

Comunidades, conservação e manejo: o papel do conhecimento ecológico local

Natalia Hanazaki

Departamento de Ecologia e Zoologia – Centro de Ciências Biológicas –
Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário – Trindade
CEP 88010-970, Florianópolis – SC
natalia@ccb.ufsc.br

Aceito para publicação em 31/10/2002

Resumo

O conhecimento ecológico local pode ter importantes implicações para a conservação e o manejo e, principalmente, para o envolvimento de populações locais nos esforços de conservação da biodiversidade. São apresentadas algumas considerações sobre as conceituações de manejo e de conservação e, neste contexto, são discutidos exemplos brasileiros que relacionam conhecimento ecológico local, conservação e manejo. Em particular, são apresentados exemplos do conhecimento caiçara sobre os recursos naturais, sobre o manejo de áreas de pesca e sobre as plantas coletadas e cultivadas. Os argumentos relacionados ao conhecimento ecológico local devem ser cada vez mais conectados às discussões sobre conservação e manejo da biodiversidade, deixando de lado as idéias equivocadas de que populações humanas inevitavelmente têm um efeito deletério na natureza, bem como as imagens distorcidas de que populações locais sempre vivem “harmonicamente” com a natureza. Os esforços conservacionistas também devem estar endereçados para os problemas sócio-econômicos das populações humanas que dependem diretamente da biodiversidade.

Unitermos: etnoecologia, biodiversidade, conservação, manejo, TEK

Abstract

Local ecological knowledge can be of great importance to conservation and management and, especially, to the involvement of local peoples in efforts towards the conservation of biodiversity. In this paper, brief considerations are made about the concepts of management and conservation, building a framework to discuss some Brazilian examples that connect local ecological knowledge, conservation and management. It is recommended that the debates about local ecological knowledge should be even more attached to the discussions about biodiversity conservation and management than they are currently. Misconceptions about the unavoidable harmful effects of human populations on nature, as well as fuzzy images of local populations living “harmonically” with nature, should be abandoned. The efforts towards conservation should be also addressed to the socio-economic issues of the populations who directly depend on this biodiversity.

Key words: ethnoecology, biodiversity, conservation, management, TEK

Introdução

Os argumentos em prol da conservação da biodiversidade incluem dimensões ecológicas, econômicas, políticas, éticas e estéticas (Gaston e Spicer, 1998). Por um lado, sob um ponto de vista utilitarista, a biodiversidade compreende os recursos úteis para as populações humanas, ou potencialmente úteis, como fonte de alimentos, fármacos e matérias primas (Kangas, 1997). A importância da biodiversidade também é revelada nos serviços ambientais por ela prestados, como por exemplo a regulação

climática e a manutenção dos ciclos biogeoquímicos (Ehrlich e Ehrlich, 1992). Por outro lado, os imperativos para a conservação da biodiversidade incluem dimensões éticas e estéticas (Ehrlich e Ehrlich, 1992; Primack, 1993), tendo como princípio básico o fato de que todos os seres vivos têm o direito de existir, e rejeitando a visão antropocêntrica de que os seres humanos podem decidir quais as espécies que nos são úteis e devem ser preservadas e quais não o são (Nations, 1988).

O principal mecanismo para a conservação da biodiversidade *in situ*, adotado por diversos países, é o estabelecimento de áreas protegidas ou unidades de conservação. No início da década de 1990, cerca de 5% da superfície terrestre estava legalmente protegida em 130 países, somando quase 7.000 áreas de proteção oficialmente declaradas (Kemf, 1993). Para direcionar esforços em prol da conservação da biodiversidade, Myers et al. (2000) identificaram 25 áreas no globo consideradas como *hotspots* (Myers, 1988), ou áreas prioritárias para a conservação. Estas áreas, cuja definição foi baseada em critérios como a concentração de espécies endêmicas e o risco de perda de habitat, compreendem cerca de 12% da superfície terrestre (Myers et al., 2000). Entretanto, cerca de 20% da população mundial vive dentro destes *hotspots*, apresentando também elevadas taxas de crescimento demográfico (Cincotta et al., 2000).

Esta sobreposição entre áreas protegidas ou visadas para a conservação e áreas habitadas inclui diversas regiões habitadas por populações indígenas ou populações locais (Kemf, 1993). Tal sobreposição espacial gerou uma série de conflitos sociais e culturais, originados com o modelo de área protegida adotado por vários países desde as primeiras décadas do século XX. Este modelo preconizava a preservação de áreas naturais principalmente com fins estéticos e de conservação da fauna e da flora, ignorando a presença de populações humanas no seu interior e entorno (Zube e Busch, 1990; Diegues, 1996).

As discussões questionando este modelo ultrapassado de preservação de áreas prístinas livres de influência humana ganharam maior visibilidade a partir da década de 1980 (Fletcher, 1990). Foi também neste contexto que emergiram as discussões sobre a importância e o valor do conhecimento ecológico local para a conservação da biodiversidade (Schimink et al., 1992; Gadgil et al., 1993). Desde então, as ligações entre conservação, populações locais e desenvolvimento começaram a ser vistas como inseparáveis (Schimink et al., 1992; Orlove e Brush, 1996).

O conhecimento ecológico local, ou conhecimento ecológico tradicional, engloba toda uma gama de conceituações que consideram desde as diversas interpretações para o termo ecológico, referindo-se ao ambiente biótico, abiótico e mesmo cultural, até a questão da definição da tradicionalidade dos seus detentores (Cunha e Almeida, 2000). Em muitos casos, o conhecimento ecológico tradicional pode ser compreendido como um sinônimo de conhecimento indígena, conhecimento local, ou simplesmente conhecimento etnoecológico (Berkes, 1999).

