

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

Efeitos do extrativismo de Produtos Florestais Não –Madeireiros (PFNM) sobre a ecologia de populações de plantas

Monografia apresentada como requisito para a conclusão da disciplina NT 238 - "Ecologia de Populações de Plantas" –
Docente Responsável: Prof. Dr. Flavio Antonio Mães dos Santos.

Aluna: PATRICIA DA COSTA

Campinas, 16 de dezembro de 2009

Introdução

O termo “Produto Florestal Não-Madeireiro” (PFNM) que em inglês pode ser sinônimo para "Non-Timber Forest Resources" (NTFR) ou "Non-Timber Forest Products" (NTFP), refere-se a uma diversidade de recursos naturais, excetuando-se produtos madeireiros, obtidos em ecossistemas naturais (SCDB 2001). Wickens (1991) definiu PFNM como todo e qualquer material biológico, excetuando-se madeira serrada, aparas, painéis de madeira e celulose, extraído de ecossistemas naturais, utilizado para fins de subsistência, destinado ao mercado, ou ainda que possua significado cultural ou religioso. Chamberlain *et al.* (1998) concordaram com esta definição e colocaram que PFNM podem ser obtidos de ecossistemas naturais, manejados ou degradados. Alguns autores consideram como PFNM não só plantas inteiras, mas partes de plantas como raízes, tubérculos, folhas, cascas, galhos, troncos, frutos, sementes, fibras, resinas e outros exsudatos (Chamberlain *et al.* 1998). Sua definição muitas vezes pode ser tão abrangente de modo a incluir ainda produtos obtidos via coleta, caça ou pesca (Neumann & Hirsch 2000). Nesta revisão, serão considerados como PFNM apenas àqueles de origem vegetal, sejam eles plantas inteiras ou partes de plantas.

É extremamente difícil quantificar o volume de PFNM atualmente extraído, bem como o tamanho deste mercado, haja vista a diversidade de produtos e usos. Estimativas indicam que há mais de 4.000 PFNM em uso para fins comerciais (Iqbal 1993), mas é praticamente impossível estimar o número de espécies e PFNM usados para outros fins. Não obstante, estima-se que cerca de meio bilhão de pessoas em todo o mundo dependa diretamente de PFNM para sobrevivência, seja via comercialização ou subsistência (Marshall *et al.* 2006), havendo uma estreita correlação entre a dependência de PFNM e a pobreza (Neumann & Hirsh 2000).

O uso de plantas como PFNM é histórico, mas, a partir da década de 1980, diversos trabalhos passaram a levantar o potencial econômico de PFNM. Um dos estudos mais comumente citado neste gênero, trata da valoração de um hectare de floresta na Amazônia Peruana, conduzido por Peter *et al.* (1989). Os autores estimaram que a extração de PFNM nesta área poderia gerar um

ganho líquido equivalente à US\$ 422,00 ano⁻¹, o que seria superior ao valor obtido se a área fosse utilizada para extração madeireira (Peter *et al.* 1989). Desde então, os PFNM tornaram-se um paradigma da conservação, pois seriam capazes de gerar inclusão social de comunidades locais, garantindo a conservação dos ecossistemas naturais (Nepstad & Schwartzman 1992, Plotkin & Famolare 1992, Evans 1993). Segundo esta perspectiva, as comunidades locais tenderiam a conservar os recursos naturais se recebessem em contrapartida benefícios, através de atividades relativamente menos impactantes, que contribuíssem para a manutenção da floresta em pé (Hall & Bawa 1993, Phillips 1993, Peters 1996). Os PFNM passaram a ser vistos em muitos casos como uma alternativa econômica que geraria pouco ou nenhum impacto ecológico. Esta percepção repercutiu no Brasil, especialmente no contexto amazônico, onde os PFNM passaram a ser vistos como uma alternativa endógena capaz de conciliar a conservação e uso do patrimônio natural e a inclusão econômica e social das comunidades locais, frente a “commodities” exógenas que contribuem para o desflorestamento, como soja e gado (Becker 2001).

Entretanto, diversos estudos têm retratado níveis de extrativismo de PFNM capazes de gerar a depleção de recursos (Vásquez & Gentry 1989, Peres *et al.* 2003, Botha *et al.* 2004). Isso nos mostra que também para PFNM há que se determinar quais seriam as taxas de extração capazes de gerar o menor impacto sobre as populações submetidas ao manejo relacionando-as com a viabilidade econômica do extrativismo (LaFrankie 1994, Boot & Gullison 1995).

Esta monografia apresenta uma revisão de literatura sobre o extrativismo de PFNM e seus efeitos sobre a ecologia de populações de plantas, sem pretensão de esgotar o tema. Para isso, inicialmente serão descritos, em linhas gerais, os principais métodos empregados para determinar a sustentabilidade do extrativismo. Finalmente, faz-se um inventário dos estudos conduzidos no Brasil.

