 15).

Tabela 15. Comparação entre os quatro melhores modelos após os demais modelos terem sido descartados.

Modelo	K	QAIC c_i	Δ AIC c_i	w_i
scoreFERT1	2	19,67	0	0,4
scoreTX	2	19,90	0,23	0,36
COB + scoreFERT1	3	20,63	0,97	0,25

Por isso, é razoável considerar um modelo que pondere a probabilidade dos três modelos na explicação do padrão observado na variável resposta. A estimativa dos parâmetros obtida pelo modelo ponderado pelo suporte relativo dos três melhores modelos não foi precisa para nenhuma variável (Tabela 16).

Tabela 16. Estimativas dos parâmetros obtidas por máxima verossimilhança pelo modelo ponderado em função da probabilidade dos quatro melhores modelos para a relação da densidade de infantis em 13 populações de coquinho-azedo (*B. capitata*) nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas.

Parâmetro	$\beta \pm \hat{se}$	Importância Relativa
COB	-0.002637 ± 0.005277	0,25
scoreFERT1	0.011319 ± 0.010282	0,64
scoreTX	-0.005233 ± 0.008205	0,36

JOVENS

O modelo mais plausível {PREC} sugere que a densidade de jovens de *B. capitata* seja negativamente relacionada com a precipitação anual média (Tabela 17). Os modelos {PREC + DECL} e {PREC + scoreTX} foram considerados competidores potenciais do melhor modelo, representando outras explicações possíveis para a densidade de jovens, ainda negativamente relacionada com a precipitação anual média, porém ora também negativamente com a declividade média, ora positivamente com a variável scoreTX, que se refere à concentração de areia no solo (Tabela 17). Em ambos os modelos competidores, a precipitação média anual retém a maior contribuição para a explicação da *deviance* da densidade de juvenis, seguida da variável scoreTX (Tabela 17).

Tabela 17. Avaliação quantitativa e estimativa dos parâmetros (β) das variáveis componentes dos dois melhores modelos para a relação da densidade de jovens em 13 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativas em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Modelo	Variável	$\beta \pm \hat{se}$	Contribuição individual para a deviance explicada (%)
PREC			
	PREC	$-0,003 \pm 0,001$	100
PREC + DECL			
	PREC	$-0,003 \pm 0,001$	99,3
	DECL	$-0,05 \pm 0,04$	0,9
PREC + scoreTX			
	PREC	$-0,004 \pm 0,001$	80,15
	scoreTX	$0,33 \pm 0,26$	19,79

O suporte relativo foi deslocado quando considerado apenas os três modelos competidores, sugerindo que as duas hipóteses concorrentes do melhor modelo são plausíveis, assim como o melhor modelo obtido (Tabela 18).

Tabela 18. Comparação entre os quatro melhores modelos após os demais modelos terem sido descartados.

Modelo	K	$QAICc_i$	$\Delta AICc_i$	w_i
PREC	2	23,85	0	0,61
PREC + DECL	3	26,09	2,24	0,20
PREC + scoreTX	3	26,11	2,26	0,20

Por isso, é razoável considerar um modelo que pondere a probabilidade dos três modelos na explicação do padrão observado na variável resposta. A estimativa dos parâmetros obtida pelo modelo ponderado pelo suporte relativo dos três melhores modelos foi precisa apenas para a precipitação média anual, que está presente nos três modelos selecionados, evidenciando que é uma variável importante para a explicação da densidade de jovens de *B. capitata* (Tabela 19).

Tabela 19. Estimativas dos parâmetros obtidas por máxima verossimilhança pelo modelo ponderado em função da probabilidade dos quatro melhores modelos para a relação da densidade de jovens em 13 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Noroeste e Norte de Minas. Estimativa em negrito indicam que o intervalo de confiança de 95% não inclui 0.

Parâmetro	$\beta \pm \hat{se}$	Importância Relativa
PREC	-0.0025916 ± 0.0011831	1
DECL	-0.0002264 ± 0.0006549	0,2
scoreTX	0.0002570 ± 0.0006852	0,2

4 DISCUSSÃO

4.1 *Estrutura de populações em diferentes perturbações antrópicas*

As distribuições de classes de tamanho de populações sujeitas às intensidades de pressões antrópicas semelhantes foram relativamente parecidas. O ajuste do modelo exponencial negativo às distribuições de classe de tamanho e o coeficiente de simetria apontaram que as classes de tamanhos menores correspondem à maioria dos indivíduos de 11 das 14 populações amostradas, e as plântulas representam a maioria dos indivíduos na primeira classe de tamanho (0 – 20 cm) em nove dessas 11 populações, indicando que *B. capitata* possui regeneração ativa na escala da paisagem. Distribuições de classes de tamanho J-reverso são observadas em muitas espécies tropicais e subsidiam em parte o debate sobre persistência das populações, baseado na premissa de que populações auto-regenerantes possuem distribuições de tamanho com declínio monotônico (Leak 1965; Condit et al. 1998).

Entretanto, todas as áreas estudadas estão sujeitas aos efeitos de perturbações antrópicas passadas e atuais, que podem afetar o estabelecimento de novos indivíduos na população, como o extrativismo de frutos e a criação de gado. O extrativismo de estruturas reprodutivas pode prejudicar a regeneração natural (Shackleton et al. 2005) e determinar o formato da distribuição de classes de tamanho (Sullivan et al. 1995; Shankar et al. 1998; Peres et al. 2003). Porém, espécies que ocorrem em altas densidades e com altas taxas de fertilidade tendem a ser menos impactadas pela remoção de propágulos (Bernal 1998; Ticktin 2004; Emanuel et al. 2005; Guédjè et al. 2007). As populações estudadas de *B. capitata* tiveram alta frequência relativa de indivíduos na primeira classe de tamanho, composta principalmente por plântulas. Isto indica sucesso na germinação das sementes e capacidade de sobrevivência nesta fase de desenvolvimento crítico para indivíduos ainda dependentes das reservas nutricionais armazenadas na semente, assim como ocorre em outras espécies no Cerrado (Hoffmann 2000).