Estes conhecimentos, assim como as comunidades ou populações humanas que os detêm, são diversos e dinâmicos (Padoch e deJong, 1992) e está constantemente se adaptando (Olfield e Alcorn, 1991): novos conhecimentos são continuamente adicionados aos sistemas de conhecimento local e, por serem transmitidos oralmente, estes conhecimentos são vulneráveis a rápidas mudanças (Oldfield e Alcorn, 1991; Grenier, 1998). Cunha (1999) ressalta que a ameaça ao saber local não é simplesmente sobre o conhecimento em si, mas sim sobre as condições de produção desse conhecimento. O conhecimento local sobre o ambiente possui importantes implicações para a conservação e o manejo (Posey, 1983), a despeito de este conhecimento ser tradicional, costumeiro, recente, ou consistente a apenas uma cultura (Begossi e Hens, 2001).

Considerações sobre manejo e conservação

O significado de termos como “conservação” e “manejo” dependem do contexto e do enfoque em que são utilizados. Por exemplo, de acordo com conceituações baseadas na ecologia evolutiva, o objetivo da conservação biológica é “evitar que espécies individuais, ou às vezes comunidades inteiras, sejam extintas tanto regionalmente quanto globalmente” (Begon et al., 1996). Já Odum (1971) contextualiza a conservação com o objetivo de “assegurar a preservação de um ambiente de qualidade que garanta necessidades estéticas, de recreação e de produtos”, e que “assegure uma produção contínua de plantas, animais e materiais úteis, mediante o estabelecimento de um ciclo equilibrado de colheita e renovação”, baseado em conceitos de conservação de ecossistemas de Aldo Leopold (1949).

Callicott et al. (1999) dividem os conceitos e idéias relacionadas à conservação em duas escolas complementares: a primeira, composicionalista, considera o homem separado da natureza; e a segunda, funcionalista, considera o homem como parte integrante da natureza. Abordagens tais como a preservação da integridade biológica e a restauração ecológica estão relacionadas ao composicionalismo; e abordagens tais como a saúde do ecossistema, serviços ecológicos, manejo adaptativo e desenvolvimento sustentável estão relacionadas ao funcionalismo (Callicott et al., 1999). Apesar desta aparente complementaridade, muitos dos conceitos relacionados à conservação divergem, pois a maioria dos livros-texto de ecologia ainda é tímida em incorporar a interferência humana na dinâmica das comunidades e ecossistemas, ainda que reconheça que não é possível entender o funcionamento da maior parte dos ecossistemas sem a espécie humana (Margalef, 1989).

Nas últimas décadas, algumas abordagens têm contribuído para a integração de disciplinas e para o entendimento do homem como parte do mundo natural, tais como a economia ecológica

(Costanza, 1996; O'Neill e Kahn, 2000), a etnoecologia (Toledo, 1992; Nazarea, 1999), e a ecologia humana (Moran, 1990; Begossi, 1993; Kormondy e Brown, 1998; Sillitoe, 1998). Ainda assim, é difícil encontrar discussões sobre o papel da espécie humana não apenas como destruidora de diversidade, mas também como sua promotora (Balée, 1994).

As definições e conceitos relacionados ao manejo também incluem diversas abordagens (Grumbine, 1997). Sob um ponto de vista ecológico, o manejo de ecossistemas pode ser definido como o *“manejo direcionado para objetivos explícitos, executado através de políticas, protocolos e práticas, de maneira adaptável pelo monitoramento e pesquisa baseados no entendimento das interações ecológicas e processos necessários para sustentar a composição, estrutura e função do ecossistema”* (Christensen et al., 1996). Segundo estes autores, essa discussão inclui ainda elementos tais como: sustentabilidade, complexidade, conectividade, escala, adaptabilidade, e seres humanos como componentes do ecossistema (Christensen et al., 1996).

O conceito de manejo também deve ser entendido num gradiente que inclui desde ambientes e sistemas fortemente manejados, tais como sistemas agrícolas, florestais, agroflorestais e de aquacultura, até sistemas com formas incipientes de manejo. Por exemplo, com relação a ecossistemas florestais, Gómez-Pompa e Burley (1991) distinguem três principais tendências de manejo ao longo deste espectro, que muitas vezes são erroneamente encaradas como perspectivas opostas e incompatíveis, que podem ser resumidas em:

- 1) conversão quase completa de um ecossistema original em um outro sistema que melhor se encaixa às necessidades materiais e econômicas daqueles que decidem “manejar” o sistema;
- 2) manejo através de extração de alguns produtos, sem perturbar severamente o sistema;

- 3) preservação total estrita de amostras representativas do ecossistema para a conservação da diversidade biológica.

Estes autores defendem que o manejo florestal tem falhado com freqüência por ignorar a presença e o conhecimento dos habitantes locais em áreas de floresta (Gómez-Pompa e Burley, 1991). É comum encontrar, entre populações locais, muitas práticas que não estão preocupadas com o manejo em si do ambiente, mas o fazem por compreender o seu ambiente sob um contexto ecossistêmico (Berkes et al., 1998), utilizando-se muitas vezes de práticas rudimentares de manejo (Begossi, 1995; 1998a).

Como lembram Christensen et al. (1996), a maior promessa do manejo de ecossistemas é o seu potencial de integrar as atividades humanas à conservação da natureza. Considerando, particularmente, as populações humanas que vivem dentro ou próximo a áreas visadas para a conservação, o conhecimento ecológico local pode ser de grande valor em propostas de manejo fundamentadas em princípios de participação local e sustentabilidade (Gadgil et al., 1993; Sillitoe, 1998; Huntington, 2000). Berkes et al. (1998) argumentam que o conhecimento tradicional pode complementar o conhecimento científico, fornecendo experiências práticas através da vivência nos ecossistemas e respondendo adaptativamente a mudanças nestes ecossistemas. O desenvolvimento de pesquisas sobre conhecimento local traz mudanças no foco de intervenções, usualmente impostas “de cima para baixo” (ou *top-down*), para perspectivas participativas (ou *bottom-up*) (Sillitoe, 1998).

