



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA



Dissertação de Mestrado

Avaliação da Estrutura Populacional e Sustentabilidade do Extrativismo Foliar de *Butia catarinensis* Noblick & Lorenzi em remanescentes do Litoral Norte do Rio Grande do Sul.

KARYNE MAURMANN

Porto Alegre, agosto de 2012.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Avaliação da Estrutura Populacional e Sustentabilidade do Extrativismo Foliar de *Butia catarinensis* Noblick & Lorenzi em remanescentes do Litoral Norte do Rio Grande do Sul.

Karyne Maurmann

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Andreas Kindel

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Fernando Souza Rocha

Prof. Dr. Gerhard Ernst Overbeck

Prof. Dr. Sandra Cristina Müller

Porto Alegre, novembro de 2016.

Agradecimentos

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Instituto de Biociências a UFRGS pela oportunidade e auxílio financeiro e logístico para as saídas de campo e ao CNPq pela bolsa concedida.

A Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo financiamento do projeto *Como proteger os butiazais do Litoral Norte do RS?* que deu início ao trabalho com populações.

À SEMA pela autorização de pesquisa no Parque Estadual de Itapeva.

Aos proprietários de áreas com butiazais que permitiram a entrada e a realização desta pesquisa.

Ao professor Luis Rios de Moura Baptista por preservar um importante remanescente e pelas inúmeras contribuições ao trabalho.

Ao Instituto Curicaca por todo apoio, atenção e parceria. Em especial ao Xandi (Alexandre Krob) pelas ideias, estímulo, liberdade e suporte para desenvolvimento deste trabalho; e por ser um exemplo de ambientalista.

Ao Andreas Kindel, por ser o Andreas. É um privilégio ter convivido contigo e com as tuas ideias, agradeço por me fazer “quebrar a cabeça” e por sempre dizer o que eu precisava ouvir, mesmo me desorientando às vezes.

A Karine Costa, pela parceria, amizade, dedicação, aprendizados e por tornar o processo muito mais leve e divertido.

Ao Pedroca (Pedro Rates Vieira), pela paciência, ajuda nos campos, nas estatísticas, e por ser um amigo querido.

A Cristiane Jurinitz pelas ideias, parceria e correções.

A equipe dos laboratórios de Ecologia de Populações e Comunidades e de Ecologia Filogenética e Funcional pelo companheirismo e momentos de distração.

Aos colegas da turma do mestrado, pela parceria, aprendizados, sugestões e por tornar tudo mais divertido.

A turma do curso de campo, especialmente a Aline Moraes e o Diogenes Machado pela parceria e diversão.

Aos ajudantes de campo pela motivação e vontade de aprender. Aos motoristas do Instituto de Biociências pela disposição.

A minha família por toda segurança, apoio, incentivo e diversão proporcionada. Agradeço, sobretudo as minhas irmãs Anna e Natasha e a meus pais Aida e Jorge, por ensinarem que a distância não importa e que estar em família é sempre motivo de comemoração.

A todos amigos e familiares que apoiaram direta ou indiretamente meu trabalho.

Concluo dedicando este trabalho a todas as comunidades que lutam para manter viva sua cultura e a biodiversidade local, especialmente a comunidade de artesãos tradicionais do Litoral Norte do RS que motivou a realização deste trabalho.

Resumo

O uso de Produtos Florestais Não Maderáveis (PFNM) têm se apresentado como alternativa para a conservação de ecossistemas e culturas tradicionais em relação a outros usos do solo. Entre os PFNM mais utilizados, destacam-se as folhas das palmeiras (Arecaceae). Apesar do crescente interesse e estímulo ao uso sustentável dos PFNM, o conhecimento sobre os níveis sustentáveis de coleta ainda é escasso, especialmente para as espécies da Mata Atlântica. A retirada desregulada de PFNM afeta não só os indivíduos, como também pode comprometer a permanência das populações e modificar drasticamente o ambiente das espécies de interesse.

No Litoral Norte do Rio Grande do Sul encontram-se densos agrupamentos da palmeira *Butia catarinensis* Noblick & Lorenzi, formando o ecossistema *butiazal*. Apesar de ser uma espécie chave para o ecossistema local e de seu uso tradicional há dezenas de anos, pouco se sabe sobre a ecologia e os impactos da desfolhação na *performance* dos indivíduos. O conhecimento sobre o ecossistema é ainda mais incipiente, o qual tem sido convertido continuamente em outros usos do solo, especialmente agropecuários. De 1974 a 2008 foram perdidos mais de 80% dos remanescentes de butiazais da região, restando hoje pequenos e isolados fragmentos desse ecossistema, outrora dominante na paisagem. A grande diversidade de formações vegetais onde ocorrem e o desconhecimento quanto ao estado de suas populações impedia a gestão adequada tanto da espécie *B. catarinensis*, quanto dos remanescentes do ecossistema butiazal.

A fim de propor níveis sustentáveis de uso, este trabalho avaliou a resposta vegetativa e reprodutiva de indivíduos de *B. catarinensis* submetidos a quatro diferentes intensidades de desfolhação (baseadas no manejo tradicional), em quatro diferentes fisionomias vegetais, nas estações pré e pós-frutificação durante dois eventos de corte consecutivos. Buscando entender o estado atual das populações nos butiazais, foram descritas a estrutura populacional e

vegetacional de dezoito áreas remanescentes de *B. catarinensis* localizadas entre os municípios de Osório à Torres, RS, representando diferentes fisionomias vegetais onde a espécie é encontrada.

As áreas mais abertas e os tratamentos mais intensos apresentaram maior produção de folhas, porém esta foi menor no segundo ano. A produção de cachos apresentou interações entre os fatores, tendendo a ser menor no segundo ano e na estação pós-reprodutiva, e maior nas áreas mais abertas e nos tratamentos alternativos e controle. Nossos resultados sugerem que o butiazeiro é resistente ao manejo tradicional da folha em áreas savanóides. Entretanto, a desfolhação contínua combinada com outras perturbações, pode resultar em respostas negativas. Assim, nós sugerimos que o manejo ocorra em áreas alternadas, e seja proibido em áreas muito fechadas ou com intensos usos de solo, e a criação de áreas protegidas que permitam conciliar conservação e uso sustentável. De qualquer forma, é fundamental ter um monitoramento contínuo das respostas ao manejo, a fim de garantir a sustentabilidade do mesmo.

Diferentemente do esperado, a estrutura da vegetação não foi fortemente correlacionada com a estrutura populacional, assim como a maioria das áreas estudadas apresentou maior proporção de indivíduos no estágio intermediário. Embora não seja possível prever a distribuição normal e as tendências populacionais desta espécie, pois todas as áreas apresentaram um mosaico de perturbações, o pequeno tamanho populacional encontrado e os efeitos drásticos tanto no desenvolvimento dos indivíduos (pequena proporção de estágios finais), quanto na capacidade de regeneração da população (pequena proporção de estágios iniciais) indicam um sério risco para a permanência das populações.

Os resultados desse trabalho resultaram numa Normativa pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (SEMA RS) embasada pelo Instituto Curicaca e Centro de Ecologia da UFRS, para regularização da colheita de flores e frutos do *Butia*

catarinensis (butiá-da-praia). É imperativo realizar novos estudos a fim de melhor entender a dinâmica populacional, embasando assim ações para conservar a espécie e o ecossistema butiazal, assim como estimular o manejo controlado de folha de *B. catarinensis* e a criação de uma ou mais Unidades de Conservação de Uso Sustentável do ecossistema butiazal, antes do seu total desaparecimento.

Palavras-chave: PFNM, sustentabilidade manejo, estrutura populacional, Mata Atlântica.

Abstract

Non-timber Forest Products (NTFP) are an alternative for conservation, cause minor ecosystems impacts and raise rural economy. The palm *Butia catarinensis* is a key resource to fauna and important NTFP for traditional populations, especially the leaves, but little is known about its harvest sustainability. This specie occurs in a very restricted area in southern Brazil, creating the unique *butiazal* vegetation, currently threatened by fast lost and fragmentation of the habitat.

We tested the harvest sustainability, by vegetative and reproductive responses to four intensities of management (based to traditional harvest), in four vegetal physiognomies, in period pre and post-fructification, in two successive events of cutting (2009 and 2010). To analyze the status of populations in remnants, we described the population and vegetation structure of eighteen remnants with different types of plant physiognomy.