Avaliação de sustentabilidade do extrativismo de PFNM

Modelos demográficos e em especial os modelos matriciais têm sido usados como uma das principais ferramentas para determinar o efeito de diferentes práticas e intensidades de manejo sobre a dinâmica de populações de plantas submetidas ao extrativismo de PFNM. Alterações nas taxas vitais de sobrevivência, crescimento e reprodução dos indivíduos submetidos ao manejo são freqüentemente relatadas como conseqüências diretas do extrativismo (Boot & Gullison 1995, Ticktin 2004). Assim, os modelos matriciais calculam a taxa de crescimento populacional (λ) a partir de dados médios das taxas vitais (recrutamento, mortalidade e crescimento) em períodos determinados de tempo, para classes discretas da população (Caswell 1989). A taxa de crescimento populacional derivada deste modelo descreve se a população aumentou (> 1), manteve-se estável ($=1$) ou diminuiu (< 1) em um dado período de tempo.

Como ressaltaram Boot & Gullison (1995), os modelos demográficos podem ser empregados com três finalidades básicas. Primeiramente, eles podem ser utilizados para testar a sustentabilidade dos sistemas de extração em uso. O modelo demográfico construído pode ser utilizado, em seguida, para investigar o efeito de planos de manejo hipotéticos e para que se possa determinar o limite superior de intensidade de extração sustentável para as populações naturais sem manejo intensivo. Finalmente, os modelos demográficos podem ser usados para identificar processos ou estágios de vida que estão regulando ou limitando o tamanho da população e, através de uma análise de sensibilidade, identificar estágios sobre os quais as práticas de manejo devem ser dirigidas de modo que se obtenha a melhor resposta em termos populacionais (Caswell 1989, Boot & Gullison 1995).

Modelos mais complexos, que incorporam variações no tempo e no espaço, assim como a estocasticidade demográfica também têm sido desenvolvidos e utilizados para avaliações de sustentabilidade do extrativismo de PFNM (Nantel *et al* 1995). Tais modelos são mais robustos e

podem nos dar respostas mais consistentes sobre os efeitos do manejo, mas demandam um maior acúmulo de conhecimento sobre aspectos da ecologia das espécies avaliadas.

De fato, o desenvolvimento de modelos demográficos depende do acúmulo de conhecimentos sobre a dinâmica das populações e de outros aspectos de sua história de vida. A geração destes conhecimentos pode demandar longos períodos de acompanhamento das populações e um grande investimento de recursos, especialmente no caso de espécies arbóreas, cujo tempo de vida pode ser muito longo. Ticktin (2004) em uma revisão sobre o tema verificou que dos 18 trabalhos onde foi usada a modelagem de dinâmica populacional para determinar os limites máximos de extrativismo sustentável, apenas seis foram conduzidos em espécies arbóreas, enquanto que os outros 12 estudos avaliaram palmeiras e espécies herbáceas.

Por este motivo, outros métodos têm sido empregados visando avaliar a sustentabilidade do extrativismo de PFNM. Em alguns casos, avaliações pontuais de estrutura populacional têm sido utilizadas (Borges Filho & Felfilli 2003, Peres *et al.* 2003, Costa *et al.* 2007, Sampaio *et al.* 2008). As curvas de sobrevivência geralmente são avaliadas em toda a sua área de ocorrência ou em populações submetidas a diferentes práticas de manejo e devem ser contrapostas às curvas obtidas em populações de referência, que seriam aquelas submetidas a nenhum ou às menores intensidades de manejo (Soehartono & Newton 2000, 2001, Peres *et al.* 2003, Shackleton *et al.* 2005, Gaoue & Ticktin 2007). Assim, espera-se encontrar diferenças demográficas entre as populações relacionadas ao seu status de conservação. Populações submetidas à maior intensidade de manejo tenderiam a apresentar relativamente menores tamanhos populacionais, acompanhado ou não de redução na frequência das maiores classes de tamanho e de decréscimo no número de classes de tamanho (Rao *et al.* 1990, Shackleton *et al.* 1994). Adicionalmente pode-se avaliar se há restrições ao recrutamento, crescimento ou sobrevivência ocorrendo de forma pontual sobre uma determinada classe de tamanho ou de forma difusa sobre toda a população. (Peres *et al.* 2003, Gómez-Aparicio *et al.* 2005).

Entretanto, estas análises têm sido bastante criticadas, pois quaisquer alterações nas taxas de recrutamento e mortalidade podem alterar o formato das curvas de sobrevivência, resultando em curvas distintas independentemente das taxas demográficas atuais (Condit *et al.* 1988). Por este motivo, a análise de curvas de sobrevivência quando conduzida de forma isolada não se apresenta como um bom preditor de tendências demográficas futuras (Condit *et al.* 1988).