É importante lembrar que, assim como existe a concepção errônea de que populações humanas inevitavelmente têm um efeito deletério na natureza, existe também a imagem distorcida de que populações locais ou populações indígenas sempre vivem harmonicamente com a natureza, como “ecologicamente bons selvagens”, expressão que faz referência ao “bom selvagem” de

Jean-Jacques Rosseau e Thomas More (Redford, 1991). Não há dúvida de que as populações tradicionais, indígenas ou locais, exercem impacto sobre os recursos naturais; porém, este impacto é quantitativamente e qualitativamente distinto do impacto causado pelas sociedades modernas/urbanas (Balée, 1994). Neste contexto, é fundamental a investigação das condições que fazem com que as pessoas conservem ou não os seus recursos, favorecendo ou não a sua destruição ou sobre exploração (Schimink et al., 1992).

Conhecimento ecológico local, conservação e manejo: alguns exemplos brasileiros

Diversos estudos de cunho antropológico e etnográfico documentam o conhecimento de sociedades e populações locais, tradicionais ou indígenas no Brasil. Poucos, porém, enfocam claramente a conexão entre o conhecimento ecológico local, a conservação e o manejo. A seguir são discutidos alguns exemplos destes estudos: o manejo florestal indígena na Amazônia (Posey, 1987; Balée, 1994), o manejo de lagos de várzea (McGrath et al., 1993), as reservas extrativistas (Fearnside, 1989) e, particularmente, estudos sobre caiaças da Mata Atlântica (Begossi, 1995; 1998a; 1998b; Begossi et al., 2001; Hanazaki et al., 2000; Hanazaki, 2001; 2002; Peroni e Hanazaki, 2002).

1) Manejo florestal indígena

As relações entre as sociedades indígenas e a natureza da região amazônica são abordadas por diversos estudos (Viveiros de Castro, 1996). Alguns destes trabalhos enfocam o manejo florestal indígena e a sua relação com a biodiversidade da floresta, como, por exemplo, o manejo praticado pelos Gorotire Kayapó (Posey, 1987) e pelos Ka'apor (Balée, 1994).

O manejo de áreas de floresta é decorrente, em grande parte, das atividades agrícolas itinerantes adotadas por estas populações. Nestes sistemas agrícolas, não apenas as áreas atualmente cultivadas são manejadas, mas também as áreas que se encontram em pousio, ou aparente "abandono" (Fox et al., 2000). Segundo Posey (1987), as áreas cultivadas dos Kayapó são mantidas no auge de sua produção durante 2 ou 3 anos, mas continuam fornecendo produtos cultivados por até 5 ou 6 anos, ou mais, como no caso de algumas variedades de banana que produzem até 20 anos, do urucu (*Bixa orellana* L.) durante 25 anos, e do cupá (*Cissus gongylodes* Burch. ex Baker) ao longo de 40 anos. Os velhos campos de cultivo também atraem mamíferos e são enriquecidos com o plantio de várias plantas semi-domesticadas (Posey, 1987), tais como diversas *Arecaceae*, *Annonaceae* e espécies do gênero *Inga* (Denevan e Padoch, 1987).

Entre os diversos tipos de ambiente utilizados pelos Kayapó, estão algumas ilhas de floresta no cerrado, ou os *apêtê*, cuja análise minuciosa indica que cerca de 75% deles foi criada pelo homem. A criação dos *apêtê* está associada a um processo de manejo que envolve enriquecimento do solo e favorecimento de microambientes diferenciados com restos vegetais, cupinzeiros (*Naucitermes* sp.) e formigueiros (*Azteca* sp.) (Posey, 1987).

Estudando a utilização de plantas pelos indígenas Ka'apor na Amazônia brasileira, Balée (1994) comparou inventários florestais em 8ha de floresta, 4 deles em áreas em pousio e 4 em áreas de floresta madura não manejada (que nunca havia sido explorada, ou que não havia sido utilizada nos últimos 300 anos). Foi encontrada uma diversidade similar em termos de números médios de indivíduos (496 nas áreas de floresta e 504 nas áreas de pousio), de espécies (floresta: 43, pousio: 40) e de famílias (floresta: 135, pousio: 130) (Balée, 1994). Porém, comparando os índices de valor de importância (IVI) para as 30 espécies ecologicamente mais importantes, Balée (1994) observou que os

dois tipos de área possuem apenas uma espécie em comum (*Eschweilera coriacea* Mart. ex Berg). Dentre as 30 espécies com maior IVI em áreas de pousio, 14 podem ser utilizadas com fins alimentícios, incluindo *Orbignya phalerata* Mart., *Spondias mombin* L., *Astrocaryum vulgare* Mart., *Maximiliana maripa* Drude, *Platonia insignis* Mart. e *Hymenaea* spp. (Balée, 1994). A análise das espécies ecologicamente mais importantes nas áreas em pousio mostrou que estas áreas são de fato manejadas e enriquecidas pelas atividades indígenas, quer de maneira consciente ou não (Balée, 1994).

2) Manejo de lagos de várzea

Um influente modelo sobre manejo de recursos, conhecido como a “tragédia dos comuns” (Hardin, 1968), preconiza que recursos usados em comum tendem a ser sobre-explorados devido a fatores como o livre acesso e a inexistência de proprietários. Assim, recursos tais como os estoques pesqueiros, ou recursos florestais, que não estivessem sob regimes de propriedade particular ou governamental, tenderiam a ser degradados pelo seu uso comum. Diversos autores questionam este modelo, baseado em estudos que incluem investigações sobre a apropriação comunal de áreas e o conhecimento ecológico local (ver, por exemplo, Berkes, 1985; McCay e Acheson, 1987; Feeny et al., 1990).