A prevalência de plântulas em populações que ocorrem em áreas cujas principais atividades econômicas são a criação extensiva de gado e o extrativismo de frutos de coquinho-azedo resultou em alta frequência relativa da classe de menor tamanho, contribuindo para distribuições de classes de tamanho com formato J-reverso. Este padrão de distribuição de tamanho sugere populações auto-regenerantes (Parker 1986; Knox et al. 1989; Obiri et al. 2002; Gomez-Aparicio et al. 2005; Rubin et al. 2006). O baixo impacto da

intensidade atual do extrativismo à regeneração natural, e, conseqüentemente para a persistência das populações exploradas, é favorecido pela concentração das áreas de coleta próximas às residências dos extrativistas, pela baixa frequência dos eventos de coleta, pela remoção apenas dos cachos ‘de vez’ e pela maturação assincrônica dos frutos (Silva 2008). A intensidade do extrativismo também pode ser determinada pela demanda do mercado (Arnold & Pérez 2001), mas dificuldades de acesso dos extrativistas ao mercado e às áreas de coleta em muitas comunidades (Carvalho 2007; Silva 2008) limitam a exploração e provavelmente a intensidade atual de remoção de frutos não compromete a regeneração natural de *B. capitata*. Portanto, o atual padrão do extrativismo de *B. capitata* parece ser consistente com a estratégia de conservação da biodiversidade pautada no uso. A sustentabilidade ecológica e econômica desta atividade deve ser avaliada em estudos a longo prazo para determinar taxas de coleta que não afetem a regeneração das populações de *B. capitata* e proporcione alimento para fauna nativa. Visto que cada indivíduo adulto de *B. capitata* produz em média 3,2 kg de polpa (variando de 1 a 16 kg) (Lima et al. 2010), a renda gerada precisa compensar os custos de acesso ao mercado e o tempo de deterioração dos frutos para garantir a viabilidade econômica do extrativismo dos frutos de *B. capitata*, embora a renda gerada pela exploração de outras espécies nativas também deva ser computada.

O histórico e a intensidade de manejo da terra afetaram as distribuições de classes de tamanho e estrutura ontogenética das populações de *B. capitata*. O manejo intenso das áreas para criação de gado foi mais prejudicial à regeneração natural de *B. capitata* do que a herbivoria e o pisoteamento do gado em si. De fato, o pastoreio do gado na regeneração natural pode ser tanto prejudicial (Relva & Veblen 1998), quanto insignificante (Vieira et al. 2007). Populações que ocorrem em áreas destinadas essencialmente à pecuária possuíam regeneração natural nula (ARC) ou reduzida (FPS e FPD) quando comparadas à maioria das populações (Fig. 6). Isso refletiu na distribuição de classes de tamanho, já que ARC e FPS não possuem distribuições de tamanho em formato J-reverso, enquanto que FPD foi satisfatoriamente descrita pelo modelo exponencial negativo porque possui muitos indivíduos jovens pequenos (menores que 20 cm). A maioria das pastagens é renovada em intervalos de poucos anos, causando a morte das plântulas e infantis, principalmente quando o terreno é arado e gradeado, deixando os adultos, como em ARC. Este evento afeta primeiramente os parâmetros demográficos das plântulas, resultando em populações dominadas principalmente por indivíduos maiores que são relutantes a condições ambientais adversas (inércia biológica,

sensu Summerfield (1972)). Isso ressalta a capacidade que espécies de vida longa possuem de persistir mesmo em condições ambientais não favoráveis (Colling et al. 2002), como *B. capitata*, embora populações que carecem de regeneração natural podem estar fadadas à extinção. Provavelmente, FPS e FPD também passaram pelo mesmo processo de manejo de pastagem ocorrido recentemente em ARC. Então, nessas populações já houve tempo suficiente para o estabelecimento de juvenis desta espécie, cuja resiliência é favorecida pela frutificação assincrônica e alta fertilidade.

Mesmo populações com regeneração natural abundante (LUI, CAA e CAC) podem ter crescimento limitado devido ao baixo sucesso de recrutamento, inferido pela discrepância entre as classes de tamanho iniciais, evidenciada pelas inclinações acentuadas das curvas das distribuições de classes de tamanho dessas populações. Por isso, embora exista abundante regeneração potencial, as tendências na trajetória da população são incertas. O estabelecimento efetivo de novos indivíduos na população pode estar comprometido devido à longa permanência dos indivíduos no estágio *Plântula*. Em palmeiras de crescimento lento, essa longa permanência pode se estender por vários anos (McPherson & Williams 1998), como observado em *B. capitata* (Lima 2011), aumentando o risco de morte por danos físicos (por exemplo, Scariot 2000). Mesmo assim, é razoável assumir que a densidade de plântulas é elevada devido à acumulação de indivíduos sobreviventes de anos anteriores, resultante de uma alta rotatividade (*turnover*) entre a germinação de novos indivíduos que compensam a alta mortalidade (Barot & Gignoux 1999). Além disso, a prevalência de plântulas pode estar relacionada com o processo de resistência a diferentes perturbações que resultam em condições ambientais desfavoráveis ao crescimento (Gatsuk et al. 1980; Sampaio & Scariot 2010).

O crescimento dependente do tamanho, ou a combinação com a variação temporal nas taxas de sobrevivência e de regeneração podem resultar em distribuições de classes de tamanho bimodais (Kroon et al. 1986; Huston & Deangelis 1987; Barot & Gignoux 1999). No caso de ABO, as intensidades de extrativismo de frutos e de criação de gado no passado podem ser responsáveis pelo formato bimodal de sua distribuição de classes de tamanho (Fig. 7), sugerindo que a supressão de algumas práticas de manejo pode contribuir para o estabelecimento de novas plântulas e recuperação da população. Similarmente, a criação de gado foi interrompida e o extrativismo de frutos está menos intenso há aproximadamente sete anos em CAA e CAC, tempo suficiente para aumentar a abundância de plântulas (Fig. 6).