Outra forma de avaliação da sustentabilidade frequentemente empregada deriva de teorias econômicas e procura determinar o estoque e fluxos de recursos (Hall & Bawa 1993). Neste caso, são inventariados o estoque disponível de recursos e seus fluxos, representados pelas taxas de extração do produto e de substituição natural. Se a taxa de extração empregada for maior do que a taxa de substituição natural diz-se que há sobre-exploração dos recursos. Esta avaliação parte do princípio de que a sustentabilidade do extrativismo necessita, no mínimo, que a taxa de extração não exceda a capacidade das populações substituírem os indivíduos extraídos (Godoy & Bawa 1993, Hall & Bawa 1993).

Finalmente, alguns estudos partem da mesma premissa e utilizam experimentos, para determinar o efeito de diferentes práticas e intensidades de manejo sobre a sobrevivência, crescimento e reprodução subseqüentes (Witkowski *et al.* 1994, O'Brien & Kinnar 1996, Bergeron & Lapointe 2001, Nakazono *et al.* 2004, Rijkers *et al.*, 2006).

O extrativismo de PFM e seus efeitos sobre a ecologia de populações de plantas

O efeito imediato do extrativismo sobre a espécie alvo é determinado pela estrutura ou estruturas extraídas, pela intensidade de manejo e também depende grandemente da história de vida da planta (Boot & Gullison 1995, Ticktin 2004).

Levando-se em consideração que cada estrutura de uma planta dispõe de uma dada quantidade de recursos (biomassa ou nutrientes) em certo ponto de sua história de vida, o

extrativismo removerá diferentes quantidades de recursos dependendo da parte removida, alterando de maneira diferenciada o potencial de sobrevivência, crescimento e reprodução do indivíduo. Isto posto, Ticktin (2004) colocou que os limites de extração de frutos e sementes apresentam-se muito maiores do que os de folhas, respectivamente da ordem de 80-95% e 20-75%. Por sua vez, os limites de extração de folhas seriam maiores do que os observados quando o extrativismo depende da remoção de indivíduos inteiros.

O corte ou a coleta de indivíduos inteiros é uma prática tradicionalmente empregada para coleta de diversos PFSM, incluindo frutos (Vasques & Gentry 1989, Peña-Claros 1996, Peters 1996), meristema apical e bainha de folhas jovens (Peña-Claros & Zuidema 2000), raízes e bulbos (Nantel *et al.* 1995) e exsudatos (Shanley *et al.* 2005). Em alguns destes casos, mesmo a remoção de um número reduzido de indivíduos pode comprometer a manutenção das populações (Ticktin 2004). Por exemplo, Nantel *et al.* (1995) calcularam para as populações de ginseng americano (*Panax quinquefolium*) no Canadá o limiar de extinção de população (de 30 a 90 indivíduos) e o tamanho mínimo viável de população (170 indivíduos) a partir de modelos estocásticos. Assim, puderam determinar que qualquer manejo pode comprometer seriamente a persistência destas populações, uma vez que apenas uma dúzia de populações conhecidas no Canadá tem mais de 170 indivíduos (Nantel *et al.* 1995). Adicionalmente a partir do modelo construído, os autores puderam avaliar quais seriam as taxas de extrativismo combinadas a tempos de rotação passíveis de manter o equilíbrio destas populações, avaliado a partir da taxa de crescimento populacional (λ). Assim, para que se proceda o extrativismo de 30% do total de indivíduos com mais de duas folhas, deve-se respeitar um intervalo entre coletas de mais de cinco anos, como forma de manter a taxa de crescimento populacional (λ) com valores superiores a 1 (Nantel *et al.* 1995).

A maioria dos estudos que trata da sustentabilidade do extrativismo de folhas tem se concentrado em avaliar o extrativismo de folhas de palmeiras (Ticktin 2004). Entre estes, nos estudos que usaram modelos matriciais, valores de λ maiores que um têm sido descritos: *Neodypsis*

decaryi, em Madagascar ($\lambda=1,151$, Ratsirarson *et al.* 1996); *Phytelephas seemannii*, na Colômbia; ($\lambda= 1,0589$, Bernal 1998) *Geonoma macrostachys*, no Equador ($\lambda=1,0589$, Svenning & Macia 2002); *Geonoma orbignyana*, na Colômbia ($\lambda=1,074$, Rodrigues-Buriticá *et al.* 2005).

Mas as palmeiras são frequentemente usadas para mais de um fim, ou seja, geralmente são submetidas ao extrativismo de mais de um PFNM (Balick & Beck 1990). As fibras obtidas de suas folhas são usadas na fabricação de cordas e redes. As folhas e estipes são usados na construção de casas, barcos, esteiras e cestarias. Seus frutos são usados *in natura* como alimento e na produção de sucos regionais. Como são ricos em óleo, os frutos também são usados na fabricação de biocombustíveis, ou ainda, como matéria prima na indústria de cosméticos. Algumas espécies também são usadas na produção de palmito, que é formado pelo meristema apical e pela bainha das folhas mais jovens.