The biggest intensity of defoliation raised significantly the production of leaves, even in open areas, and the first management. The factors have interacted in reproductive response, causing the decrease of the bunch production in the second year and in the post- fruiting season. Open areas, treatments control and alternative tended to bigger bunch production. *B. catarinensis* seems to be resistant to harvest, however, the continuous defoliation combined with another disorders, can result in negative responses to harvesting. We suggest rotation of

areas; prohibition of harvest in closer and intense land uses areas, with constant monitoring and the creation of protect areas that allow the regulated harvest.

Unlike expected, there was not a strong correlation between vegetation and population structure, even as most studied areas had a higher proportion of intermediate stages. The small population size and the negative effects in the development of individuals, shown by the small proportion of individuals in the late stage, as the regeneration capacity (small proportion early stage) indicated the high degree of threat level of the population.

KEY WORDS: non-timber forest products, harvest sustainability, population structure, Atlantic Forest.

Sumário

Agradecimentos	iii
Resumo	1
Abstract.....	Error! Bookmark not defined.
Sumário	5
Lista de Figuras.....	6
INTRODUÇÃO.....	6
MATERIAIS E MÉTODOS	11
<i>Espécie Estudada</i>	11
<i>Área de estudo</i>	11
<i>Desenho Experimental</i>	12
<i>Análise de Dados</i>	14
RESULTADOS	16
DISCUSSÃO.....	23
CONCLUSÃO	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31

Lista de Tabelas

Tabela 1. Resultados de ANOVA para produção de folhas.....	18
Tabela 2. Resultados de ANOVA para produção de cachos.	19
Tabela 3. Estrutura e tamanho populacional de <i>Butia catarinensis</i> por hectare para cada uma das dezoito áreas.	22

Lista de Figuras

Figura 1. Gráfico da produção de folhas de <i>Butia catarinensis</i> durante o experimento.....	17
Figura 2. Gráfico da produção de cachos de <i>Butia catarinensis</i> durante o experimento.....	20
Figura 3. Diagrama de Análise de Correspondência Canônica Canônica entre as estruturas populacionais e vegetacionais.....	21

INTRODUÇÃO

O uso de Produtos Florestais Não Madeiráveis (PFNMs) tem surgido como uma alternativa para a conservação de ecossistemas e culturas tradicionais, a medida que estimula o desenvolvimento econômico e geralmente apresenta menos impactos que agricultura, pecuária e outros usos do solo (Endress, Gorchoy & Noble 2004; López-Feldman & Taylor, 2009; Michon *et al.* 2007; Zuidema, Kroon & Werger 2007). Apesar de mais de 4000 PFNM já comercializados e aumento do interesse e do estímulo para a sua extração, ainda há pouco conhecimento sobre a ecologia e a sustentabilidade do manejo das espécies de interesse (Arnold & Perez 2001; Boot 1997; Iqbal 1993; Ticktin 2004).

A falta de conhecimento sobre os impactos dos manejos nos indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas desencoraja o estímulo oficial ao uso de alguns destes produtos (FAO 1995; Endress, Gorchoy & Noble 2004; Endress, Gorchoy & Berry 2006). De fato, PFNM freqüentemente sofrem sobre-exploração, comprometendo a conservação da biodiversidade e de culturas tradicionais, particularmente no caso de espécies de plantas associadas a estas populações humanas (Dove 1993; Fearnside 1989; Flores & Ashton 2000).

Visando a permanência das espécies de interesse, é imperativo avaliar os impactos do manejo em populações naturais para o uso sustentável (Pavon, Escobar & Pulido 2006; Zuidema 2000). Analisando a estrutura populacional em plantas é possível obter uma síntese dos eventos de recrutamento, crescimento e mortalidade naquela população, e este é freqüentemente o dado mais confiável para estudos demográficos de curto prazo (Bruna 2002; Hutchings 1997; Souza 2007; Kelly *et al.* 2001). A distribuição de indivíduos em classes de idade fornece informações importantes sobre a saúde da população, assim, um grande número de indivíduos em estágios iniciais pode estar representando uma população “invasora”, enquanto mais indivíduos em estágios tardios indicam uma população já “senescente” (Barot, Gignoux & Menaut 1999; Condit *et al.* 1998; Oostermeijer, Vant Veer

& Nijs 1994; Wright *et al.* 2003). A relação entre a estrutura populacional e a vegetação do entorno fornece informações importantes para definição práticas de manejo, através da revelação das fases críticas do ciclo de vida e dos padrões populacionais modificados pelo ambiente (Gauoe & Ticktin 2010; Oostermeijer, Vant Veer & Nijs 1994).

As palmeiras (Arecaceae) estão entre as famílias de plantas mais utilizadas no mundo (Baslev 2011; Martinez-Balleste, Martorrel & Caballero 2008; Pavon, Escobar & Pulido 2006). As folhas representam um dos principais recursos, sendo utilizadas por milhões de pessoas para os mais diversos fins, como: artesanato, construções, artefatos religiosos e enfeites (Anten, Martinez-Ramos & Ackerly 2003; Endress, Gorchov & Noble 2004; Martinez-Balleste, Martorrel & Caballero 2008; Ticktin 2004; Zuidema, Kroon & Werger 2007). A desfolhação parcial resulta em perda de tecido fotossinteticamente ativo e pode afetar negativamente o crescimento, reprodução e sobrevivência de plantas (Anten & Ackerly 2001; Olmsted & Alvarez-Bulleya 1995; Soehartono & Newton 2001; Zuidema 2000). Estudos com algumas espécies manejadas constataram pequena mortalidade e aumento no número de folhas – geralmente de menor tamanho –, embora a capacidade reprodutiva e o crescimento tenham sido afetados (Endress *et al.* 2006).

Butia é um gênero de palmeiras rico em espécies com muitos usos potenciais, configurando-se como importante recurso para populações tradicionais do Sul do Brasil, na construção de telhados, cestas, bolsas, vasos, sucos, licores, cachaça e outros produtos típicos (Silva 2008; Souza & Lorenzi 2008). Recentemente, foi reconhecida a espécie *Butia catarinensis* (Lorenzi *et al.* 2004), caracterizando-se por ocorrer numa região geográfica muito restrita na costa Atlântica do Sul do Brasil, em aglomerados nos quais é o elemento fisionômico predominante, formando o ecossistema *butiazal*, um tipo vegetacional único (Waechter 1990). Atualmente, são encontrados pequenos e esparsos fragmentos ao longo da área de distribuição, que se localiza em áreas de grande interesse agropecuário e de

urbanização, resultando em impactos de diversos tipos, especialmente a perda de hábitat, o que motivou à criação do Programa de Conservação dos Butiazais pelo Instituto Curicaca, em parceria com o Centro de Ecologia da UFRGS (Buttow *et al.* 2009). Apenas dois pequenos remanescentes encontram-se em áreas protegidas.

A conservação de *B. catarinensis* se apresenta como um paradoxo ecológico: apesar das perturbações afetarem sua estrutura populacional podendo ameaçar sua permanência, a ausência de perturbações favorece o avanço florestal que tende a substituir esta espécie de palmeira da savana por outras tolerantes a sombra, comumente melhores competidoras. Assim, nós acreditamos que o manejo de folhas pode ser uma alternativa à conservação da espécie e da vegetação relacionada, já que valoriza economicamente a espécie, causa um nível controlado de perturbação que impede o avanço florestal e conserva a cultura tradicional. Além disso, possivelmente foi o interesse na espécie que preservou os remanescentes hoje encontrados, assim como a desvalorização econômica da espécie é um dos fatores responsáveis pela rápida conversão em outros usos do solo.

O objetivo deste estudo foi testar experimentalmente como indivíduos de *Butia catarinensis* são afetados por diferentes regimes de retirada de folhas em áreas sujeitas a diferentes usos de solo e como os efeitos de diferentes perturbações no ambiente afetam a estrutura populacional da espécie. Nós avaliamos o efeito da intensidade de desfolhação (tratamentos), das condições ambientais (áreas), da estação (pré ou pós-reprodutiva), e da frequência de cortes (ano 1 e 2) nas respostas vegetativas e reprodutivas. Também foram analisadas as estruturas populacionais de *B. catarinensis* em dezoito remanescentes, a fim de traçar um panorama a respeito do estado destas populações e comparar os efeitos da estrutura da vegetação - resultante dos diferentes tipos de perturbações - com a estrutura populacional no gradiente de tipos vegetacionais.