Porém, o fim da criação de gado também propiciou o aumento da biomassa de capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea africana invasora que forma dossel fechado e reduz o recrutamento de plantas nativas (Hoffmann & Haridasan 2008). Além disso, de acordo com o modelo proposto por Coomes et al. (2003), a mortalidade é maior em indivíduos menores, caracterizando mortalidade dependente de tamanho, que pode ser agravada porque a maioria das plântulas de *B. capitata* está sob o dossel denso dessa gramínea (D. Sá & A. Scariot, observação pessoal) e deve permanecer nesta fase de vida até morrerem. Isso ressalta a importância dos adultos para a manutenção e crescimento de populações de plantas (Alvarez-Buylla et al. 1996), especificamente de *B. capitata* (Lima et al. 2011), devido à longevidade, ao número de eventos reprodutivos ao longo da vida e à alta taxa de fertilidade desses indivíduos. Portanto, a alta abundância relativa de plântulas pode não ser suficiente para assegurar a persistência de populações com poucos adultos, como LUI.

A intensidade de manejo da terra determinou a variação observada na distribuição de classes de tamanho de *B. capitata*. Distribuição de classes de tamanho em formato J-reverso e alta abundância de plântulas indicam populações auto-regenerantes (Parker 1986; Knox et al. 1989; Obiri et al. 2002; Gomez-Aparicio et al. 2005; Rubin et al. 2006), o que é encontrado em *B. capitata* na escala da paisagem. A maioria das práticas atuais de manejo da terra e o manejo a que as plantas e populações de *B. Capitata* estão submetidas não impede a regeneração contínua e sugere transição entre os estádios ontogenéticos. A baixa abundância de infantis deve-se principalmente ao curto tempo de permanência nesta fase de vida (Lima 2011). A baixa proporção de plântulas é encontrada apenas em áreas submetidas a manejo intenso da terra.

4.2 Abundância de estádios ontogenéticos em gradientes ecológicos e antrópico

A abordagem de seleção de modelos, dado o conjunto de modelos obtido por todas as combinações possíveis entre as variáveis relevantes para descrever determinado padrão, é útil quando os conjuntos de dados das variáveis resposta são obtidos em estudos observacionais, com estocasticidade substancial e várias fontes de variabilidade (Anderson 2007), principalmente quando há insuficiência de conhecimento a priori da relação entre as variáveis (Symonds & Moussalli 2011). No caso da exploração da relação dos estádios ontogenéticos de *B. capitata* com os gradientes ecológicos e antrópico, foi possível identificar a contribuição

de variáveis importantes para a compreensão dos padrões observados e, também direcionar o conhecimento para a investigação de outras variáveis potencialmente importantes. A seleção dos modelos propostos destaca a associação da densidade de plântulas e jovens com variáveis ambientais em detrimento dos fatores demográficos e antrópicos.

A abundância de plântulas foi associada negativamente à fertilidade do solo, variável do gradiente ecológico de recurso, e negativamente à textura do solo, variável que representa o gradiente ecológico direto. A abundância de jovens foi associada negativamente à precipitação, variável de gradiente direto. A utilização desses gradientes como parâmetros preditivos assegura que o modelo seja generalizado e aplicável a outras situações (Guisan & Zimmermann 2000). Os modelos ponderados fornecem informações úteis para o manejo e conservação de *B. capitata*, por demonstrarem a necessidade de considerar a influência combinada das variáveis ambientais para compreender (1) a contribuição relativa de cada variável para o padrão de abundância de cada estágio ontogenético, (2) a relação do hábitat com a estrutura das populações, e (3) a descrição do nicho da espécie (Chatfield et al. 2010).

A dinâmica de regeneração de espécies com distribuição geográfica restrita pode ser mais relacionada com a heterogeneidade dentro da população do que com restrições de larga escala (Gomez-Aparicio et al. 2005). Neste caso, os dois modelos concorrentes mais plausíveis que descrevem a relação dos gradientes ecológicos com a densidade de plântulas foram consistentes com o conhecimento ecológico, que atribui às características edáficas grande parte da explicação da abundância de espécies de plantas tropicais (Clark et al. 1998; Brenes-Arguedas et al. 2008). Esses modelos consideraram os fatores demográfico (densidade de adultos conspecíficos) e antrópico associados com o ambiental. Como esperado, a densidade de adultos conspecíficos e a intensidade de herbivoria relacionaram-se, respectivamente, a impactar positiva e negativamente a regeneração da população. No entanto, as estimativas dos parâmetros dos fatores demográfico e antrópico pelo modelo que ponderou os modelos plausíveis ($w_i > 0,1$) não foram diferentes de zero, sugerindo que a relação de tais fatores com a regeneração de *B. capitata* não é tão simplista.

O efeito do gado sobre a regeneração natural geralmente é negativo porque causa danos físicos devido à herbivoria e ao pisoteio, que podem resultar na morte dos indivíduos mais susceptíveis (Skarpe 1992; Wassie et al. 2009). Em outros casos, o gado pode favorecer a regeneração de plântulas e o estabelecimento de novos indivíduos ao criar condições favoráveis por meio da redução da biomassa de gramíneas potencialmente competidoras,

aumentando a germinação de sementes com dormência (Silvertown 1980), e da promoção de lugares adequados para a germinação (Oosterheld & Sala 1990). Todavia, a criação de gado na região das áreas estudadas é extensiva e não supera um animal/ha (IBGE 2006). Em algumas das áreas amostradas, o gado é retirado durante os períodos de floração e frutificação para não prejudicar a produção de frutos de *B. capitata* (Silva 2008). É provável que o gado cause danos físicos nos indivíduos mais susceptíveis, entretanto, a compreensão do impacto na regeneração da população carece de testes experimentais do efeito da intensidade, da frequência e da espacialidade dessa perturbação para confirmar que a criação extensiva de gado é uma ameaça à persistência das populações.

A fertilidade do solo e principalmente a textura do solo foram as variáveis mais importantes no modelo ponderado para explicar as densidades de plântulas nas áreas estudadas, e a associação negativa da abundância de plântulas com ambas remete ao requerimento das plântulas a solos arenosos, ácidos, álicos e com baixa saturação por bases.