Ainda assim, são raros os estudos que avaliam o efeito do extrativismo de mais de um PFNM, tanto em palmeiras, quanto em outras espécies. Ratsirarson *et al.* (1996) demonstraram que para a espécie de palmeira *Neodypsis decaryi* a desfolha pode alterar o padrão de alocação de recursos para crescimento se executada em ciclos subseqüentes. Neste caso, quando a desfolha foi conduzida em um segundo ciclo, os indivíduos que foram completamente desfolhados produziram mais folhas novas do que nos outros tratamentos (níveis de desfolha: 0, 25% e 50%). Mas estas folhas eram significativamente menores em tamanho. Resultado similar foi observado quando se avaliou a produção de frutos em indivíduos de *Neodypsis decaryi* submetidos a diferentes intensidades de desfolha. Indivíduos completamente desfolhados produziram significativamente menos frutos após a primeira desfolha e nenhum fruto após a segunda desfolha (Ratsirarson *et al.* 1996). Assim, embora os resultados obtidos para o extrativismo de frutos como único PFNM apontem que taxas relativamente altas de coleta de frutos e sementes podem ser empregadas sem prejuízos à dinâmica das populações (Ratsirarson *et al.* 1996, Bernal 1998), o uso múltiplo pode

gerar impactos ecológicos maiores do que os descritos para apenas um produto. Por isso, pode-se supor que espécies de uso múltiplo podem estar sob maior risco de sobre-exploração.

Em uma revisão sobre a sustentabilidade do extrativismo de PFSM, Ticktin (2004) ressaltou que embora os exsudatos, como gomas, resinas e óleo-resinas, assim como cascas, raízes e bulbos representem uma grande proporção dos PFSM comerciais obtidos em ambientes naturais, a consequência ecológica do extrativismo destas partes de plantas permanece pouco estudado. Infelizmente, o cenário permanece o mesmo, haja visto que neste período apenas 3 trabalhos foram publicados sobre o extrativismo de exsudatos (Whitney & Upmeyer 2004, Ogbazghi *et al* 2006, Rijkers *et al* 2006) e quatro trabalhos publicados sobre o extrativismo de cascas (Gaoue & Ticktin 2007, 2008, Guedje *et al.* 2007, Stewart 2009).

Embora se considere que o extrativismo de exsudatos vem de encontro a um ideal de manejo florestal sustentável, por que não altera o dossel da floresta e não é conduzido com a derrubada de indivíduos ou com a remoção de suas sementes (Peters, 1996), este manejo pode reduzir as taxas de crescimento, sobrevivência e reprodução de indivíduos explorados e por consequência alterar a estrutura e a dinâmica de populações (Bawa & Seidler, 1998; Peres *et al.*, 2003; Ticktin, 2004).

Isto se dá, pois o extrativismo de exsudatos afeta o padrão de alocação de recursos, aumentando a competição por fotoassimilados entre crescimento e reprodução versus produção de resinas (Peters, 1996; Rijkers *et al.*, 2006). Como exemplo, o extrativismo da borracha pode reduzir em até 50% o incremento em diâmetro de indivíduos de *Hevea brasiliensis* (Willd. ex A. Juss.) Müll. Arg. (Euphorbiaceae) explorados em plantios comerciais na Ásia (Dijkman, 1951 apud Peters, 1996). Adicionalmente, clones mais produtivos usados em plantios comerciais raramente frutificam, mesmo com polinização controlada (Polhamus, 1962 apud Peters, 1996). Por sua vez, observa-se uma correlação negativa entre a intensidade de exploração e número de inflorescências, número de sementes por inflorescência, número e viabilidade de sementes produzidas em *Boswellia papyrifera* (Del.) Hochst, espécie africana de onde é extraída uma resina utilizada na fabricação de incensos e

perfumes (Rijkers *et al.*, 2006). A redução na quantidade e na qualidade das sementes produzidas por esta espécie altera os padrões de recrutamento em nível populacional, com menor sucesso reprodutivo associado a populações mais intensamente exploradas (Rijkers *et al.*, 2006).

Quanto ao extrativismo de cascas, Guedje *et al.* (2007) demonstraram que o extrativismo da casca de *Garcinia lucida* (Clusiaceae) em florestas nos Camarões pode levar à morte dos indivíduos se houver ruptura completa do tecido cambial, com o anelamento. Para esta espécie, o valor de λ foi de 1,063, ligeiramente maior do que o esperado para populações estáveis. A análise de elasticidade mostrou que indivíduos na última classe de diâmetro (mais de 10 cm de DAP) contabilizaram os menores valores de elasticidade, indicando que a extração de casca nesta classe pode ter um baixo impacto sobre o crescimento populacional. Por sua vez, o crescimento populacional foi altamente sensível a alterações na probabilidade de sobrevivência de indivíduos entre 5-10 cm de DAP, classe de tamanho em que os indivíduos também são explorados (Guedje *et al.* 2007).