Na várzea do Baixo Amazonas muitas comunidades locais adotaram medidas de manejo comum de recursos para fazer frente aos conflitos com pescadores não-locais. Alguns lagos de várzea intensamente visados para a pesca tiveram seu acesso fechado para pescadores comerciais e pescadores não-locais, sendo permitida a pesca apenas para as comunidades locais (McGrath et al., 1993). Outras medidas de manejo adotadas pelas comunidades locais incluíram a adoção de limites de captura, a proibição do uso de redes durante a estação de seca, e a proibição

de barcos motorizados (McGrath et al., 1993). Estas práticas de manejo são baseadas na propriedade comum do recurso e no conhecimento ecológico local sobre os ambientes de lagos de várzea, e ajudam a prevenir a exaustão de estoques pesqueiros nestas áreas.

3) Reservas extrativistas e Reservas de Desenvolvimento Sustentável

As Reservas Extrativistas são um dos exemplos mais claros de como o conhecimento ecológico local pode ser importante no manejo e na conservação da natureza. As primeiras reservas extrativistas foram criadas no Brasil em 1988, com o objetivo de serem usadas por populações tradicionais cuja subsistência baseia-se no extrativismo e, complementarmente, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte. Estas reservas são áreas de domínio público, mas que permitem que as populações extrativistas que nelas vivem possam dar continuidade ao seu modo de vida, ao invés de ter que deixar estas áreas em virtude do desmatamento e da implantação de outras atividades (Fearnside, 1989). As reservas extrativistas representam uma alternativa para conservar áreas e recursos naturais e ao mesmo tempo assegurar os meios de produção e a economia das populações locais.

Um dos importantes fatores para manter o sistema funcionando de maneira sustentável é o conhecimento ecológico dos extratores sobre a distribuição espacial dos recursos e as formas de exploração e manejo. Além disso, os habitantes nativos destas regiões possuem um importante conhecimento sobre outros recursos florestais não madeireiros, que podem vir a ser importantes na diversificação econômica dos produtos das reservas extrativistas (Kainer e Duryea, 1992).

As Reservas de Desenvolvimento Sustentável, tais como Mamirauá e Amanã (AM), foram reconhecidas no Sistema

Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) em 2000. Estas unidades de conservação também representam um modelo de conservação de ecossistemas compatível com o desenvolvimento sustentável e articulado com a população humana local, valorizando o manejo participativo.

O conhecimento ecológico local dos Caiçaras da Mata Atlântica

A Mata Atlântica originalmente ocupava uma faixa litorânea nas regiões nordeste, sudeste e sul do país, onde hoje está concentrada a maior densidade populacional brasileira. A intensa ocupação humana e o estabelecimento de importantes centros urbanos foram responsáveis pela destruição de mais de 90% da sua área original. Na pequena porcentagem de Mata Atlântica ainda existente, vivem algumas populações nativas como os indígenas da etnia Guarani M'byá, os quilombolas e os caiçaras. Este último grupo, fruto da miscigenação de Ameríndios e colonizadores europeus (Mussolini, 1980), habita a região do litoral sudeste desde os tempos coloniais. Populações caiçaras possuem um detalhado conhecimento sobre os ambientes que ocupam, associado ao seu modo de vida e de subsistência, como exemplificado por Figueiredo et al. (1993), Begossi (1995), Rossato et al. (1999), Hanazaki et al. (2000) e Begossi et al. (2001), Peroni e Hanazaki (2002), dentre outros.

1) Uso de recursos naturais

O conhecimento local sobre os recursos naturais engloba tanto ambientes aquáticos como terrestres. Estudando três comunidades caiçaras do litoral sul de São Paulo, Hanazaki (2001; 2002) encontrou que o conhecimento ecológico local inclui mais de 300 espécies de animais e plantas (Figura 1). Caiçaras dependem de recursos aquáticos nas suas atividades de pesca e

extrativismo de moluscos e possuem um detalhado conhecimento sobre a dinâmica do ecossistema estuarino-lagunar. A dependência de ambientes terrestres e da vegetação local é refletida no uso de plantas para diversas finalidades, bem como nas práticas agrícolas itinerantes associadas a ciclos de corte, queima, uso e pousio. Recursos faunísticos também participam da subsistência local, mas com intensidade menor do que no passado (Hanazaki, 2001; 2002).

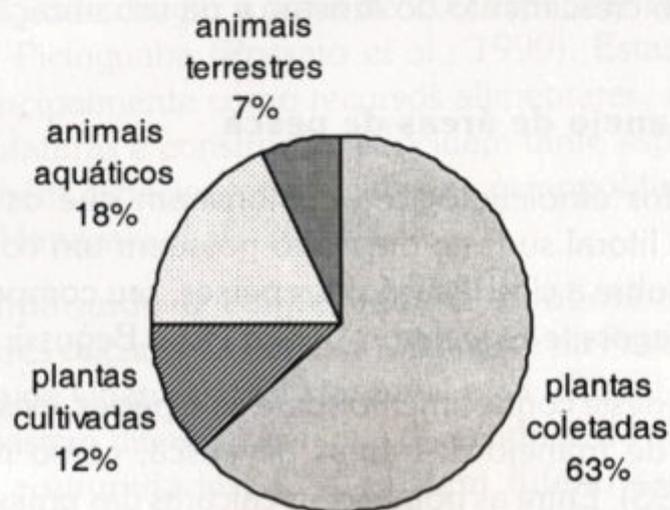


FIGURA 1: Riqueza de espécies animais e vegetais (n = 303 espécies) utilizadas pelos caiçaras de três comunidades no litoral sul do Estado de São Paulo (fonte: Hanazaki 2001).

Levantamento semelhante foi feito por Moreira (2000) para gerar subsídios para análise da viabilidade da Reserva Extrativista Estadual do Bairro Mandira, no município de Cananéia, SP (Sales e Maldonado, 2000). Apesar desta Reserva estar baseada na exploração de ostras (*Crassostrea brasiliensis* Lamarck), Moreira (2000) encontrou um total de 131 espécies atualmente exploradas, dentre as quais a grande maioria (88%) corresponde a recursos vegetais.