A principal hipótese de nosso trabalho é que indivíduos submetidos à retirada mais intensa de folhas apresentariam redução nas respostas vegetativas e reprodutivas, através do menor número de folhas e de cachos novos. Ainda, esperávamos menores respostas em ambientes com vegetação mais fechada, nos cortes no período pós-reprodutivo e no aumento da frequência de cortes (segundo ano consecutivo). Quanto à estrutura populacional, esperávamos que nas áreas mais abertas (similares a savana) apresentassem alta proporção de indivíduos em estágios iniciais e, à medida que a vegetação assumisse fisionomias mais fechadas (florestais), o padrão se reverteria, com alta proporção de indivíduos nos estágios finais, indicando uma população senescente. Uma maior intensidade de perturbação também resultaria em uma inversão do padrão, com maior número de indivíduos adultos (estágio mais resiliente) e menor capacidade de regeneração.

Baseados em nossos resultados nós discutimos as práticas tradicionais de manejo e produzimos algumas recomendações para a conservação da espécie *Butia catarinensis* e da vegetação *butiazal*, de forma a aliar a conservação da biodiversidade com a da cultura tradicional.

MATERIAIS E MÉTODOS

Espécie Estudada

Butia catarinensis é uma palmeira heliófila, xerófila, de estipe simples e folhas pinadas com bainhas persistentes cobrindo parte do estipe. Monóica, apresenta flores unisexuais na ráquila e o fruto é tipo drupa, com uma a três sementes (Noblick & Lorenzi 2004). Os frutos e sementes estão disponíveis por até seis meses durante o ano, sendo um recurso chave para a fauna local (Rosa *et al.* 1998). Sua ocorrência se dá em uma pequena área, nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, restrita à região costeira e relacionada aos depósitos arenosos do quaternário. A importância da espécie e da formação butiazal foi reconhecida em programas de manejo da flora brasileira, e sua ocorrência é concentrada na área núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (MMA 2007). A nova classificação taxonômica - que restringiu ainda mais a área de distribuição – classificou a espécie como Criticamente em Perigo na Lista da Flora Gaúcha Ameaçada de Extinção (SEMA 2014).

Área de estudo

O estudo foi realizado em dezoito áreas de remanescentes do ecossistema butiazal, localizadas na planície costeira do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, entre as coordenadas: 49°47'O 29°18'S; 49°43'O29°21'S; 49°53'O29°24'S e 49°48'O29°27'S. A temperatura média anual é de 18,9 °C, com mínimas e máximas de 22,3 °C e 15,7 °C, respectivamente. A média pluviométrica anual é 1386,9 mm, com a menor média em maio (88,5mm) e a maior em março (141,6mm) (Brasil, 1992).

Para avaliação das respostas ao manejo foram selecionadas quatro áreas com as seguintes características vegetacionais: *i*) área aberta, savanóide; com perturbações como

pasto (área 1) ou queimadas (área 2); *ii*) intermediária: representa área recentemente preservada (aproximadamente 40 anos) e incluída em uma Unidade de Conservação (área 3); *iii*) florestal: resultado da exclusão de perturbações e colonização por espécies arbóreas de florestas aos redores (área 4). Para o estudo da estrutura populacional foram selecionados 25 remanescentes a partir de um mapeamento anteriormente realizado (Costa *et al.*, ainda não publicado), que apresentassem uma ou mais perturbações, variassem de áreas abertas a áreas florestadas. Durante o período de estudo sete áreas foram perdidas pela conversão parcial ou total em outros usos do solo, resultando em dezoito remanescentes de *butiazais* avaliados, localizados na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil entre as coordenadas: 49°47'O 29°18'S; 49°43'O 29°21'S; 50°16'O 29°53'S e 50°11'O 29°56'S. Todas as áreas se caracterizam por tamanho reduzido (no máximo 5 ha) e são resultados de um uso histórico único, com uma dinâmica vegetacional única.

Desenho Experimental

Para avaliar os efeitos do corte de folhas nas respostas vegetativas e reprodutivas de *Butia catarinensis* nós selecionamos aleatoriamente 96 indivíduos adultos nas quatro áreas de estudo. Os indivíduos foram selecionados em três parcelas de 10 x 30m em cada uma das áreas de estudo (8 indivíduos/parcela/área).

A sustentabilidade do manejo foliar foi testada utilizando o manejo tradicional de *B. catarinensis* na região de Torres, RS, como ponto de partida. O estudo realizado pelo Instituto Curicaca mapeou os artesãos locais e descreveu a técnica tradicional de manejo, que consiste na retirada total de folhas, exceto as três apicais (mais novas). Apesar do corte completo, apenas as folhas mais jovens, logo mais maleáveis, e sem manchas são utilizadas para a confecção dos produtos artesanais.

Nós testamos quatro diferentes tratamentos, correspondendo a um gradiente de intensidade de extração foliar:

- Tradicional (T): representa o manejo tradicional de folhas, no qual todas as folhas são removidas, exceto as três apicais;
- Alternativo 1 (A1): representa uma alternativa ao manejo tradicional em que metade das folhas vendáveis são removidas, assim como as que são normalmente descartadas (manchadas, danificadas ou secas);
- Alternativo 2 (A2): também apresenta um tratamento alternativo, onde apenas as folhas vendáveis são removidas;
- Controle (C): nenhuma folha removida.

Em todos os tratamentos as três folhas apicais foram mantidas e marcadas com etiquetas plásticas para evitar a confusão com novas folhas durante o monitoramento das respostas.

Em cada uma das quatro áreas havia seis indivíduos de cada tratamento. Metade dos indivíduos foi manejada no período pós-reprodutivo (Maio) e outra metade no período pré-reprodutivo (Novembro de 2009). O corte de folhas foi repetido em maio e novembro de 2010, respectivamente.

O número de folhas removidas variou por indivíduo, pois o número inicial de folhas (em geral e entre as comercializáveis) é diferente para cada indivíduo. Entretanto, cada tratamento foi escolhido aleatoriamente, assim nós assumimos que estas diferenças não afetaram nossos resultados. Antes do manejo nós removemos todos os cachos remanescentes de ciclos reprodutivos anteriores. Um ano após cada evento de corte nós registramos o número de folhas e cachos novos produzidos, cada um correspondendo a uma das variáveis dependentes.

Para o estudo populacional, nós distinguimos três diferentes estágios de *B. catarinensis* baseado nas características morfológicas e estatura das plantas, número e formato das folhas e características reprodutivas, sendo:

- Plântulas (P): indivíduos logo após a germinação da semente, freqüentemente com uma ou duas folhas e menos de 15 cm de altura;
- Juvenis (J): indivíduos com duas folhas ou uma pinada, até 50 cm de altura;
- Adultos (A): plantas maiores de 50 cm e mais de 10 folhas.

O protocolo de amostragem usado em cada uma das dezoito áreas foi padronizado, usando o mesmo tipo, número e arranjo de parcelas, independente do tamanho do fragmento. Em cada área, três parcelas de 10m x 30m foram aleatoriamente distribuídas, e o número de adultos contado. O número de plântulas e juvenis foi amostrado em seis pequenas parcelas de 2m x 2m, aninhadas dentro das parcelas maiores, totalizando oito parcelas de 4m² em cada área, e, extrapolado para a área total de amostragem.

Como variável independente ambiental, nós usamos a estrutura da vegetação e porcentagem de solo recoberto. A estrutura da vegetação foi descrita usando uma estaca de 6 metros em 15 estações ao longo da parcela, espaçadas a cada 2m ao longo da linha média, através do registro de quantos centímetros desta estaca estava recoberto por vegetação (Adaptado de Pardini *et al.* 2005). Para a medição de cobertura do solo nós usamos uma grade de 1m², na qual foi calculada a média de cobertura do solo em cada uma das estações (Adaptado de Pardini *et al.* 2005). A cobertura de *Butia catarinensis* foi isolada.

Análise de Dados

As diferenças na produção de folhas para cada fator (intensidade de manejo, tipo de vegetação, estação e ano de corte) foi testada através da Análise de Variância (ANOVA) com medidas repetidas, através de testes de aleatorização, usando a distância euclidiana como medida de semelhança, 1000 permutações e $\alpha = 0,05$. As análises foram realizadas no

software Multiv, versão 2.7 (Pillar 2009). Cada fator foi analisado usando permutações restritas (Pillar & Orloci 1996).