Por sua vez, Stewart (2009) demonstrou que o extrativismo da casca de *Prunus africana* em florestas nos Camarões pode contribuir para mudanças na estrutura de suas populações, com incremento do número de indivíduos nas menores classes de tamanho e redução do número de indivíduos em todas as outras classes de tamanho. Adicionalmente, o extrativismo da casca da espécie contribuiu significativamente para a mortalidade dos indivíduos adultos reprodutivos (cerca de 50% de mortalidade), e para a redução na área média de copa em todas as classes de diâmetro. Como consequência, observou-se redução significativa na produção de frutos e na regeneração natural (Stewart 2009). Embora o autor não tenha modelado a dinâmica destas populações, ele concluiu que o extrativismo da casca desta espécie pode colocá-la em risco de extinção em um futuro muito próximo, haja visto a combinação de fatores: altas taxas de mortalidade de indivíduos reprodutivos, redução na produção de frutos e no recrutamento.

Estudos conduzidos no Brasil com o manejo de PFNM

Embora o Brasil seja um dos países com a maior biodiversidade do planeta e embora o extrativismo de PFNM tenha se tornado oficialmente uma política de governo com o reconhecimento da categoria de “reserva extrativista” (RESEX) no escopo do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, um número muito reduzido de estudos tem sido conduzido sobre o extrativismo de PFNM no país.

Na Amazônia, algumas espécies têm sido alvo de estudos, dentre elas a castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) como a espécie com maior volume de estudos já publicados. Diversos aspectos de sua história natural já são conhecidos (Camargo *et al.* 1994, Kainer *et al.* 1999, Myers *et al.* 2000, Maués, 2002, Peña-Claros & De Boo, 2002, Peña-Claros *et al.* 2002, Zuidema 2003) e alguns estudos (nem todos conduzidos no Brasil) têm procurado determinar se as práticas de manejo atualmente empregadas para o extrativismo de frutos podem ou não comprometer a sustentabilidade das populações (Peres & Baider 1997, Rumiz & Maglianesi 2001, Zuidema & Boot 2002, Peres *et al.* 2003, Wadt *et al.* 2005, Kainer *et al.* 2007, Cotta *et al.* 2008, Tonini *et al.* 2008, Wadt *et al.* 2008).

Outras espécies já foram estudadas, ainda que pontualmente, mas faltam conhecimentos relevantes sobre aspectos de sua história de vida, como é o caso da andiroba (*Carapa guianensis*). Para esta espécie encontrou-se apenas um trabalho sobre a estrutura de populações em dois ambientes florestais (Klimas *et al.* 2007). Outras espécies foram avaliadas apenas como PFNM, ou seja, levantou-se os efeitos de práticas ou intensidades de manejo no extrativismo do PFNM, como é o caso do arumã (*Ischnosiphon polyphyllus*, Nakazono *et al.* 2004), do cipó-titica (*Heteropsis flexuosa*, Plowden *et al.* 2003) e da copaíba (*Copaifera* spp., Rigamonte-Azevedo *et al.* 2006, *Copaifera multijuga*, Medeiros & Vieira, 2008).

Em Mata Atlântica, diversos grupos de pesquisa têm desenvolvido estudos sobre a história de vida do palmitheiro (*Euterpe edulis*, ver revisão Reis *et al.* 2000), incluindo aspectos sobre

demografia, dispersão de sementes, biologia reprodutiva, genética e economia. Com isso Reis *et al* (2000) puderam estabelecer um plano de manejo e conservação da espécie.

No caso do cerrado, muitas espécies são utilizadas tradicionalmente como PFNM. Entre estas foram encontrados trabalhos avaliando o impacto do extrativismo apenas para o buriti (*Mauritia flexuosa*, Sampaio *et al* 2008), o barbatimão (*Stryphnodendron adstringens*, Borges-Filho & Felfili 2003) e o capim-dourado (*Syngonanthus nitens*, Schmidt *et al.* 2007).

Percebe-se que um número muito reduzido de espécies usadas como PFNM, nos diferentes ecossistemas, têm sido estudadas de modo a gerar um acúmulo de conhecimento sobre sua história natural que possa ser empregado no desenvolvimento de modelos de dinâmica populacional