Os estudos de Moreira (2000) e Hanazaki (2001; 2002) sugerem que os habitantes locais nativos de áreas de Mata Atlântica usam e manejam uma elevada diversidade de recursos naturais,

em função da diversificação de suas atividades de subsistência. Inerente à continuidade destas atividades de subsistência está a sustentabilidade no uso continuado dos recursos naturais. Tal condição somente pode ser atendida a partir do momento em que as estratégias de manejo traçadas para áreas naturais atuem em conjunto com os interesses e com o conhecimento das populações humanas locais, ao contrário do que historicamente vem acontecendo, a exemplo das políticas governamentais que favorecem o crescimento do turismo e da urbanização.

2) Manejo de áreas de pesca

Estudos etnoictiológicos demonstram que os pescadores caiçaras do litoral sudeste brasileiro possuem um conhecimento detalhado sobre a classificação dos peixes, seu comportamento e ecologia (Begossi e Figueiredo, 1995; Paz e Begossi, 1996).

Além deste conhecimento sobre as espécies, existem práticas incipientes de manejo das áreas de pesca, como relatado por Begossi (1995). Entre as populações caiçaras das praias do Puruba e Picinguaba, e das Ilhas de Búzios, Sepetiba e Jaguanum, a propriedade informal de direitos sobre pontos de pesca assegura que os recursos pesqueiros, que não são privados nem governamentais, tampouco são de livre acesso (Begossi, 1995). A identificação de pontos de pesca mais produtivos depende do conhecimento do pescador sobre o ambiente marinho e sobre as espécies de peixe visadas para captura, e a restrição de acesso a estes pontos é influenciada por laços de parentesco (Begossi, 1995). Direitos de pesca dependem também da densidade de pescadores (incluindo pescadores não-locais e pescadores esportivos), diversidade e disponibilidade de pontos de pesca, e mobilidade da tecnologia. Por exemplo, Begossi (1998b) não observou direitos de acesso aos recursos pesqueiros em locais com grande disponibilidade de pontos de pesca e quando havia

o emprego de tecnologias com maior mobilidade (tais como linha e anzol, quando comparados a redes de espera) (Begossi 1998b).

3) Conhecimento e uso de plantas

Estudos sobre etnobotânica de populações caiçaras mostram uma elevada diversidade de espécies conhecidas e utilizadas. A riqueza de plantas conhecidas e utilizadas em um único local pode chegar a mais de 200 espécies, como no caso da Vila de Picinguaba (Rossato et al., 1999). Estas plantas são usadas principalmente como recursos alimentares, medicinais, e para manufaturas e construção, e incluem tanto espécies nativas como também espécies introduzidas e cosmopolitas (Rossato et al., 1999; Hanazaki et al., 2000).

Comparando o conhecimento etnobotânico entre as comunidades caiçaras da Ponta do Almada e da Praia do Camburí (município de Ubatuba, SP) Hanazaki et al. (2000) encontraram que não existem diferenças entre a diversidade de plantas usadas nas duas comunidades, mas existem diferenças quanto ao conhecimento de plantas entre homens e mulheres e entre informantes mais jovens e mais idosos, dependendo da categoria de uso. Para plantas usadas em manufaturas e construção, os homens e os informantes mais idosos conhecem mais espécies, em comparação com as mulheres e os informantes mais jovens. Para usos medicinais, pessoas mais velhas conhecem mais plantas do que as mais jovens, e os homens conhecem mais plantas que as mulheres. Isto sugere que as mulheres concentram o uso das plantas medicinais em poucas espécies. Para plantas alimentícias, não há diferença entre categorias de idade e, em uma das comunidades estudadas, as mulheres conhecem mais plantas do que os homens (Hanazaki et al., 2000). Estas diferenças na distribuição do conhecimento local sobre plantas refletem as diferentes atividades de homens, mulheres, pessoas mais jovens e mais idosas. Ou seja, diferentes sujeitos manejam os recursos

naturais com propósitos diferentes, dentro de uma mesma população aparentemente homogênea.

Dentro destas categorias de uso, as maiores diversidades correspondem às plantas medicinais (Figura 2). Agrupando dados etnobotânicos coletados em 12 comunidades caiçaras da Mata Atlântica, Begossi et al. (2002) encontraram que as pessoas mais velhas e algumas mulheres são segmentos chave na manutenção do conhecimento local sobre os recursos usados. Cabe ressaltar que as plantas medicinais citadas com maior frequência são introduzidas ou cosmopolitas, ocorrendo em áreas antropizadas. O impacto do uso destes recursos sobre os remanescentes de Mata Atlântica é pequeno, quando comparado ao impacto causado por atividades que dependem de plantas do interior da floresta, ou que implicam na sua supressão.