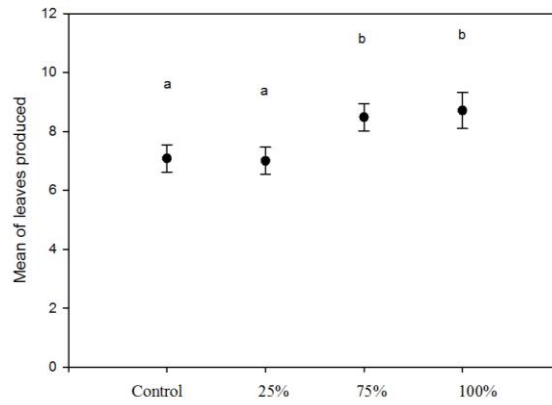
Para a avaliação da relação entre fatores ambientais (cobertura vertical e horizontal da vegetação) e as variáveis populacionais (número de plântulas, juvenis e adultos) foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA), (Braak & Verdonschot 1995).

RESULTADOS

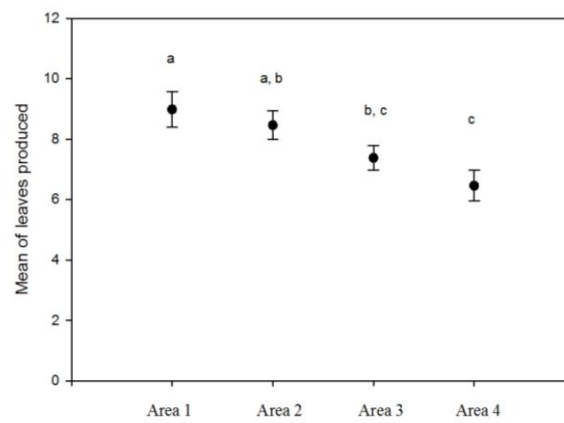
A intensidade de desfolhação (diferentes tratamentos) afetou a resposta vegetativa, resultando em um aumento do número de novas folhas em indivíduos que sofreram maior intensidade de corte (Figura 1A; $p < 0,05$). Entretanto, conforme esperávamos, a produção de novas folhas diminuiu ao longo do gradiente vegetacional (Figura 1B; $p < 0,05$), e após o segundo evento de corte (Figura 1C; $p < 0,05$). Esta resposta não foi afetada pela época do corte ($p > 0,05$) e não houve interação significativa entre os fatores testados ($p > 0,05$, Tabela 1).

A resposta reprodutiva, medida pela produção de cachos apresentou um padrão mais complexo. Em geral, o tratamento tradicional resultou em um aumento na produção de cachos seguido pelo tratamento alternativo 2, ou uma inversão desse padrão (Tabela 2, Figura 2) e indivíduos em tipos vegetacionais mais fechados produziram menos cachos, porém isto foi mais aparente quando o corte ocorreu na estação pré-reprodutiva e no primeiro ano (Figura 2). A estação do corte afetou as respostas reprodutivas somente no primeiro ano e principalmente na área 1 (vegetação mais aberta), enquanto que o efeito de cortes consecutivos foi mais evidente na estação pré-reprodutiva nas áreas 1 e 2 e mais variável na estação pós-reprodutiva. A área 4, mais similar a floresta, teve consistentemente a menor produção, independente de tratamento, área, estação ou número de cortes. Foram encontradas interações entre os fatores na análise ($p < 0,05$), exceto entre área e tratamento e tratamento e ano ($p > 0,05$) (Figura 2).

A)



B)



C)

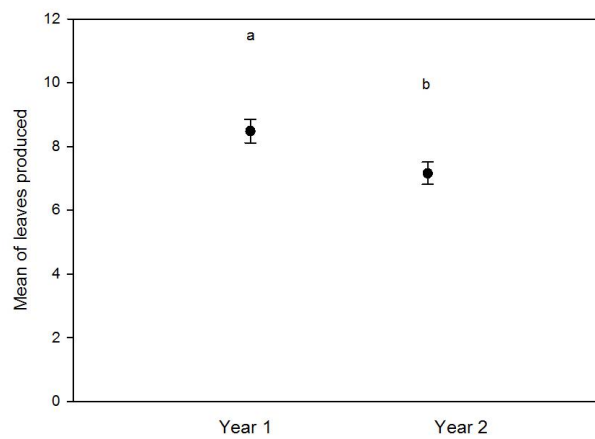


Figura 1. Gráfico da produção de folhas de *Butia catarinensis* durante o experimento. O gráfico apresenta as médias \pm erro padrão (EP) da produção de folhas, para cada intensidade de corte (A), área (B), e entre os dois anos de corte (C). Letras minúsculas representam diferenças significativas ($p < 0,05$) obtidas por ANOVA.

Tabela 1. Resultados de ANOVA para produção de folhas.*Diferenças significativas, $p=0,05$.

FATOR	SOMA DOS QUADRADOS (SQ)	P
Fator Área:		
Entre Grupos	182,56	0,005
Contrastes:		
A1 x A2	6,5104	0,463
A1 x A3	61,76	0,025*
A1 x A4	152,51	0,006*
A2 x A3	28,167	0,072
A2 x A4	96	0,006*
A3 x A4	20,167	0,177
Fator Tratamento:		
Entre Grupos	112,87	0,018
Contrastes:		
T1 x T2	0,17761	0,89
T1 x T3	42,574	0,048*
T1 x T4	61,75	0,046*
T2 x T3	49,381	0,031*
T2 x T4	70,042	0,02*
T3 x T4	2,036	0,682
Fator Estação:		
Entre Grupos	1,1719	0,751
Contrastes:		
E1 x E2	1,1719	0,772
Fator Ano:		
Entre Grupos	84,005	0,01
Contrastes:		
A1 x A2	84,005	0,008*
Fator Interações		
Área x Tratamento	112,25	0,476
Área x Estação	31,599	0,425
Área x Ano	26,432	0,519
Tratamento x Estação	30,912	0,475
Tratamento x Ano	35,926	0,364
Estação x Ano	0,25521	0,871
Outras interações		
Entre Grupos	958,7	0,093
Dentro Grupos	1471,9	
Total	2430,6	

Tabela 2. Resultados de ANOVA para produção de cachos.*Diferenças significativas, $p=0,05$.

FATOR	SOMA DOS QUADRADOS (SQ)	P
Fator Área:		
Entre Grupos	144,63	0,001
Contrastes:		
A1 x A2	6,5104	0,286
A1 x A3	37,5	0,003*
A1 x A4	128,34	0,001*
A2 x A3	12,76	0,068
A2 x A4	77,042	0,001*
A3 x A4	27,094	0,001*
Fator Tratamento:		
Entre Grupos	38,966	0,007
Contrastes:		
T1 x T2	19,621	0,015*
T1 x T3	2,6852	0,403
T1 x T4	30,694	0,001*
T2 x T3	8,2147	0,175
T2 x T4	1,2604	0,507
T3 x T4	16,002	0,037
Fator Estação:		
Entre Grupos	82,687	0,001
Contrastes:		
E1 x E2	82,687	0,001*
Fator Ano:		
Entre Grupos	6,75	0,16
Contrastes:		
A1 x A2	6,75	0,187
Fator Interações		
Área x Tratamento	40,178	0,162
Área x Estação	46,604	0,006*
Área x Ano	24,792	0,042
Tratamento x Estação	20,243	0,097
Tratamento x Ano	7,4242	0,514
Estação x Ano	28,521	0,004*
Outras interações	89,543	
Entre Grupos	530,33	0,001*
Dentro Grupos	400,33	
Total	930,67	