Dentre os três modelos concorrentes plausíveis para a densidade de infantis, apenas um considerou o efeito combinado das variáveis ambientais. Esse modelo incorpora o efeito da cobertura vegetal à fertilidade do solo e sugere que a densidade de infantis é maior em áreas mais abertas e mais férteis. Os demais modelos plausíveis intercalam a fertilidade e a textura do solo como principais características do hábitat relacionadas com os infantis neste caso. Porém, o modelo ponderado, que incluiu as variáveis edáficas e a porcentagem da cobertura vegetal, não associa as demais variáveis à variação observada na densidade de infantis. Esse resultado sugere que infantis, ao contrário de plântulas, associam-se a solos com maior saturação por bases, menos ácidos e álicos. A divergência do requerimento nutricional pode reduzir o sucesso na transição de plântula para infantil. Isto é consistente com a associação conhecida dos estádios ontogenéticos em uma palmeira de savana com o hábitat, cujos padrões de distribuições espaciais podem estar relacionados a manchas de fertilidade (Barot et al. 1999). Assim, o ambiente pode produzir diferentes padrões espaciais resultantes de diferentes padrões de mortalidade na população (Barot et al. 1999).

O modelo mais plausível para a densidade de jovens relacionou-a negativamente com a precipitação. A declividade e a textura do solo também foram apontadas como variáveis complementares, mas o modelo ponderado não sustentou o efeito combinado de ambas com a precipitação.

Nenhum modelo associou a densidade dos adultos com a estrutura do hábitat. As fracas relações das características do hábitat com a abundância de adultos de *B. capitata*, assim como a ocorrência das populações em áreas ambientalmente heterogêneas implicam que a densidade desses indivíduos transcende as variações específicas do hábitat mensuradas. Provavelmente, este resultado deve-se ao fato de que a dinâmica demográfica da população exerce maior efeito sobre a distribuição espacial dos indivíduos da população ao longo do desenvolvimento ontogenético, onde os adultos estão estabelecidos em locais que no passado foram mais favoráveis para estádios anteriores, ao mesmo tempo em que a estrutura heterogênea do hábitat produz padrões de mortalidade diferentes em cada estágio ontogenético (Barot et al. 1999).

A porcentagem de *deviance* não explicada em todos os casos sugere que outras fontes de variação e processos não foram contempladas pelas variáveis mensuradas que representam os gradientes ecológicos e antrópico. É provável que a incorporação de informações ecológicas e dados amostrados via delineamento específico com o propósito de modelar a distribuição potencial da espécie aperfeiçoem a acurácia preditiva e o ajuste dos modelos (Guisan & Zimmermann 2000).

Destaca-se a importância do hábitat para a ocorrência e abundância de *B. capitata*, ressaltando a influência dos processos relacionados ao requerimento de recursos específicos nos padrões de distribuição espacial das palmeiras tropicais (Andersen et al. 2010). Apesar da relação das variáveis ambientais com a densidade de determinados estádios ontogenéticos detectada pelos efeitos diferenciais de cada variável nos modelos, as distribuições de classes de tamanho da maioria das populações foram relativamente parecidas conforme a intensidade das perturbações antrópicas. Esta situação reitera que o formato da distribuição de classes de tamanho da população pode ser atribuído à intensidade de perturbação e ao regime de manejo das áreas (Svenning 1998; Bhuyan et al. 2003).

Os resultados obtidos representam um passo importante para ampliar o conhecimento ecológico de como um importante PFTM do Cerrado responde a uma ampla gama de gradientes ambientais ao mesmo tempo e a importância de cada variável na sua abundância. A análise de modelos competidores permitiu uma exploração mais profunda do conjunto de dados e direciona para aspectos importantes e representativos do padrão observado a serem confirmados. Enquanto os modelos descrevem as associações, e não relações causais entre as variáveis resposta e preditoras, a capacidade de prever padrões prováveis os tornam uma

exigência crescente para auxiliar pesquisadores na abordagem de questões biológicas mais específicas, bem como gestores e ambientalistas na gestão dos recursos de forma sustentável (Chatfield et al. 2010).

5 IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO

O uso da terra e o regime de manejo afetam a estrutura de tamanho de *B. capitata* de formas diferentes. A maioria das populações sujeita ao extrativismo de frutos e pecuária extensiva tem declínio monotônico entre as classes de tamanho, sugerindo populações auto-regenerantes e persistência na escala da paisagem. A remoção de pressões antrópicas não implica necessariamente em efeitos positivos diretos sobre o crescimento da população. Possíveis ganhos iniciais na abundância de plântulas após a interrupção da criação de gado podem não resultar em recrutamento efetivo na população, pois a disseminação de gramíneas exóticas invasoras compromete a transição de plântulas para os estádios ontogenéticos seguintes. O manejo intensivo da terra por meio de aragem constante elimina a regeneração natural e se persistir por longo tempo pode resultar na extinção da população.

A fertilidade e a textura do solo são importantes para a abundância de plântulas, e junto com a precipitação média anual, que é importante para a abundância de juvenis, devem ser consideradas para o enriquecimento, restauração e introdução de populações desta espécie, ações bastante demandadas pelas populações tradicionais e agricultores familiares que exploram o coquinho-azedo. A abordagem adotada neste estudo indica que algumas variáveis não retidas nos modelos podem ser importantes e merecem serem investigadas detalhadamente.

As atuais práticas de manejo das populações de *B. capitata* e da terra empregadas por populações tradicionais e agricultores familiares sugerem que populações auto-regenerantes de *B. capitata* podem ser mantidas mesmo em áreas sob múltiplos usos. Essa abordagem pode garantir os meios de sobrevivência e geração de renda das populações tradicionais e contribuir para uma estratégia de conservação *in situ* da biodiversidade do Cerrado.

6 BIBLIOGRAFIA

Afonso SR (2008) Análise sócio econômica da produção de não-madeireiros no Cerrado brasileiro e o caso da Cooperativa de pequi em Japonvar, MG. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília