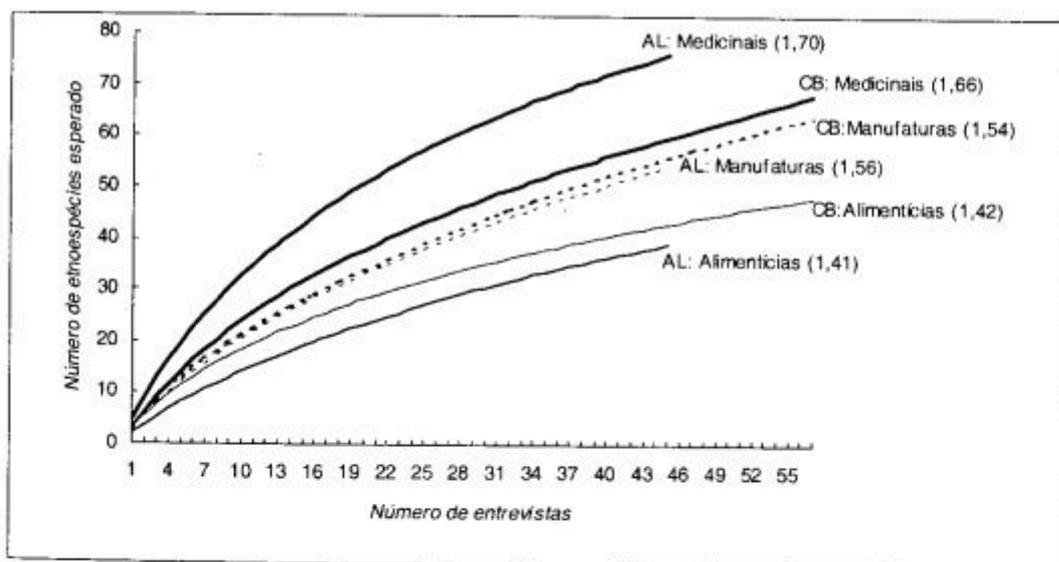


FIGURA 2: Curvas de rarefação para cada categoria de uso, para o número de plantas por entrevista na Ponta do Almada (AL; 45 informantes) e Praia do Camburí (CB; 57 informantes), Ubatuba, SP (baseado em Hanazaki et al., 2000)¹.

¹ Os valores entre parênteses indicam os índices de diversidade de Shannon-Wiener (base 10). Para todas as comparações entre categorias de uso por localidade, não há diferenças significativas entre os valores dos índices de Shannon-Wiener de acordo com testes t ($P > 0,05$) (Magurran 1988)

4) Recursos genéticos de plantas cultivadas

Outro exemplo da importância do conhecimento ecológico local para a conservação de recursos está na conservação *in situ* de variedades cultivadas. Apesar de se tratar de uma atividade local pouco conspícua, os sistemas agrícolas caiçaras são caracterizados por uma elevada diversidade de espécies e variedades. A manutenção destes recursos genéticos está fortemente ligada às práticas de manejo e ao conhecimento local (Peroni e Martins, 2000; Peroni e Hanazaki, 2002). Entrevistando 33 agricultores, Peroni e Hanazaki (2002) encontraram 261 variedades cultivadas, pertencentes a 53 espécies, dentre as quais a principal cultura é a mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), seguida de batata-doce (*Ipomoea batatas* L.), cará (várias espécies de *Dioscoreaceae*), abóbora (*Cucurbita pepo* L.), cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum* L.) e feijão (*Phaseolus vulgaris* L.). Cada agricultor citou uma média de 25 variedades.

Em geral, a conservação de recursos genéticos de plantas cultivadas é feita em bancos de germoplasma, ou conservação *ex situ*, que mantém os recursos de maneira estática (Brush, 2000). A conservação *in situ* destes recursos, de maneira dinâmica e sem interromper os processos de interação entre homem e planta cultivada, somente é possível em parceria com as populações locais que conhecem e manejam estes recursos (Frankel e Soulé, 1981; Brush, 2000).

Considerações finais

Os argumentos relacionados ao conhecimento ecológico local devem ser cada vez mais conectados às discussões sobre conservação e manejo da biodiversidade. Embora as ligações entre diversidade biológica e diversidade cultural já sejam reconhecidas num senso amplo, ainda há poucas iniciativas em torno do envolvimento das populações locais nos esforços de conservação

da biodiversidade. Estudos que enfocam o conhecimento ecológico e o papel das populações humanas locais, tais como os estudos exemplificados neste artigo, representam um primeiro passo para subsidiar este envolvimento.

Novos conceitos sobre unidades de conservação fornecem um importante panorama para estas discussões, tais como as reservas extrativistas, as reservas de desenvolvimento sustentável e as reservas da biosfera. As reservas da biosfera fornecem um contexto inovador para integrar a conservação de áreas naturais significativas com o bem-estar das populações locais vivendo nestas áreas ou no seu entorno, para o benefício mútuo de ambos (Gregg Jr., 1991). Neste sentido, os esforços para a conservação da biodiversidade devem também estar endereçados para os problemas sócio-econômicos das populações humanas que dependem desta biodiversidade. Como lembra Nations (1988), a despeito dos valores éticos e estéticos da biodiversidade, somos obrigados a apresentar argumentos econômicos e utilitários para preservar a biodiversidade que fundamentalmente beneficiará tanto as populações urbanas como as populações rurais e indígenas.

Referências Bibliográficas

Balée, W. 1994. **Footprints of the Forest: Ka'apor ethnobotany - the historical ecology of plant utilization by an Amazonian people**. Columbia University Press, New York, 416 pp.

Begon, M.; Harper, J. L.; Townsend, P. 1996. **Ecology**. 3rd ed. Blackwell, London, 1068 pp.

Begossi, A. 1993. Ecologia humana: um enfoque as relações homem-ambiente. **Interciencia**, **18** (3): 121-132.

Begossi, A. 1995. Fishing spots and sea tenure: incipient forms of local management in Atlantic Forest coastal communities. **Human Ecology**, **23** (3): 387-406.

Begossi, A. 1998a. Knowledge on the use of natural resources: contributions to local management. *In*: Hens, L.; Borden, R.; Suzuki, S. & Caravello, G. (eds). **Research in Human Ecology: an interdisciplinary overview**. Proceedings of the Symposium organized at the VII International Congress of Ecology (INTECOL), Florence, Italy, p. 39-52.

Begossi, A. 1998b. Property rights for fisheries at different scales: applications for conservation in Brazil. **Fisheries Research**, **34**: 269-278.

Begossi, A.; Figueiredo, J. L. 1995. Ethnoichthyology of southern coastal fishermen: cases from Búzios Island and Sepetiba Bay (Brazil). **Bulletin of Marine Sciences**, **56**: 710-717.

Begossi, A.; Hanazaki, N.; Peroni, N. 2001. Knowledge and use of biodiversity in Brazilian hot spots. **Environment, Development and Sustainability**, **2** (3-4): 177-193.

Begossi, A.; Hanazaki, N.; Tamashiro, J. Y. 2002. Medicinal plants and the Atlantic Forest (Brazil): knowledge, use and conservation. **Human Ecology**, **30** (3): 281-299.