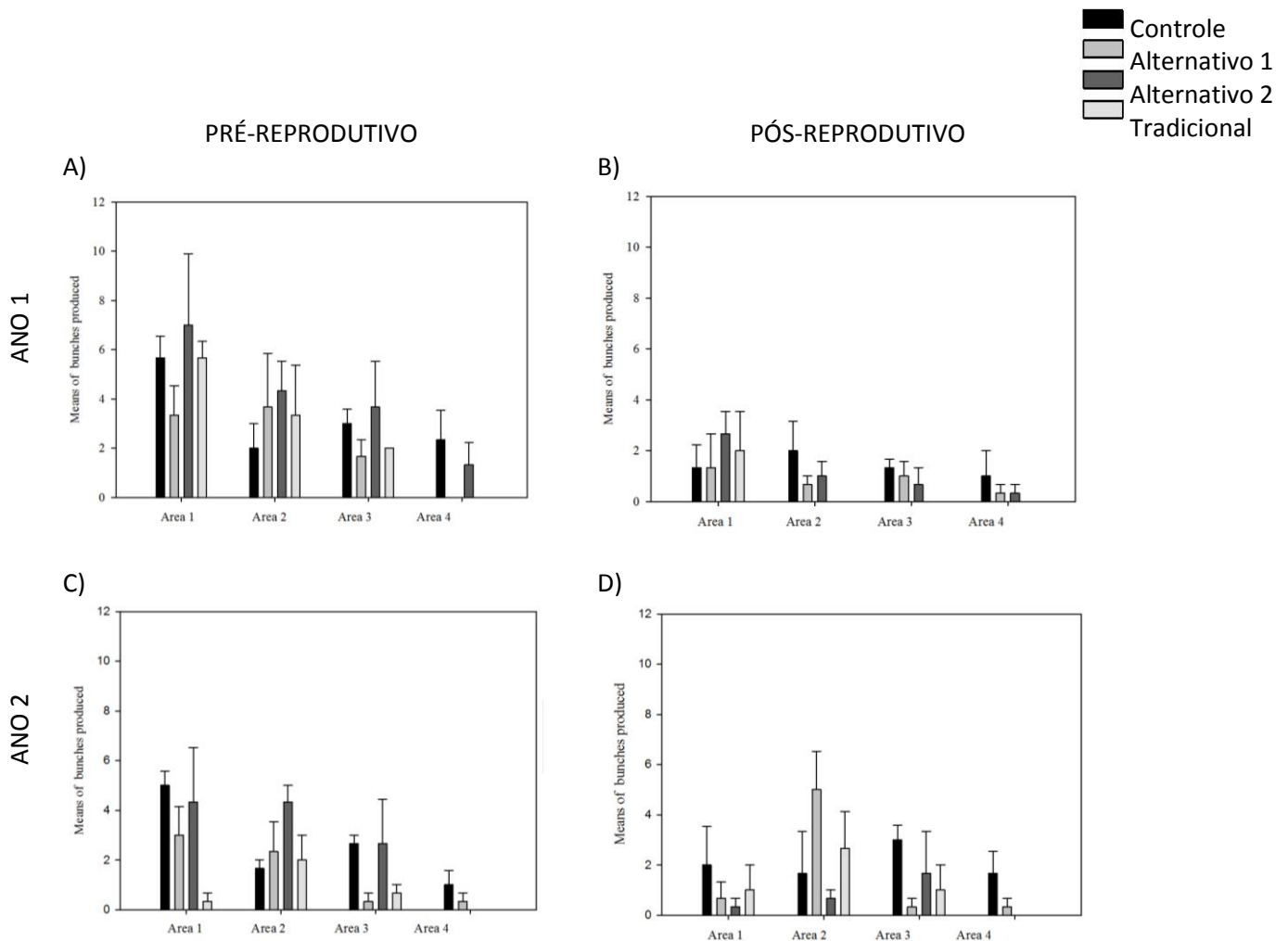


Figura 2. Gráfico da produção de cachos de *Butia catarinensis* durante o experimento.

O gráfico apresenta as médias \pm erro padrão (EP) da produção de cachos, para cada intensidade de corte, área, estação e o ano. As interações significativas entre os fatores foram obtidas por ANOVA ($p < 0,05$), e representam o primeiro ano em estação pré (A) e pós-frutificação (B) e o segundo ano em estação pré (C) e pós-reprodutiva (D).

Apenas quatro indivíduos morreram durante nosso experimento (dois na área 4, um na área 1 e um na área 3). Não foi possível correlacionar as mortes com a área, o tratamento ou outro fator avaliado.

Embora fosse esperado que as condições ambientais – dadas pela cobertura vegetal vertical e horizontal - fossem um importante fator na evolução das histórias de vida das palmeiras, medidas, não foi possível estabelecer uma relação entre a estrutura vegetacional e a populacional, pois esta apresentou uma enorme variação entre as áreas estudadas.

A grande cobertura horizontal foi correlacionada com estruturas populacionais de áreas de pastejo, e também com as três áreas de savana mais perturbadas. A vertical foi correlacionada com número de adultos, entretanto a maioria das estruturas populacionais

encontradas não se correlacionaram fortemente com nenhuma das quatro variáveis ambientais estudadas (Figura 3).

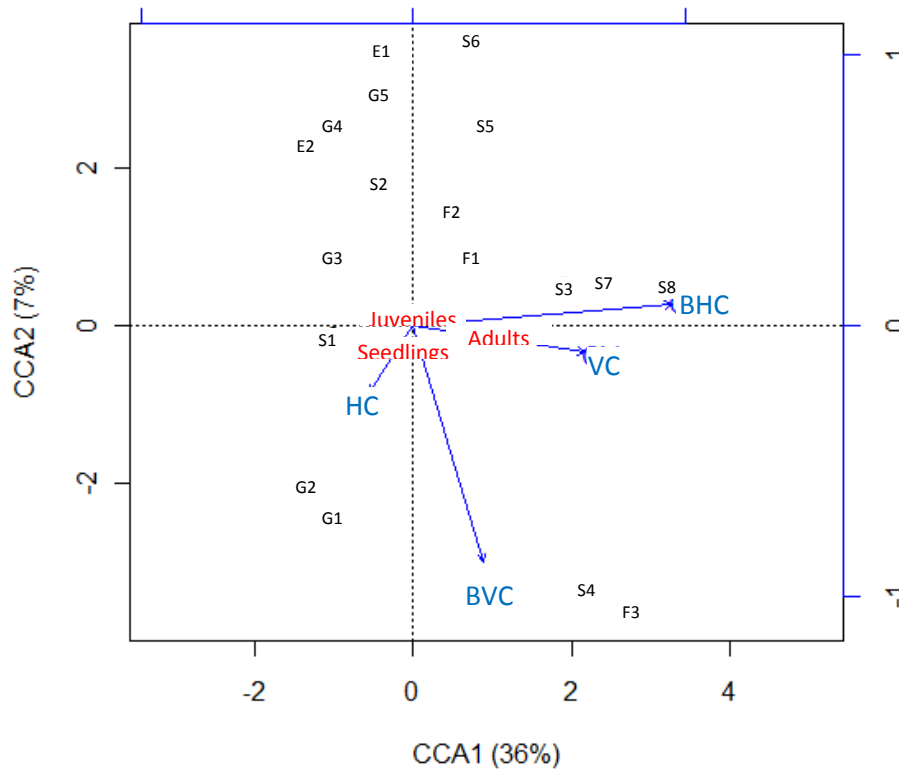


Figura 3. Diagrama de Análise de Correspondência Canônica entre as estruturas populacionais e vegetacionais. No diagrama, as estruturas populacionais estão representadas em preto, as variáveis ambientais em azul, e em vermelho as classes de indivíduos. O primeiro eixo explica 36% da variação e o segundo 7%.

Quanto à distribuição de estágios, nós encontramos na maior parte das áreas o estágio intermediário como predominante, contrariando as distribuições em *J* e *J invertido* esperadas (Tabela 3).

Tabela 3. Estrutura e tamanho populacional de *Butia catarinensis* por hectare para cada uma das dezoito áreas. Em negrito, estágios com maior proporção de indivíduos em cada área.

ÁREAS	PLÂNTULAS	JUVENIS	ADULTOS	TOTAL INDIVÍDUOS
Florestal 1	0,33	0,66	0,01	1222
Florestal 2	0,59	0,40	0,01	439
Florestal 3	0,62	0,38	0,00	1483
Consórcio Eucalyptus sp. 1	0,16	0,78	0,06	1876
Consórcio Eucalyptus sp. 2	0,21	0,77	0,02	1724
Pastejo 1	0,46	0,36	0,18	2091
Pastejo 2	0,05	0,31	0,64	1030
Pastejo 3	0,23	0,69	0,08	885
Pastejo 4	0,14	0,40	0,46	420
Pastejo 5	0,39	0,58	0,03	894
Savana 1	0,21	0,78	0,01	3217
Savana 2	0,10	0,36	0,54	2193
Savana 3	0,07	0,79	0,14	1015
Savana 4	0,40	0,07	0,53	404
Savana 5	0,00	0,63	0,37	2063
Savana 6	0,19	0,59	0,22	296
Savana 7	0,38	0,00	0,62	909
Savana 8	0,21	0,53	0,26	15419

DISCUSSÃO

Este estudo buscou analisar a sustentabilidade do manejo tradicional da folha de *Butia catarinensis*, visto que esta é uma importante atividade para as populações locais e pode ser uma alternativa conservacionista adequada considerando as especificidades da espécie. Também avaliou a estrutura populacional de um conjunto de dezoito remanescentes, selecionados no Litoral Norte do RS, ao longo da área de distribuição da espécie. A escolha do tema foi motivada tanto pela importância da espécie para as populações locais quanto para o ecossistema local.