Referências bibliográficas

- BALICK, M. J. & BECK, H. T. (eds.) 1990. Useful Palms of the World: a synoptic bibliography. Columbia University Press, New York.
- BAWA, K. S. & SEIDLER, R. 1998. Natural Forest Management and Conservation of Biodiversity in Tropical Forests. *Conservation Biology* 12:46-55.
- BECKER, B. 2001. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? *Parcerias Estratégicas* 12:135-159.
- BERGERON, M. E. & LAPOINTE, L. 2001. Impact of one year crozier removal on long-term frond production in *Matteuccia struthiopteris*. *Canadian Journal of Plant Science* 81:155-163.
- BERNAL, R. 1998. Demography of the Vegetable Ivory Palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the Impact of Seed Harvesting. *Journal of Applied Ecology* 35:64-74.
- BOOT, R. G. A. & GULLISON, R. E. 1995. Approaches to Developing Sustainable Extraction Systems for Tropical Forest Products. *Ecological Applications* 5:896-903.
- BORGES FILHO, H. C. & FELFILLI, J. M. 2003. Avaliação dos níveis de extrativismo da casca de barbatimão [*Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville] no Distrito Federal, Brasil. *R. Árvore* 27:735-745.
- BOTHA, J., WITKOWSKI, E. T. F & SHACKLETON, C. M. 2004. The impact of commercial harvesting on *Warburgia salutaris* ('pepper-bark tree') in Mpumalanga, South Africa *Biodiversity and Conservation* 13:1675–1698.
- CAMARGO, P. B., SALOMÃO, R.P., TRUMBONE, S. & MARTINELLI, L. A. 1994. How old are large Brazil-nut trees (*Bertholletia excelsa*) in the Amazon? *Scientia Agricola* 51:389-391.

- CASWELL, H. 1989. Population Matrix Models. Sinauer Associates, Sunderland.
- CHAMBERLAIN, J.L., BUSH, R. & HAMMETT, A.L. 1998. Non-Timber Forest Products: The other forest products. Forest Products Journal 48: 2-12.
- CONDIT, R., SUKUMAR, R., HUBBELL, S. P. & FOSTER, R. B. 1988. Predicting Population Trends from Size Distributions: A Direct Test in a Tropical Tree Community. The American Naturalist 152: 495-509.
- COSTA, P., TONINI, H., KAMINSKI, P. E., TURCATELL, R. & SCHWENGBER, L. A. M. 2007. Estrutura de uma população de *Copaifera pubiflora* Benth. em área de floresta de transição em Roraima. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8, 2007, Caxambu. Ecologia no tempo de mudanças Globais. São Paulo : Sociedade de Ecologia do Brasil.
- COTTA, J. N., KAINER, K. A., WADT, L. H. O. & STAUDHAMMER, C. L. 2008. Shifting cultivation effects on Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) regeneration. Forest Ecology and Management 256:28–35.
- EVANS, M. I. Conservation by comercialization. 1993. In: Tropical Forests, People and Food: biocultural interactions and applications to development (Hladik, C.M., Hladik, A., Linares, O.F., Pagezy, H., Semple, A. & Hadley, M., eds.). Parthenon Publishing Group, Paris, p.815-822. (UNESCO MAB Serie, 13).
- GAOUE, O. G. & 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: 424-436.
- GAOUE, 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.
- GODOY, R.A. & BAWA, K.S. 1993. The Economic Value and Sustainable Harvest of Plants and Animals from the Tropical Forest: Assumptions, Hypotheses, and Methods. Economic Botany 47:215-219.
- GÓMEZ-APARICIO L., ZAMORA R. & GÓMEZ J. M. 2005. The regeneration status of the endangered *Acer opalus* subsp. *granatense* throughout its geographical distribution in the Iberian Peninsula. Biological Conservation 121:195-206.
- GUEDJE, N. M., ZUIDEMA, P. A., 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 240:1–12.
- HALL, P. & BAWA, K. 1993. Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant population. Economic Botany 47:234-247.
- IQBAL, M. 1993. International trade in non-wood forest products: an overview. Working Paper. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- KAINER, K., DURYEA, M. L., MALAVASI, M. M., SILVA, E. R. & HARRISON, J. 1999. Moist storage of Brazil nut seeds for improved germination and nursery management. Forest Ecology and Management 116:207-217.
- KAINER, K. A., WADT, L. H. O. & STAUDHAMMER, C. L. 2007. Explaining variation in Brazil nut fruit production. Forest Ecology and Management 250:244–255.