Begossi, A.; Hens, L. 2001. Introduction and acknowledgements. **Environment, Development and Sustainability**, **2** (3-4): 173-176.

Berkes, F. 1985. Fishermen and 'The Tragedy of the Commons'. **Environmental Conservation**, **12** (3): 199-206.

Berkes, F. 1999. **Sacred ecology**. Taylor and Francis, Philadelphia, 210 pp.

Berkes, F.; Kislalioglu, M.; Folke, C.; Gadgil, M. 1998. Exploring the basic ecological unit: ecosystem-like concepts in traditional societies. **Ecosystems**, **1**: 409-415.

Brush, S. B. 2000. **Genes in the Field: on-farm conservation of crop diversity**. IPGRI/IDRC/Lewis, Boca Raton, 288 pp.

Callicott, J. B.; Crowder, L. B.; Mumford, K. 1999. Current Normative Concepts in Conservation. **Conservation Biology**, **13** (1): 22-35.

Christensen, N. L.; Bartuska, A. M.; Brown, J. H.; Carpenter, S.; D'Antonio, C.; Francis, R.; Franklin, J. F.; MacMahon, J. A.; Noss, R. F.; Parsons, D. J.; Peterson, C. H.; Turner, M. G.; Woodmansee, R. G. 1996. The report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. **Ecological Applications**, **6** (3): 665-691.

Cincotta, R. P.; Wisnewsky, J.; Engelman, R. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. **Nature**, **404**: 990-992.

Costanza, R. 1996. Ecological economics: reintegrating the study of humans and nature. **Ecological Applications**, **6** (4): 978-990.

Cunha, M. C. 1999. Populações tradicionais e a conservação da biodiversidade. **Estudos Avançados**, **13** (36): 147-164.

Cunha, M. C.; Almeida, M. W. B. 2000. Indigenous people, traditional people and conservation in the Amazon. **Daedalus**, **129** (2): 315-338.

Denevan, W. M.; Padoch, C. 1987. Swidden-fallow agroforestry in the Peruvian Amazon. **Advances in Economic Botany**, **5**: 1-107.

Diegues, A. C. S. 1996. **O mito moderno da natureza intocada**. Hucitec, São Paulo, 169 pp.

Ehrlich, P. R.; Ehrlich, A. H. 1992. The value of biodiversity. **Ambio**, **21** (3): 219-226.

Fearnside, P. M. 1989. Extractive Reserves in Brazilian Amazonia. **Bioscience**, **39** (6): 387-393.

Feeny, D.; Berkes, F.; McCay, B. J.; Acheson, J. M. 1990. The tragedy of the commons: twenty-two years later. **Human Ecology**, **18** (1): 1-19.

- Figueiredo, G. M.; Leitão-Filho, H. F.; Begossi, A. 1993. Ethnobotany of Atlantic Forest coastal communities: diversity of plants uses in Gamboa (Itacuruçá island, Brazil). **Human Ecology**, **21** (4): 419-430.
- Fletcher, S. A. 1990. Parks, protected areas and local populations: new international issues and imperatives. **Landscape and Urban Planning**, **19**: 197-201.
- Fox, J.; Truong, D. M.; Rambo, A. T.; Tuyen, N. P.; Cuc, L. T.; Leisz, S. 2000. Shifting cultivation: a new old paradigm for managing tropical forests. **Bioscience**, **50** (6): 521-528.
- Frankel, O. H.; Soulé, M. E. 1981. **Conservation and evolution**. Cambridge University Press, New York, 300 pp.
- Gadgil, M.; Berkes, F.; Folke, C. 1993. Indigenous knowledge for biodiversity conservation. **Ambio**, **22** (2-3): 151-156.
- Gaston, K. J.; Spicer, J. I. 1998. **Biodiversity – an introduction**. Blackwell, Oxford, 144 pp.
- Gómez-Pompa, A.; Burley, F. W. 1991. The management of natural tropical forests. In: Gómez-Pompa, A.; Whitmore, T. C. & Hadley, M. (eds). **Rain Forest Regeneration and Management**. Man and Biosphere series 6. Unesco/The Parthenon Publishing Group, Paris, p. 3-18.
- Gregg Jr., W. P. 1991. MAB Biosphere Reserves and Conservation of Traditional Land Use Systems. In: Oldfield, M. L. & Alcorn, J. B. (eds). **Biodiversity: Culture, conservation, and ecodevelopment**. Westview press, Boulder, p. 274-294
- Grenier, L. 1998. **Working with indigenous knowledge**. International Research Centre, Ottawa, 115 pp.
- Grumbine, R. E. 1997. Reflections on "What is ecosystem management?". **Conservation Biology**, **11** (1): 41-47.

- Hanazaki, N. 2001. **Ecologia de caíçaras: uso de recursos e dieta**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil, 193 pp.
- Hanazaki, N. 2002. Conhecimento caíçara para o manejo dos recursos naturais. *In*: Albuquerque, U. P.; Alves, A. G. C.; Silva, A. C. B. L. & Silva, V. A. (eds). **Atualidades em Etnobiologia e Etnoecologia**. SBEE, Recife, p. 17-25.
- Hanazaki, N.; Tamashiro, J. Y.; Leitão-Filho, H. F.; Begossi, A. 2000. Diversity of plant uses in two Caíçara communities from the Atlantic Forest Coast, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, **9** (5):597-615.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. **Science**, **162**: 1243-1248.
- Huntington, H. P. 2000. Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. **Ecological Applications**, **10** (5): 1270-1274.
- Kainer K. A.; Duryea, M. L. 1992. Tapping women's knowledge: plant resource use in extractive reserves, Acre, Brazil. **Economic Botany**, **46** (4): 408-425.
- Kangas, P. 1997. Tropical sustainable development and biodiversity. *In*: Reaka-Kudla, M. L.; Wilson, D. E. & Wilson, E. O. (eds). **Biodiversity II. Understanding and Protecting our Biological Resources**. Joseph Henry, Washington, D. C., p. 389-409.
- Kemf, E. 1993. **Indigenous peoples and protected areas**. Earthscan, London, 296 pp.
- Kormondy, E. J.; Brown, D. E. 1998. **Fundamentals of human ecology**. Prentice Hall, Upple Saddle River, 503 pp.
- Leopold, A. 1949. **A Sand County Almanac and sketches here and there**. Oxford University Press, New York, 228 pp.