- Alvarez-Buylla ER, Garcia-Barrios R, Lara-Moreno C, Martinez-Ramos M (1996) Demographic and genetic models in conservation biology: Applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:387-421
- Andersen KM, Turner BL, Dalling JW (2010) Soil-based habitat partitioning in understory palms in lower montane tropical forests. *Journal of Biogeography* 37 (2):278-292
- Anderson DR (2007) *Model based inference in the life sciences: A Primer on Evidence*, vol 1. Springer, New York
- Anitha K, Joseph S, Ramasamy EV, Prasad SN (2009) Changes in structural attributes of plant communities along disturbance gradients in a dry deciduous forest of Western Ghats, India. *Environmental Monitoring and Assessment* 155 (1-4):393-405
- Arnold JEM, Pérez MR (2001) Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics* 39 (3):437-447
- Austin MP (2002) Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157 (2-3):101-118
- Austin MP, Smith TM (1989) A new model for the continuum concept. *Plant Ecology* 83 (1):35-47
- Balslev H (2011) Palm Harvest Impacts in North-Western South America. *The Botanical Review* 77 (4):370-380
- Barot S, Gignoux J (1999) Population structure and life cycle of *Borassus aethiopum* Mart.: Evidence of early senescence in a palm tree. *Biotropica* 31 (3):439-448
- Barot S, Gignoux J, Menaut JC (1999) Demography of a savanna palm tree: Predictions from comprehensive spatial pattern analyses. *Ecology* 80 (6):1987-2005
- Barry S, Elith J (2006) Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43 (3):413-423
- Barton K (2012) *MuMIn: Multi-model inference*. R package version 1.66
- Bernal R (1998) Demography of the vegetable ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. *Journal of Applied Ecology* 35 (1):64-74

- Bhuyan P, Khan ML, Tripathi RS (2003) Tree diversity and population structure in undisturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India. *Biodiversity and Conservation* 12 (8):1753-1773
- Brenes-Arguedas T, Rios M, Rivas-Torres G, Blundo C, Coley PD, Kursar TA (2008) The effect of soil on the growth performance of tropical species with contrasting distributions. *Oikos* 117 (10):1453-1460
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York
- Canfield R (1941) Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39:388-394
- Canty A, Ripley B (2011) *Bootstrap R (S-Plus) Functions*. R package version 13-3
- Carvalho ISH (2007) *Potenciais e limitações do uso sustentável da biodiversidade do Cerrado: um estudo de caso da Cooperativa Grande Sertão no Norte de Minas*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília
- Chaparro DM, Ticktin T (2011) Demographic effects of harvesting epiphytic bromeliads and an alternative approach to collection. *Conservation Biology* 25 (4):797-807
- Chatfield BS, Van Niel KP, Kendrick GA, Harvey ES (2010) Combining environmental gradients to explain and predict the structure of demersal fish distributions. *Journal of Biogeography* 37 (4):593-605
- Clark DB, Clark DA, Read JM (1998) Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology* 86 (1):101-112
- Colling G, Matthies D, Reckinger C (2002) Population structure and establishment of the threatened long-lived perennial *Scorzonera humilis* in relation to environment. *Journal of Applied Ecology* 39 (2):310-320
- Condit R, Sukumar R, Hubbell SP, Foster RB (1998) Predicting population trends from size distributions: A direct test in a tropical tree community. *American Naturalist* 152 (4):495-509

- Coomes DA, Duncan RP, Allen RB, Truscott J (2003) Disturbances prevent stem size-density distributions in natural forests from following scaling relationships. *Ecology Letters* 6 (11):980-989
- Crawley MJ (2007) *The R book*. Wiley, London
- D'Agostino RB (1970) Transformation to normality of the null distribution of g_1 . *Biometrika* 57 (3):679-681
- Doak DF, Morris W (1999) Detecting population-level consequences of ongoing environmental change without long-term monitoring. *Ecology* 80 (5):1537-1551
- Emanuel PL, Shackleton CM, Baxter JS (2005) Modelling the sustainable harvest of *Sclerocarya birrea* subsp *caffra* fruits in the South African lowveld. *Forest Ecology and Management* 214 (1-3):91-103
- Faria JP (2008) Composição de caratenóides no coquinho azedo (*Butia capitata* (MART.) BECC. variedade *capitata*). Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília
- Faria JP, Almeida F, Silva LCR, Vieira RF, Agostini-Costa TS (2008) Caracterização da polpa do coquinho azedo (*Butia capitata* var *capitata*). *Rev Bras Frutic* 30 (3):827-829
- Faria JC, Demetrio CGB (2011) *bPCA: Biplot of multivariate data based on Principal Components Analysis*. ESALQ, USP, Brasil
- Feeley KJ, Davies SJ, Noor MNS, Kassim AR, Tan S (2007) Do current stem size distributions predict future population changes? An empirical test of intraspecific patterns in tropical trees at two spatial scales. *Journal of Tropical Ecology* 23 (02):191-198
- Fernandes RC (2008) Estudos propagativos do coquinho azedo (*Butia capitata* (Mart.) Becc) ARECACEAE. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Montes Claros
- Floyd DA, Anderson JE (1987) A comparison of three methods for estimating plant cover. *Journal of Ecology* 75 (1):221-228
- Freckleton RP, Matos DMS, Bovi MLA, Watkinson AR (2003) Predicting the impacts of harvesting using structured population models: the importance of density-dependence

- and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology* 40 (5):846-858
- Gaoue OG, Ticktin T (2007) Patterns of harvesting foliage and bark from the multipurpose tree *Khaya senegalensis* in Benin: Variation across ecological regions and its impacts on population structure. *Biological Conservation* 137 (3):424-436
- Gatsuk LE, Smirnova OV, Vorontzova LI, Zaugolnova LB, Zhukova LA (1980) Age states of plants of various growth forms: A Review. *Journal of Ecology* 68 (2):675-696
- Gomez-Aparicio L, Zamora R, Gomez JM (2005) The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation* 121 (2):195-206
- Guédjè NM, Zuidema PA, During H, Foahom B, Lejoly J (2007) Tree bark as a non-timber forest product: The effect of bark collection on population structure and dynamics of *Garcinia lucida* Vesque. *Forest Ecology and Management* 240 (1-3):1-12
- Guisan A, Harrell FE (2000) Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science* 11 (5):617-626
- Guisan A, Weiss SB, Weiss AD (1999) GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology* 143 (1):107-122
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135 (2-3):147-186
- Gunn BF (2004) The phylogeny of the Cocoeae (ARECACEAE) with emphasis on *Cocos nucifera*. In: Garden MB (ed) *Annals of the Missouri Botanical Garden* vol 91. Allen Press, St. Louis, pp 505-522
- Hegde R, Suryaprakash S, Achoth L, Bawa KS (1996) Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India .1. Contribution to rural income. *Economic Botany* 50 (3):243-251
- Henderson A, Galeano G, Bernal R (1995) *Field Guide to the Palms of the Americas*. Princeton University Press, New Jersey
- Hoffmann WA (2000) Post-establishment seedling success in the Brazilian Cerrado: A comparison of savanna and forest species. *Biotropica* 32 (1):62-69