- KLIMAS, C. A. KAINER, K. A. & WADT, L. H. O. 2007. Population structure of *Carapa guianensis* in two forest types in the southwestern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 250:256–265.
- LAFRANKIE, J. V. 1994. Population dynamics of some tropical trees that yields non-timber forest products. *Economic Botany* 48:301-309.
- MARSHALL, E., SCHRECKENBERG, K. & NEWTON, A.C. (eds.). 2006. Commercialization of non-timber forest products: factors influencing success. Lessons learned from Mexico and Bolivia and Policy Implications for Decision-makers. UNEP World Conservation Monitoring Centre, Cambridge.
- MAUÉS, M. M. 2002. Reproductive phenology and pollination of the brazil nut tree (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl. Lecythidaceae) in Eastern Amazonia. *In: Pollinating Bees - The Conservation Link Between Agriculture and Nature*. Kevan P & Imperatriz Fonseca VL (eds). Ministry of Environment / Brasília. p.245-254.
- MEDEIROS, R. S. & VIEIRA, G. 2008. Sustainability of extraction and production of copaiba (*Copaifera multijuga* Hayne) oleoresin in Manaus, AM, Brazil. *Forest Ecology and Management* 256:282–288.
- MYERS, G. P., NEWTON, A. C. & MELGAREJO, O. 2000. The influence of canopy gap size on natural regeneration of Brazil nut (*Bertholletia excelsa*) in Bolivia. *Forest Ecology and Management* 127:119-128.
- NAKAZONO, E. M., BRUNA, E. M. & MESQUITA, R. C. G. 2004. Experimental harvesting of the non-timber forest product *Ischnosiphon polyphyllus* in central Amazonia. *Forest Ecology and Management* 190:219–225.
- NANTEL, P., GAGNON, D. & NAULT, A. 1995. Population Viability Analysis of American Ginseng and Wild Leek Harvested in Stochastic Environments. *Conservation Biology* 10:608-621.
- NEPSTAD, D.C. & SCHWARTZMAN, S. (eds.). 1992. Non-Timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development Strategy. New York Botanical Garden, Bronx.
- NEUMANN, R. P. & HIRSCH, E. 2000. Commercialization of non-timber forest products: review and analysis of research. Center for International Forestry Research, Bogor.
- O'BRIEN, T. G. & KINNAR, M. F. 1996. Effect of Harvest on Leaf Development of the Asian Palm *Livistona rotundifolia*. *Conservation Biology* 10: 53-58.
- OGBAZGHI, W., RIJKERS, T., WESSEL, M. & BONGERS, F. 2006. Distribution of the frankinsense tree *Boswellia papyrifera* in Eritrea: the role of environment and land use. *Journal of Biogeography* 33:524-535.
- PEÑA-CLAROS, M. & DE BOO, H. 2002. The effect of forest successional stage on seed removal of tropical rain forest tree species. *Journal of Tropical Ecology* 18:261–274.
- PEÑA-CLAROS, M., BOOT, R. G. A., DORADO-LORA, J. & ZONTA, A. 2002. Enrichment planting of *Bertholletia excelsa* in secondary forest in the Bolivian Amazon: effect of cutting line width on survival, growth and crown traits. *Forest Ecology and Management* 161:159-168.

- PEÑA-CLAROS, M. & ZUIDEMA, P. 2000. Limitaciones demográficas para el aprovechamiento sostenible de *Euterpe precatoria* para producción de palmito en dos tipos de bosque de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 34: 7-25.
- PEÑA-CLAROS, M. 1996. Ecology and socioeconomics of palm heart extraction from wild populations of *Euterpe precatoria* Mart. in eastern Bolivia. Dissertação de Mestrado. Universidade da Flórida, Gainesville, Fl. Estados Unidos.
- PERES, C. A. & BAIDER, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazilnut trees (*Bertholletia excelsa*) in southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 13:595-616.
- PERES, C. A., BAIDER, C., ZUIDEMA, P.A., WADT, L.H.O., KAINER, K. A., GOMES-SILVA, D. A. P., SALOMÃO, R. P., SIMÕES, L. L., FRANCIOSI, E. R. N., VALVERDE, F. C., GRIBEL, R., SHEPARD, G. H., KANASHIRO, M., COVENTRY, P., YU, D. W., WATKINSON, A. R. & FRECKLETON, R. P. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science* 302:2112-2114.
- PETERS, C. M. 1996. The Ecology and Management of Non-Timber Forest Resources. The World Bank, Washington, DC. (World Bank Technical Paper, 322)
- PETERS, C. M., GENTRY, A.H. & MENDELSON, R.O. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest, *Nature* 339:656–657.
- PHILLIPS, O. 1993. The potential for harvesting fruits in tropical rainforests: new data from Amazonian Peru. *Biodiversity and Conservation* 2:18–38.
- PLOTKIN, M. & FAMOLARE, L. (eds.). 1992. Harvest and marketing of rain forest products. Island Press, Washington, D.C.
- PLOWDEN, C., UHL, C. & OLIVEIRA, F. A. 2003. The ecology and harvest potential of titica vine roots (*Heteropsis flexuosa*: Araceae) in the eastern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 182:59–73.
- RAO P., BARIK S.K., PANDEY H.N. & TRIPATHI R.S. 1990. Community composition and tree population structure in a sub-tropical broad-leaved forest along a disturbance gradient. *Vegetatio* 88: 151–162.
- 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.
- REIS, M. S., FANTINI, A. C., NODARI, R. O., REIS, A., GUERRA, M. P. & MANTOVANI, A. 2000. Management and Conservation of Natural Populations in Atlantic Rain Forest: The Case Study of Palm Heart (*Euterpe edulis* Martius). *Biotropica* 32: 894-902.
- RIGAMONTE-AZEVEDO, O. C., WADT, P. G. S. & WADT, L. H. O. 2006. Potencial de produção de óleo-resina de copaíba (*Copaifera* spp.) de populações naturais do sudoeste da Amazônia. *Revista Árvore* 30:583-591.
- RIJKERS, T., OGBAZGHI, W., WESSEL, M & BONGERS, F. 2006. The effect of tapping for frankincense on sexual reproduction in *Boswellia papyrifera*. *Journal of Applied Ecology* 43: 1188–1195.