Assim, o trabalho avaliou as respostas vegetativas e reprodutivas, dadas pelo número de folhas e cachos produzidos em quatro regimes de manejo: diferentes intensidades (tratamentos), tipos de vegetação (áreas), estações (pós e pré-reprodutiva) e frequência de desfolhação (ano 1 e 2). Nossos resultados mostraram que a intensidade de manejo influencia a resposta vegetativa e reprodutiva de maneira inversa, já que a maior intensidade de manejo estimula a produção de folhas enquanto diminui a produção de cachos.

Estudos têm demonstrado que as respostas ao manejo de folhas são dependentes de muitos fatores, como a história de vida, o tipo e a quantidade de tecido retirado, as práticas de manejo adotadas e as condições ambientais (Gustad, Dhillion & Sidibé 2004; Mendonza, Piñero & Sarúkhan 1987; Ticktin 2004).

As respostas vegetativas observadas por nós podem ser explicadas por dois mecanismos não mutuamente excludentes: sobre-compensação foliar e realocação de recursos. Após o evento de desfolhação, as folhas remanescentes iniciam uma resposta sobre-compensatória, e a escassez de áreas fotossintéticas faz necessário aumentar a taxa de fotossíntese ou realocar reservas na produção de novas folhas, este último mecanismo bastante observado em palmeiras, visto que apresentam grandes reservas (Anten & Ackerly

2001; Endress *et al.* 2004; Mendonza, Piñero & Sarúkhan 1987; Pavon, Escobar & Ortiz-Pulido 2006).

Sampaio, Schmidt & Figueiredo (2008) sugerem que as condições ambientais podem afetar as respostas da planta ao manejo, entretanto poucos estudos têm avaliado diferenças entre os ambientes, aumentando o risco de conclusões erradas acerca da sustentabilidade do manejo e inapropriados planos de manejo (Ghimire *et al.* 2008; Gauoe & Ticktin 2010).

Nosso experimento demonstrou que em ambientes de vegetação fechada a taxa de reposição foliar diminui. Nós acreditamos que esse fenômeno é devido à diminuição da disponibilidade de luz que afeta significativamente o acúmulo de reservas (Anten & Ackerly, 2001; Wright *et al.* 2003). A limitação energética é ainda mais embasada por nossos resultados, já que eventos consecutivos de corte apresentaram menor produção, possivelmente por extinguir as reservas energéticas das plantas. Além disso, a palmeira *B. catarinensis* é tipicamente pioneira, ocorrendo em ambientes estressantes pela pouca retenção de água e nutrientes, não podendo ser descartado o efeito adicional do ambiente na disponibilidade de recursos para as respostas vegetativas (Anten, Martinez- Ramos & Ackerly 2003).

Os efeitos do manejo na resposta reprodutiva, embora atuem positivamente na produção de cachos apresentaram um padrão mais complexo e difícil de ser explicado. O mecanismo de realocação de recursos também pode ocorrer aqui, resultando em um aumento no investimento reprodutivo nos indivíduos mais intensamente manejados; porém, no caso de o limiar ser ultrapassado, por exemplo, pela indisponibilidade de recursos ambientais, resultará em um padrão inverso de menor produção de inflorescências e sementes (Escalante, Montaña & Orellana 2004; Ratsirarson *et al.* 1996). Isto pode ocorrer devido à necessidade de realocar recursos da reprodução para a produção de folhas e crescimento (Gauoe & Ticktin 2008). Esta pode ser a explicação para a maior produção de cachos ocorrer em algumas áreas

no tratamento Alternativo 2, diminuindo à medida que a intensidade de corte aumentava. Já que não foi possível medir diretamente o número de sementes produzidas, nós assumimos que o número de cachos produzidos é uma medida relacionada, e nossos resultados corroboram este mecanismo. A alta produção de cachos na Área 1 pode estar apresentando um mecanismo de sobre-compensação, já que este local apresenta uma área de pastejo, e bovinos aparentemente têm grande predileção pelos cachos.

Contudo, as respostas ao manejo positivas na maior parte dos cenários não garante a sustentabilidade do uso da espécie, já que os pequenos e esparsos remanescentes da vegetação *Butiazal* encontram-se sob intensa pressão, sofrendo diferentes tipos de perturbações. Mesmo na área geograficamente restrita de ocorrência atual, encontram-se grandes diferenças nas condições ambientais, que resultam em uma enorme variabilidade nos perfis e estruturas populacionais das populações.

Estudos realizados em populações de espécies do gênero *Butia* no sul do Brasil e Uruguai, em condições ambientais mais constantes, foram encontrados dois tipos populacionais: um com maior proporção de estágios iniciais nas áreas com menos perturbações e um com maior proporção de estágios finais em populações ameaçadas pelo pastejo intensivo (Azambuja 2009; Silva 2008).

A partir da análise de um número muito maior de áreas, nós encontramos estruturas populacionais muito variáveis, sendo o estágio intermediário predominante na maioria dos locais. Inicialmente, acreditamos que este resultado poderia estar relacionado com o número de estágios utilizados – a maioria dos estudos com palmeiras utiliza cinco estágios, enquanto neste estudo usamos apenas três - porém, mesmo se dividíssemos a classe intermediária em um número maior de estágios, o padrão se manteria. Nossos resultados não permitem definir o tamanho populacional típico para a espécie, porque até mesmo entre as áreas menos perturbadas este é variável.

O pastoreio tende a causar efeitos negativos em palmeiras, pois os animais alimentam-se de folhas, frutos e sementes e, além disso, pisoteiam as mudas e deixam o solo compactado, diminuindo a germinação de sementes e o crescimento de plântulas (Báez & Jaurena 1999; Souza & Martins 2004; Tobler, Cochard & Edwards 2003). Neste estudo, as áreas de pastoreio mais intenso - descritas pela maior cobertura horizontal e menor vertical - apresentaram os tamanhos populacionais mais baixos e, mais preocupante, as menores densidades de plantas adultas. Souza (2007) demonstrou que o estágio adulto é a classe de idade mais relevante para a persistência a longo prazo das espécies de palmeiras em áreas sujeitas a perturbações recorrentes.

Em outro extremo, áreas florestais e plantios de *Eucalyptus* sp., tendem a apresentar maior cobertura vertical, juntamente com inibição de crescimento, esgotamento de nutrientes do solo, competição por água e, no último caso, os efeitos alelopáticos, podem resultar em um reduzido tamanho e crescimento populacional (Martínez-Ramos 1999; Souza *et al.* 2010). Conforme o esperado, as áreas deste tipo em nosso estudo apresentaram um pequeno tamanho populacional, porém o estágio intermediário foi predominante. O estágio adulto apresentou a menor proporção na maioria dessas áreas, o que pode ser explicado devido à jovem idade das florestas existentes, todas resultantes de sucessão secundária recente. Embora a hipótese geral da senescência dessas populações foi aparentemente contradita, apenas a amostragem de florestas mais antigas, juntamente com um estudo da dinâmica populacional ao longo do gradiente de vegetação poderia explicar este resultado.

O fogo é o tipo de perturbação melhor conhecido e mais comumente praticados no local, aparentemente promovendo diferentes níveis de resiliência para a espécie, com os maiores tamanhos populacionais e os perfis mais variados. O efeito das queimadas é conhecido para outras espécies de palmeiras pioneiras, que se beneficiam da contenção do avanço florestal (Russel-Smith *et al.* 2003; Souza & Martins, 2004). Neste caso, as respostas

negativas de algumas populações podem ter sido causadas pela combinação de queimadas com outras perturbações, como o pastoreio e o manejo de folhas, co-ocorrentes nestas áreas.