- Hoffmann WA, Haridasan M (2008) The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33 (1):29-36
- Host GE, Polzer PL, Mladenoff DJ, White MA, Crow TR (1996) A quantitative approach to developing regional ecosystem classifications. *Ecological Applications* 6 (2):608-618
- Huston MA, Deangelis DL (1987) Size bimodality in monospecific populations - a critical review of potential mechanisms. *American Naturalist* 129 (5):678-707
- IBGE (2002) Mapa Brasil Climas.
- IBGE (2006) Censo Agropecuário - resultados preliminares. Rio de Janeiro
- IBGE, EMBRAPA (2001) Mapa de solos do Brasil.
- INMET (2012) Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. Instituto Nacional de Meteorologia
- Knox RG, Peet RK, Christensen NL (1989) Population dynamics in loblolly pine stands: changes in skewness and size inequality. *Ecology* 70 (4):1153-1166
- Komsta L, Novomestky F (2011) moments: Moments, cumulants, skewness, kurtosis and related tests. R package version 012
- Kroon H, Plaisier A, Vangroenendael J, Caswell H (1986) Elasticity - The relative contribution of demographic parameters to population growth rate. *Ecology* 67 (5):1427-1431
- Leak WB (1965) The J-shaped Probability Distribution. *Forest Science* 11 (4):405-409
- Leopold LB, Clarke FE, Hanshaw BB, Balsley JR (1971) A procedure for evaluating environmental impact. Geological Survey, Washington
- Levin SA (1992) The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73 (6):1943-1967. doi:10.2307/1941447
- Lima VVF, Silva PAD, Scariot A (2010) Boas práticas de manejo para o extrativismo sustentável do Coquinho Azedo. Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, Brasília

- Lima VVF (2011) Estrutura e dinâmica de populações de coquinho-azedo (*Butia capitata* (Mart.) Beccari; Arecaceae) em áreas de extrativismo no Norte de Minas Gerais, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília
- Lopes SdF (2011) Padrões florísticos e estruturais das Florestas Estacionais Semidecíduais do Triângulo Mineiro, MG. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia – Minas Gerais
- Lorenzi H, Kahn F, Noblick LR, Ferreira E (2010) Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras). Instituto Plantarum, Nova Odessa – São Paulo
- Lykke AM (1998) Assessment of species composition change in savanna vegetation by means of woody plants' size class distributions and local information. *Biodiversity and Conservation* 7 (10):1261-1275
- Machado RB, Ramos Neto MB, Pereira P, Caldas E, Gonçalves D, Santos N, Tabor K, Steininger M (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International do Brasil*, Brasília
- Martins RC, Santelli, PE, Filgueras, TS (2010) Coquinho-azedo. In: Vieira, RF, Agostino-Costa, TS, Silva, DB, Sano, SME, Ferreira, FR. *Frutas Nativas da Região Centro-Oeste do Brasil*. Embrapa
- Recursos Genéticos e Biotecnologia. Brasília. pág. 163-173. McPherson K, Williams K (1998) The role of carbohydrate reserves in the growth, resilience, and persistence of cabbage palm seedlings (*Sabal palmetto*). *Oecologia* 117 (4):460-468
- Meerow AW, Noblick LR, Borrone JW, Couvreur TLP, Mauro-Herrera M, Hahn WJ, Kuhn DN, Nakamura K, Oleas NH, Schnell RJ (2009) Phylogenetic Analysis of Seven WRKY Genes across the Palm Subtribe Attaleinae (Arecaceae) Identifies *Syagrus* as Sister Group of the Coconut. *PloS ONE* 4 (10):1-17
- Montúfar R, Anthelme F, Pintaud J-C, Balslev H (2011) Disturbance and Resilience in Tropical American Palm Populations and Communities. *The Botanical Review* 77 (4):426-461
- Moura RC, Lopes PSN, Brandão-Junior DdS, Gomes JG, Pereira MB (2009) Biometria de frutos e sementes de *Butia capitata* (Mart.) Beccari (Arecaceae), em vegetação natural no Norte de Minas Gerais, Brasil. *Biota neotropica* 10 (2):415-419

- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) Aims and methods of vegetation ecology. Olympio, New York
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772):853-858
- Nagelkerke NJD (1991) A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78 (3):691-692
- Nelder JA, Wedderburn RWM (1972) Generalized Linear Models. *Journal of the Royal Statistical Society Series A (General)* 135 (3):370-384
- Nicholls AO (1989) How to make biological surveys go further with generalized linear models. *Biological Conservation* 50 (1-4):51-75
- Obiri J, Lawes M, Mukolwe M (2002) The dynamics and sustainable use of high-value tree species of the coastal Pondoland forests of the Eastern Cape Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 166 (1-3):131-148
- Oosterheld M, Sala OE (1990) Effects of grazing on seedling establishment - the hole of seed and safe-site availability. *Journal of Vegetation Science* 1 (3):353-358
- Parker AJ (1986) Persistence of lodgepole pine forests in the central Sierra Nevada. *Ecology* 67 (6):1560-1567
- Peres CA, Baider C, Zuidema PA, Wadt LHO, Kainer KA, Gomes-Silva DAP, Salomao RP, Simoes LL, Franciosi ERN, Valverde FC, Gribel R, Shepard GH, Kanashiro M, Coventry P, Yu DW, Watkinson AR, Freckleton RP (2003) Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302 (5653):2112-2114
- R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Relva MA, Veblen TT (1998) Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 108 (1-2):27-40
- Rosa L, Castellani TT, Reis A (1998) Biologia reprodutiva de *Butia capitata* (Martius) Beccari var. *odorata* (Palmae) na restinga do município de Laguna, SC. *Revista Brasileira de Botânica* 21 (3)