- Magurran, A. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Croom Helm, London, 192 pp.
- Margalef, R. 1989. **Ecologia**. Omega, Barcelona, 951 pp.
- McCay, B. M.; Acheson, J. M. (eds.) 1987. **The Question of the Commons: the cultural ecology of communal resources**. University of Arizona Press, Tucson, 439 pp.
- McGrath, D.; Calabria, J.; Amaral, B. D.; Fudemma, C.; Castro, F. 1993. Varzeiros, geleiros, e o manejo dos recursos naturais na várzea do baixo Amazonas. **Cadernos do NAEA**, **11**: 91-125.
- Moran, E. F. 1990. **Ecologia humana das populações da Amazônia**. Vozes, Petrópolis, 367 pp.
- Moreira, A. C. C. 2000. Biodescentralização: manejando a biodiversidade em Mandira. In: Diegues, A. C. S. & Viana, V. M. (orgs). **Comunidades Tradicionais e Manejo dos Recursos Naturais da Mata Atlântica**. NUPAUB/ESALQ, São Paulo, p. 213-222.
- Mussolini, G. 1980. **Ensaio de antropologia indígena e caiçara**. Paz e Terra, Rio de Janeiro, 289 pp.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: hotspots in tropical forests. **Environmentalist**, **8**: 1-20.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hot spots for conservation priorities. **Nature**, **403**: 853-858.
- Nazarea, V. 1999. **Ethnoecology: situated knowledge/located lives**. University of Arizona Press, Tucson, 299 pp.
- Nations, J. 1988. Deep ecology meets the developing world. In: Wilson E. O. (ed). **Biodiversity**. National Academy Press, Washington, D.C., p. 79-82.
- O'Neill, R. V.; Kahn, J. R. 2000. Homo eonomus as a keystone species. **Bioscience**, **50** (4): 333-337.

- Odum, E. P. 1971. **Fundamentos de Ecologia**. 4^a ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 927 pp.
- Oldfield, M. L.; Alcorn, J. B. 1991. **Biodiversity: culture, conservation and ecodevelopment**. Westview Press, Boulder, 349 pp.
- Orlove, B. S.; Brush, S. B. 1996. Anthropology and the conservation of biodiversity. **Annual Review of Anthropology**, **25**: 329-352.
- Padoch, C.; deJong, W. 1992. Diversity, variation, and change in the ribereño agriculture. In: Redford, K. H. & Padoch, C. (eds). **Conservation of Neotropical Forests: working from traditional resource use**. Columbia University Press, New York, p. 158-174.
- Paz, V. A.; Begossi, A. 1996. Ethnoichthyology of Gamboa fishers (Sepetiba Bay, Brazil). **Journal of Ethnobiology**, **16**: 157-168
- Peroni, N.; Martins, P. S. 2000. Influência da dinâmica agrícola itinerante na geração de diversidade de etnovarietades cultivadas vegetativamente. **Interciencia**, **25** (1): 22-29.
- Peroni, N.; Hanazaki, N. 2002. Current and lost diversity of cultivated varieties, especially cassava, under swidden cultivation systems in the Brazilian Atlantic Forest. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, **92** (2-3): 171-183.
- Posey, D. A. 1983. Indigenous ecological knowledge and development of the Amazon. In: Moran, E.F. (ed). **The dilemma of Amazonian development**. Westview, Boulder, p. 225-257.
- Posey, D. A. 1987. Manejo da floresta secundária, capoeiras, campos e cerrados (Kayapó). In: Ribeiro, D. (ed). **Suma etnológica brasileira**. 2. ed. Vozes, Petrópolis, p. 173-185.
- Primack, R. P. 1993. **Essentials of Conservation Biology**. Sinauer, Sunderland, 608 pp.

Redford, K. H. 1991. The Ecologically Noble Savage. **Cultural Survival Quarterly**, **15** (1): 46-48.

Rossato, S. C.; Leitão-Filho, H. F.; Begossi, A. 1999. Ethnobotany of caiçaras of the Atlantic Forest coast (Brazil). **Economic Botany**, **53** (3): 377-385.

Sales, R. R.; Maldonado, W. T. P. V. 2000. A Reserva Extrativista Estadual do Bairro Mandira e o ordenamento da exploração de ostras em Cananéia/SP. In: Diegues, A. C. S. & Viana, V. M. (orgs). **Comunidades Tradicionais e Manejo dos Recursos Naturais da Mata Atlântica**. NUPAUB/ESALQ, São Paulo, p. 179-190.

Schimink, M.; Redford, K. H.; Padoch, C. 1992. Traditional peoples and the Biosphere: framing the issues and defining the terms. In: Redford, K. H. & Padoch, C. (eds). **Conservation of Neotropical forests: working from traditional resource use**. Columbia University Press. New York, p. 3-13.

Sillitoe, P. 1998. The development of indigenous knowledge. **Current Anthropology**, **39** (2): 223-252.

Toledo, V. M. 1992. What is ethnoecology? Origins, scope and implications of a rising discipline. **Etnoecológica**, **1** (1): 5-21.

Viveiros de Castro, E. 1996. Images of nature and society in Amazonian ethnology. **Annual Review of Anthropology**, **25**: 179-200.

Zube, E. H.; Busch, M. L. 1990. Park-people relationships: an International review. **Landscape and Urban Planning**, **19**: 117-131.