- RODRIGUES-BURITICÁ, S., ORJUELA, M. A. & GALEANO, G. 2005. Demography and life history of *Geonoma orbignyana*: An understory palm used as foliage in Colombia. *Forest Ecology and Management* 211:329–340.
- RUMIZ, D. I. & MAGLIANESI, M. A. 2001. Hunting impacts associates with Brazil nut harvesting in the bolivian Amazon. *Vida Silvestre Neotropical* 10:1-2.
- 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 Brasil. *Economic Botany* 62:171-181.
- SANO, P.T. 1999. Revisão de Actinocephalus (Koern.) Sano - Eriocaulaceae. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo
- SCHMIDT, I. B., FIGUEIREDO, I. B. & SCARIOT, A. 2007. Ethnobotany and Effects of Harvesting on the Population Ecology of *Syngonanthus nitens* (Bong.) Ruhland (Eriocaulaceae), a NTFP from Jalapão Region, Central Brazil. *Economic Botany* 61:73–85.
- SECRETARIA OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2001. Sustainable management of non-timber forest resources. SCBD, Montreal. (CBD Technical Series no. 6).
- SHACKLETON C.M., GRIFFIN N.J., BANKS D.I., MAVRANDONIS J.M. & SHACKLETON S.E. 1994. Community structure and species composition along a disturbance gradient in a communally managed South African savannah. *Vegetatio* 115: 157–167
- SHACKLETON, C. M., 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 Degrad. Develop.* 16:273–28.
- SHANLEY, P., LEITE, A., ALECHANDRE, A. & AZEVEDO, C. Copaíba – *Copaifera* spp. In: *Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica*. SHANLEY, P. & MEDINA, G. (eds.) CIFOR/IMAZON, Belém, PA. p. 85-94.
- SOEHARTONO, T. & NEWTON, A. C. 2000. Conservation and sustainable use of tropical trees in the genus *Aquilaria* I. Status and distribution in Indonesia. *Biological Conservation* 96:83-94
- 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. *Biological Conservation* 97:29-41.
- STEWART, K. 2009 Effects of bark harvest and other human activity on populations of the African cherry (*Prunus africana*) on Mount Oku, Cameroon. *Forest Ecology and Management* 258:1121–1128.
- SVENNING, J. C. & MACIA, M. J. 2002. Harvesting of *Geonoma macrostachys* Mart. leaves for thatch: an exploration of sustainability. *Forest Ecology and Management* 167:251–262.
- TICKTIN, T. 2004. The ecological implications of harvesting non-timber forest products. *Journal of Applied Ecology* 41:11-21.
- TONINI, H., COSTA, P. & KAMINSKI, P. E. 2008. Estrutura e produção de duas populações nativas de castanheira-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* O. Berg) em Roraima. *Floresta* 38:445-457.

- VASQUEZ, R. & GENTRY, A.H. 1989. Use and misuse of forest-harvested fruits in the Iquitos area. *Conservation Biology* 3: 350-361.
- WADT, L. H. O.; KAINER, K. A. & GOMES-SILVA, D. A. P. 2005 Population structure and nut yield of a *Bertholletia excelsa* stand in Southwestern Amazonia. *Forest Ecology and Management* :371–384.
- WADT, L. H. O.; KAINER, K. A.; STAUDHAMMER, C. L. & SERRANO, R. O. P. 2008. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: Natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biological Conservation* 141:332-346.
- WHITNEY, G. G. & UPMEYER, M. M. 2004. Sweet trees, sour circumstances: the long search for sustainability in the North American maple products industry. *Forest Ecology and Management* 200:313–333
- WICKENS, G.E. 1991. Management issues for development of non-timber forest products. *Unasylva* 42: 3-8.
- WITKOWSKI, E. T. F., LAMONT, B. B. & OBBENS, F. J. 1994. Commercial Picking of *Banksia hookeriana* in the Wild Reduces Subsequent Shoot, Flower and Seed Production. *Journal of Applied Ecology* 31:508-520.
- ZUIDEMA, P. A. & BOOT, R. G. A. 2002. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *Journal of Tropical Ecology* 18:1–31.
- ZUIDEMA, P. A. 2003. Ecology and management of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*). PROMAB - Riberalta, Bolivia. (PROMAB Scientific Series 6).