- Rubin BD, Manion PD, Faber-Langendoen D (2006) Diameter distributions and structural sustainability in forests. *Forest Ecology and Management* 222 (1-3):427-438
- Sampaio MB, Scariot A (2010) Effects of stochastic herbivory events on population maintenance of an understorey palm species (*Geonoma schottiana*) in riparian tropical forest. *Journal of Tropical Ecology* 26:151-161
- Scariot A (2000) Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. *Biotropica* 32 (4):662-669
- Schumann K, Wittig R, Thiombiano A, Becker U, Hahn K (2011) Impact of land-use type and harvesting on population structure of a non-timber forest product-providing tree in a semi-arid savanna, West Africa. *Biological Conservation* 144 (9):2369-2376
- Shackleton CM, Guthrie G, Main R (2005) Estimating the potential role of commercial over-harvesting in resource viability: A case study of five useful tree species in South Africa. *Land Degradation & Development* 16 (3):273-286
- Shankar U, Murali KS, Shaanker RU, Ganeshiah KN, Bawa KS (1998) Extraction of non-timber forest products in the forests of Biligiri Rangan Hills, India. 4. Impact on floristic diversity and population structure in a thorn scrub forest. *Economic Botany* 52 (3):302-315
- Skarpe C (1992) Dynamics of savanna ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 3 :293-300
- Silva PAD (2008) Ecologia populacional e botânica econômica de *Butia capitata* (Mart.) Beccari no Cerrado do Norte de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília
- Silvertown J (1980) Leaf-canopy-induced seed dormancy in a grassland flora. *New Phytologist* 85 (1):109-118
- Souza AF (2007) Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology* 32 (5):524-533
- Sullivan S, Konstant TL, Cunningham AB (1995) The impact of utilization of palm products on the population structure of the vegetable ivory palm (*Hyphane petersiana*, Areaceae) in north-central Namibia. *Economic Botany* 49 (4):357-370
- Summerfield RJ (1972) Biological inertia - example. *Journal of Ecology* 60 (3):793-798

- Svenning J-C (1998) The effect of land-use on the local distribution of palm species in an Andean rain forest fragment in northwestern Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 7 (12):1529-1537
- Symonds MRE, Moussalli A (2011) A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65 (1):13-21
- Tabachnick BG, Fidell LS (2001) *Using multivariate statistics*. Allyn and Bacon: Boston, MA
- Ticktin T (2004) The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41 (1):11-21
- Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371 (6492):65-66
- Vieira DLM, Scariot A, Holl KD (2007) Effects of Habitat, Cattle Grazing and Selective Logging on Seedling Survival and Growth in Dry Forests of Central Brazil. *Biotropica* 39 (2):269-274
- Vincent PJ, Haworth JM (1983) Poisson regression-models of species abundance. *Journal of Biogeography* 10 (2):153-160
- von Holle B, Motzkin G (2007) Historical land use and environmental determinants of nonnative plant distribution in coastal southern New England. *Biological Conservation* 136 (1):33-43
- Wassie A, Sterck FJ, Teketay D, Bongers F (2009) Effects of livestock exclusion on tree regeneration in church forests of Ethiopia. *Forest Ecology and Management* 257 (3):765-772
- Wiegand K, Ward D, Thulke HH, Jeltsch F (2000) From snapshot information to long-term population dynamics of *Acacias* by a simulation model. *Plant Ecology* 150 (1-2):97-114
- Wright SJ, Muller-Landau HC, Condit R, Hubbell SP (2003) Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology* 84 (12):3174-3185
- Yee TW, Mitchell ND (1991) Generalized additive models in plant ecology *Journal of Vegetation Science* 2 (5):587-602

Zuur AF, Ieno EN, Elphick CS (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1 (1):3-14

7 ANEXOS

Tabela 20. Resultados das análises físico-químicas dos solos das 14 de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Norte e Noroeste de Minas Gerais. P = fósforo (ppm); Ca = cálcio (mE/100ml); Mg = magnésio (mE/100ml); K = potássio (mE/100ml); Na = sódio (mE/100ml); Al = alumínio (mE/100ml); Acidez = acidez potencial (H + Al) (mE/100ml); SB = soma de bases (mE/100ml); CTC = capacidade de troca catiônica (mE/100ml); V = saturação por bases (%); SatAl = saturação por alumínio (%); SatNa = saturação com sódio (%); C = carbono orgânico (g/kg); MO = matéria orgânica (g/kg).

População	Argila	Areia	Silte	pH	P	Ca	Mg	K	Na	Al	Acidez	SB	CTC	V	SatAl	SatNa	C	MO
ABO	200	675	125	4,7	0,6	0,2	0,1	0,19	0,01	0,4	2,7	0,5	3,2	16	44,4	2,0	7,3	12,6
ACL	525	350	125	5,1	0,5	0,5	0,1	0,22	0,01	1,2	4,0	1,1	5,1	22	51,5	0,9	17,4	29,9
ARC	450	275	275	4,7	0,6	0,2	0,4	0,29	0,04	2,6	5,0	0,6	5,3	11	80,5	6,3	12	20,6
SDA	225	625	150	4,4	0,6	0,2	0,1	0,34	0,01	0,6	2,2	0,6	2,8	23	48	1,5	9,2	15,8
FCE	350	575	75	4,6	0,5	0,2	0,1	0,32	0,04	0,2	2,4	0,6	3,0	22	23,3	6,1	6,4	11,0
FPL	250	675	75	5,2	0,5	0,2	0,1	0,41	0,08	0,2	2,0	0,8	2,8	28	20,2	10,1	2,7	4,6
FPS	250	675	75	5,2	0,5	0,2	0,1	0,41	0,08	0,2	2,0	0,8	2,8	28	20,2	10,1	2,7	4,6
FOS	250	625	125	5,5	0,6	0,2	0,1	0,07	0,01	0,2	2,2	0,4	2,6	15	34,5	2,6	10,5	18,1
FPD	325	475	200	5,1	0,5	0,4	0,1	0,11	0,01	0,9	3,2	0,6	3,8	16	59,2	1,6	13,5	23,2
LUI	150	825	25	5,0	0,5	0,5	0,1	0,56	0,08	0,2	1,5	1,2	2,7	45	13,9	6,5	3,2	5,5
MIR	275	625	100	5,6	0,5	0,9	0,7	0,1	0,01	0,2	2,7	1,7	4,4	39	10,5	0,6	13,1	22,5
CAC	275	625	100	5,4	0,8	0,2	0,1	0,12	0,01	1,1	3,4	0,4	3,8	11	71,9	2,3	11,5	19,8
CAA	275	625	100	5,4	0,8	0,2	0,1	0,12	0,01	1,1	3,4	0,4	3,8	11	71,9	2,3	11,5	19,8
TAP	225	675	50	5,1	0,5	0,4	0,2	0,25	0,01	0,2	1,8	0,8	2,6	32	18,9	1,2	9,2	15,8
Média	291,6	589,6	118,7	5,0	0,5	0,3	0,2	0,25	0,03	0,67	2,75	0,75	3,5	22,8	40,7	3,9	9,3	16
Desvio Padrão	106,7	154,6	67,5	0,37	0,09	0,2	0,2	0,15	0,03	0,72	0,96	0,37	0,91	10,62	23,8	3,31	4,41	7,6
Amplitude	150 - 525	275 - 825	25 - 275	4,4 - 5,6	0,5 - 0,8	0,2 - 0,9	0,1 - 0,7	0,07 - 0,56	0,01 - 0,08	0,2 - 2,6	1,5 - 5	0,4 - 1,7	2,6 - 5,3	11 - 45	10,5 - 80,5	0,6 - 10,1	2,7 - 17,4	4,6 - 29,9