Endress (2006) e nossos resultados demonstram efeitos positivos (ou pelo menos não negativos) a alguns níveis de extração foliar, mas é importante manter-se atento as respostas individuais, pois a combinação com outros fatores ou eventos estocásticos pode tornar o manejo insustentável (Martinez-Ramos, Anten & Ackerly 2009; Peter & Nelson 2005; Sullivan, Konstant & Cunningham 1995).

Os resultados surpreendentes quanto às estruturas populacionais encontrados podem ser devido ao grande número de perturbações sofridas pelos remanescentes, como fragmentação, pastoreio, plantio, manejo e queimadas, muitas vezes ocorrendo nas mesmas áreas ao mesmo tempo, criando um mosaico de habitats. Ela também pode ser influenciada por condições ambientais não sujeitas a intervenções humanas, como disponibilidade de nutrientes e água ou diferentes processos históricos (Hegland, Leeuwen & Oostermeijer 2001).

Apesar de ser impossível afirmar qual a distribuição normal de *Butia catarinensis* a partir dos nossos resultados e do risco de fazer inferências sobre o futuro baseados apenas na estrutura populacional, todos remanescentes estudados apresentaram pequeno tamanho populacional e não mostraram grande capacidade de desenvolvimento de indivíduos (pequena proporção de estágios finais) nem grande capacidade de regeneração (pequena proporção de estágios iniciais), indicando o risco iminente do desaparecimento dessas populações (Condit *et al.* 1998; Oostermeijer, Vant Veer & den Nijs 1994; Virilo *et al.* 2010; Wright 2003). Informações sobre a vulnerabilidade das populações no seu hábitat são fundamentais para a proposição de iniciativas de proteção das populações ameaçadas (Ricklefs 2000). Assim, a conservação do *butiazal* e de suas populações é paradoxal: a ação antrópica ameaça a espécie

tanto pela conversão da vegetação quanto pelo esgotamento dos indivíduos, mas a ausência de perturbações retoma a dinâmica vegetacional, determinando o seu desaparecimento.

CONCLUSÃO

Estratégias convencionais de conservação, como criação de unidades de conservação de proteção integral, não são efetivas neste caso, por favorecerem a sucessão natural. O estado das populações exige a rápida adoção de soluções criativas que incorporem a comunidade local nas decisões. A criação de unidades de conservação de uso sustentável, concomitantemente com a valorização das áreas de butiazais adjacentes parece ser a melhor alternativa, pois estimula o uso controlado dos PFNM de *B.catarinensis*, e além de promover a manutenção do ecossistema, mantém um nível intermediário de perturbação e ainda promove a economia rural, aumentando a proteção da riqueza biológica e cultural associada a espécie e ao ecossistema *butiazal*.

Além disso, nossos resultados sugerem que *Butia catarinensis* é resistente ao manejo tradicional praticado há décadas, quando a desfolhação não é frequentemente repetida no mesmo indivíduo. Muitos trabalhos igualmente encontraram uma tolerância para redução da área foliar em palmeiras, até mesmo a desfolhação completa (Anten & Ackerly 2001; Endress *et al.* 2004; Mendonza *et al.* 1987; O'Brien & Kinnard 1996; Pavon, Escobar & Ortiz-Pulido 2006; Zuidema, Kroon & Werger 2007). Neste caso, é necessário um rodízio entre as áreas, assim como a manutenção de algumas áreas protegidas, permitindo a conservação do ecossistema e também o processo natural de sucessão.

Apesar de uma alternativa sustentável, é imprescindível ter cautela e monitoramento constante dos efeitos do manejo, já que efeitos ambientais estocásticos são difíceis de prever, assim como as respostas de espécies ameaçadas (Martinez-Ramos, Anten & Ackerly 2009). Geralmente, o manejo insustentável está relacionado com outras perturbações, especialmente as resultantes de escassez de recursos (Gauoe & Ticktin 2009). Apesar de taxas insignificantes de mortalidade em nosso estudo, plantas que sofrem intensa extração foliar

estão mais vulneráveis ao ataque de predadores e patógenos, e podem apresentar maiores taxas de mortalidade (Ticktin 2004). Além do mais, o manejo foliar pode ser restrito as áreas mais abertas nas quais as respostas compensatórias são aparentemente menos restringidas pelos escassos recursos e o rebrotamento foliar é mais intenso e mais rápido.

Adicionalmente, nós reforçamos que avaliamos apenas os efeitos da desfolhação em *Butia catarinensis*, e somente no número de folhas e cachos. É fundamental compreender como cada recurso - no caso de uso dos frutos, por exemplo – responde aos efeitos da extração, pois o manejo combinado pode afetar a *performance* da planta de maneira diferente, aumentando risco de sobre-exploração (Gustad, Dhillion & Sidibe 2004).

Os resultados desse trabalho embasaram a criação de uma Normativa pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (SEMA RS) em parceria com o Instituto Curicaca e Centro de Ecologia da UFRS, para regularização da colheita de flores e frutos do *Butia catarinensis* (butiá-da-praia) (SEMA 2014). É imperativo realizar novos estudos a fim de melhor entender a dinâmica populacional, embasando assim ações para conservar a espécie e o ecossistema butiazal, assim como estimular o manejo controlado de folha de *B. catarinensis* e a criação de uma ou mais Unidades de Conservação de Uso Sustentável do ecossistema butiazal, antes do seu total desaparecimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anten, N.P.R., Martinez-Ramos, M., Ackerly, D.D. 2003. Defoliation and growth in an understory palm: quantifying the contributions of compensatory responses. *Ecology*, 84, 2905–2918.

Anten, N.P.R., Ackerly, D.D. 2001. Canopy-level photosynthetic compensation after defoliation in a tropical understorey palm. *Functional Ecology*. 15, 252-262.

Arnold, J.E.M., Pérez, M. R. 2001. Can non-timber forest products match tropical forest conservation and development objectives? *Ecological Economics*. 39, 437-447.

Azambuja, A.C. 2009. Demografia e fenologia reprodutiva de *Butia capitata* (Mart.) Becc. (Arecaceae) em Arambaré, Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado (UFRGS), Porto Alegre, RS.

Báez, F., Jaurena, M. 1999. Regeneración del palmar em condiciones de pastoreo em el departamento Rocha. *Boletín Bañados del Este*, 16.

Barot, S., Gignoux, J., Menaut, J. C. 1999. Demography of a savanna palm tree: predictions from comprehensive spatial pattern analyses. *Ecology*, 80 (6), 1987-2005.

Baslev, H. 2011. Palm Harvest Impacts in North-Western South America. *Bot. Rev.* 77, 370-380.

Boot, R.G.A. 1997. Extraction of non-timber forest products from tropical rain forest. Does diversity come at a price? *Netherlands Journal of Agricultural Science*. 45, 439-450.

Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57 (3), 255 – 289.

Brasil. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Departamento Nacional de Meteorologia. 1992. Normas Climatológicas (1961-1990). Brasília: SPI/EMBRAPA.

Bruna, E.M. 2002. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in the central Amazon. *Oecologia*, 132, 235-243.

Buttow, M.V. 2008. Etnobotânica e caracterização molecular de *Butia* sp. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Fitomelhoramento. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Condit, R., Sukumar, R., Hubbell, S. P., Foster, R. B. 1998. Predicting population trends from size distribution: a direct test in a tropical tree community. *The American Naturalist* 152, 495-509.

Dove, M.R. 1993. A Revisionist View of Tropical Deforestation and Development. *Environmental Conservation*. 20, 17-24.

Endress, B. A., Gorchoy, D. L., Berry, E. J. 2006. Sustainability of a non-timber forest product: Effects of alternative leaf harvest practices over 6 years on yield and demography of the palm *Chamaedorea radicalis*. *Forest Ecology and Management* 234, 181-191.

Endress, B.A., Gorchoy, D.L., Noble, R.B., 2004. Non-timber forest product extraction: effects of harvest and browsing on an understory palm. *Ecological Applications*. 14, 1139-1153.

Escalante, S., Montaña, C., Orellana, R. 2004. Demography and potential extractive use of the liana palm *Desmoncus orthacanthos* Martius (Arecaceae) in southern Quintana Roo, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 187, 3-18.

FAO. 1995. Non-wood forest products for rural income and sustainable forestry. Rome. *Non-wood Forest Products*, n. 7.

Fearnside, P.M. 1989. Extractive reserves in Brazilian Amazonia: An opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. *BioScience*. 39, 387-393.