Tabela 21. Matriz de interações para caracterização dos impactos antrópicos sobre as 14 populações de *B. capitata* nas mesorregiões Leste de Goiás, Norte e Noroeste de Minas Gerais.

População	Intensidade	Extensão	Duração	Soma
Extrativismo				
ABO	1	2	1	4
ACL	0	0	0	0
ARC	3	3	3	9
SDA	1	2	1	4
FCE	0	0	0	0
FPL	1	2	2	5
FPS	1	2	2	5
FOS	1	1	1	3
FPD	3	3	3	9
LUI	0	0	0	0
MIR	3	2	2	7
CAC	2	2	2	6
CAA	1	1	1	3
TAP	1	1	1	3
Herbivoria				
ABO	1	1	1	3
ACL	1	1	1	3
ARC	3	3	3	9
SDA	1	1	1	3
FCE	0	0	0	0
FPL	3	3	2	8
FPS	3	3	2	8
FOS	0	0	0	0
FPD	3	3	3	9
LUI	1	1	1	3
MIR	3	2	2	7
CAC	2	2	2	6
CAA	2	2	2	6
TAP	2	2	2	6

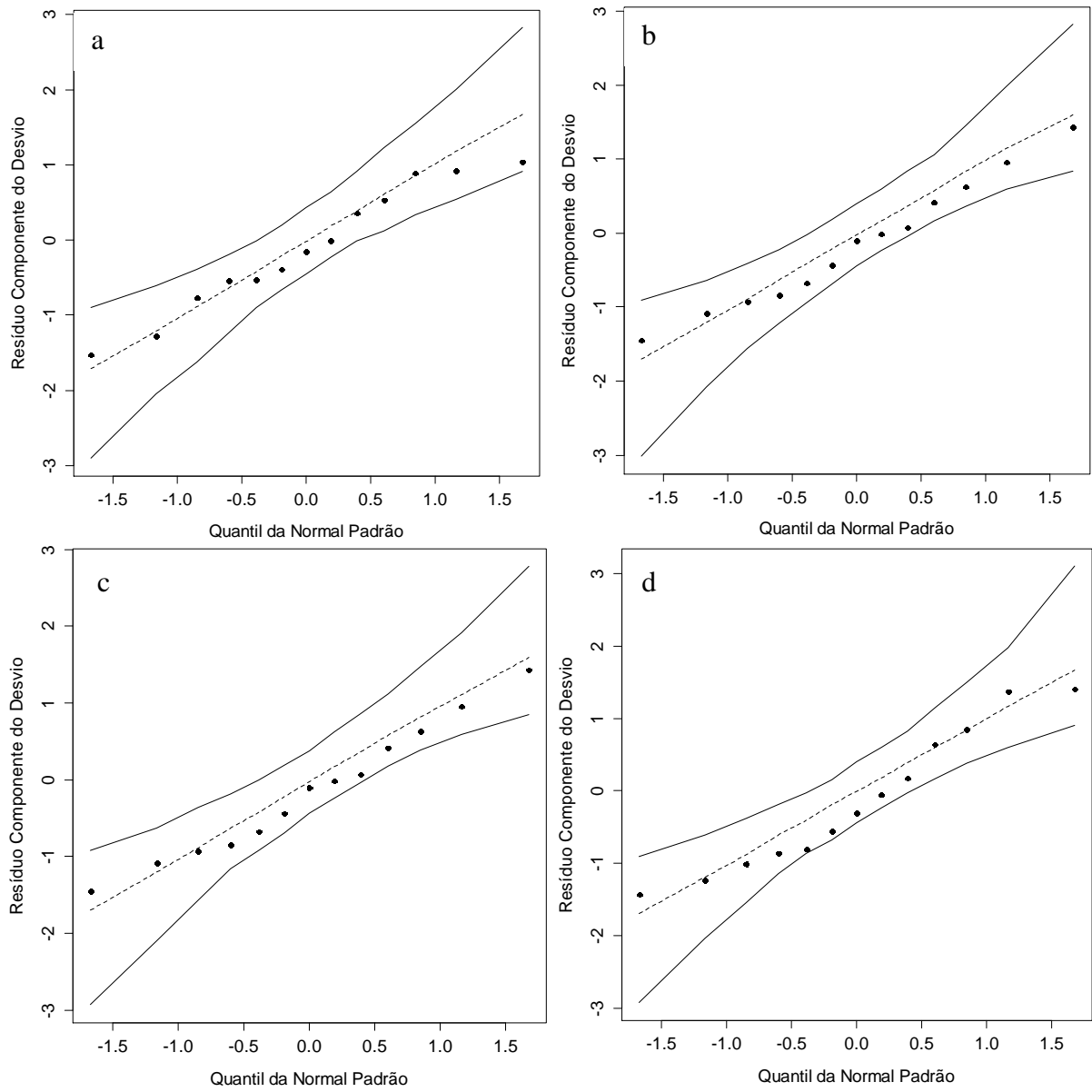


Figura 9. Gráficos quasi-Poisson de probabilidade para inspeção dos melhores MLGs ajustados para as variáveis resposta (a) densidade de plântulas, (b) densidade de infantis, (c) densidade de jovens e (d) densidade de adultos.