Flores, M., Ashton, P. M. S. 2000. Harvesting impact and economic value of *Geonoma deversa*, Arecaceae, an understorey palm used for roof thatching in the Peruvian Amazon. *Economic Botany* 54, 267–277.

Gauoe, O.G., Ticktin, T. 2008. Impacts of bark and foliage harvest on *Khaya senegalensis* (Meliaceae) reproductive performance in Benin. *Journal of Applied Ecology*. 45, 34 – 40.

Gauoe, O.G., Ticktin, T. 2010. Effects of harvest of nontimber forest products and ecological differences between sites on the demography of African Mahogany. *Conservation Biology*. 24, 605 – 614.

Ghimire S.K., Pyakurel D., Nepal B.K., Sapkota I.B., Parajuli R.R., Oli B.R. 2008. A Manual of NTFPs of Nepal Himalaya (Gair Kastha Ban Paidawar Digdarshan). WWF Nepal, Kathmandu, Nepal.

Gustad, G., Dhillion, S.S., Sidibé, D. 2004. Local use and cultural and economic value of products from trees in the parklands of the municipality of Cinzana, Mali. *Economical Botany* 58, 578 – 587.

Hegland, S. J., van Leeuwen, M., Oostermeijer, J. G. B. 2001. Population structure of *Salvia pratensis* in relation to vegetation and management of Dutch dry floodplain grasslands. *Journal of Applied Ecology* 38 (6), 1277-1289

Hutchings, M.J. 1997. The structure of plant populations. In *Plant ecology* (M.J. Crawley, ed. Blackwell Science, Oxford, 325-358

Iqbal, M., 1993. International Trade in Non-wood Forest Products. An Overview.

Kelly, C.K., Smith, H.B., Buckley, Y.M., Carter, R., Franco, M., Johnson, T., May, B., Ishuiwara, R.P., Jimenez, A.P., Magallanes, A. S., Steers, H., Waterman, C. 2001. Investigations in commonness and rarity: a comparative analysis of co-occurring, congeneric Mexican trees. *Ecological Letters* 4, 618 – 627.

López-Feldman, A., Taylor, E., 2009. Labor allocation to non-timber extraction in a Mexican rainforest community. *J. of Forest Econ.* 15, 205-221.

Lorenzi, H., Souza, H. M. de, Costa, J. T. de M.; Cerqueira, L. S. C. de; Ferreira, E. 2004. *Palmeiras brasileiras e exóticas cultivadas*. Nova Odessa: Instituto Plantarum.

Martinez-Ramos, M., Anten, N.P.R., Ackerly, D.D. 2009. Defoliation and ENSO effects on vital rates of an understorey tropical rain forest palm. *Journal of Ecology* 97, 1050–1061.

Martínez-Ballesté, A., Martorell, C., Caballero, J. 2008. The effect of Maya traditional harvesting on the leaf production, and demographic parameters of *Sabal* palm in the Yucata in Peninsula, Mexico. *Forest Ecology and Management*. 256, 1320-1324.

Mendoza, A., Piñero, D., Sarukhan., J. 1987. Effects of experimental defoliation on growth, reproduction and survival of *Astrocaryum mexicanum*. *Journal of Ecology* 75, 545-554.

Michon, G.P., Foresta, H. de, Levang, P., Verdeaux, F. 2007. Domestic forests: a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecology and Society*. 12, 1.

MMA, 2007 *Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007*. Brasília: MMA, Série Biodiversidade.

O'Brien, T.G., Kinnard, M.F., 1996. Effect of harvest on leaf development of the Asian palm *Livistona rotundifolia*. *Cons. Biol.* 10, 53–58.

Olmsted, I., Alvarez-Buylla. 1995. Sustainable Harvesting of Tropical Trees: Demography and Matrix Models of two Palm Species in Mexico. *Ecological Applications* 5, 484-500.

Oostermeijer, J.G.B., Vant Veer, R., den Nijs, J.C.M. 1994. Populations structure of the rare, long;lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in the relation to vegetation and the management in The Netherlands. *Journal of Applied Ecology*. 31, 428 – 438.

Pardini, R., Souza, S. M., Braga Neto, R., Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124, 253-266.

Pavón, N.P., Escobar, R., Ortiz-Pulido, R. 2006. Extracción de hojas de la palma *Brahea dulcis* en una comunidad Otomí en Hidalgo, México: efecto sobre algunos parámetros poblacionales. *Interciencia*. 31, 57 – 61.

Peter, B., Nelson, J. 2005. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(6), 1378-1388.

Pillar V.D. 2009. MULTIV - Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling; User's Guide v. 2.63b. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.

Pillar, V.D., Orloci, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of releve groups. *J. Veg. Sci.*, 7, 585-92.

Ratsirarson, J., Silander, J.A., Richard, A.F. 1996. Conservation and Management of a Threatened Madagascar Palm Species, *Neodypsis decaryi*, Jumelle. *Conservation Biology*. 10, 40-52.

Ricklefs, R.E., 2000. *A Economia da Natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Rosa, L.; Castellane, T. T., Reis, A., 1998. Biologia reprodutiva de *Butiá capitata* (Martius) Beccari var. *odorata* (Palmae) na restinga do município de Laguna, SC. *Revista Brasil. Bot, São Paulo*, 21 (3).

Russel-Smith, J., Whitehead, P.J., Cook, G.D., Hoare, J.L. 2003. Response of *Eucalyptus*-dominated savanna to frequent fires: lessons from Munmarlary 1973 - 1996. *Ecological Monographs* 73, 349 – 375.

Sampaio, M. B., Schmidt, I. B., Figueiredo, I. B. 2008. Harvesting Effects and Population Ecology of the Buriti Palm (*Mauritia flexuosa* L. f., Arecaceae) in the Jalapão Region, Central Brazil. 62, 171 – 181.

SEMA, 2014. Lista das espécies da flora ameaçadas de extinção no RS.

SEMA 2014. Portaria Nº 46: Dispõe sobre as normas para regularização da colheita de flores e frutos do *Butia catarinensis* (butiá-da-praia).

Soehartono, T., Newton, A. C. 2001. Conservation and sustainable use of tropical trees in the genus *Aquilaria* II. The impact of gaharu harvesting in Indonesia. 97, 29-41.

Souza, I. F. de, Souza, A. F., Pizo, M. A., Ganade, G. 2010. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalypts plantation in subtropical South America. *Biodiversity Conservation* 19, 1683-1698.

Souza, A. F. 2007. Ecological interpretation of multiple population size structures in trees: The case of *Araucaria angustifolia* in South America. *Austral Ecology*, 32 (5), 524 – 533.

Souza, A.F., Martins, F.R. 2004. Population structure of a Neotropical palm in fire-impacted fragments of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 13, 1611 – 1632.

Silva, P. A. D. 2008. Ecologia Populacional e Botânica Econômica de *Butia capitata* (Mart.) Beccari no Cerrado no Norte de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Brasília: Universidade de Brasília.

Sullivan, S., Konstant, T.L., Cunningham, A.B. 1995. The impact of utilization of palm products on the population structure of vegetable ivory palm (*Hyphaene petersiana*, Arecaceae) in north-central Namibia. *Economic Botany* 49 (4), 357-370.

Ticktin, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology*. 41, 11-21.

Tobler, M. W.; Cochard, R.; Edwards, P. J. 2003. The impact of cattle ranching on large-scale vegetation patterns in a coastal savanna in Tanzania. *Journal of Applied Ecology*, 40, 430-444.

Virillo, C.B.; Martins, F.R.; Tamashiro, J.Y, Santos, F.A.M. 2011. Is size structure a good measure of future trends of plant populations? An empirical approach using five woody species from the Cerrado (Brazilian savanna). *Acta Botanica Brasilica* 25(3), 593-600.

Waechter, J.L., 1990. Comunidades vegetais das restingas do Rio Grande do Sul. In: *Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, função e manejo*. Sao Paulo, Aciesp, 3, 1-21.

Wright, S.J., Muller-Landau, H.C., Condit, R., Hubbel, S.P. 2003. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. *Ecology* 84, 3174-3185.

Zuidema, P.A., Kroon, H., Werger, M.J.A. 2007. Testing sustainability by prospective and retrospective demographic analyses: evaluation for palm leaf harvest. *Ecological Applications*. 17, 118 – 128.

Zuidema, P.A. 2000. Demography of exploited tree species in the Bolivian Amazon. *PROMAB, Scientific Series 2, Ribeiralta, Bolivia*.