

Conciliação entre produção agropecuária e integridade ambiental: o papel dos serviços ambientais



ISSN 1980-6841

Agosto, 2008

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Pecuária Sudeste
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Documentos 82

Conciliação entre produção agropecuária e integridade ambiental: o papel dos serviços ambientais

*Maria Luiza Franceschi Nicodemo
Marcela de Melo Brandão Vinholis
Odo Primavesi
Márcio Silveira Armando*

Embrapa Pecuária Sudeste
São Carlos, SP
2008

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Pecuária Sudeste

Rod. Washington Luiz, km 234

Caixa Postal 339

Fone: (16) 3411-5600

Fax: (16) 3411-5754

Home page: www.cppse.embrapa.br

E-mail: sac@cppse.embrapa.br

Comitê de Publicações da Unidade

Presidente: Rui Machado

Secretário-Executivo: Edison Beno Pott

Membros: Maria Cristina Campanelli Brito, Milena Ambrósio Telles,

Sônia Borges de Alencar, Waldomiro Barioni Junior

Revisão de texto: Edison Beno Pott

Normalização bibliográfica: Sônia Borges Alencar

Editoração eletrônica: Maria Cristina Campanelli Brito

Foto(s) da capa: Maria Luiza *Franceschi* Nicodemo

1ª edição on-line (2008)

Todos os direitos reservados

A reprodução não-autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei no 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Embrapa Pecuária Sudeste

Nicodemo, Maria Luiza F.

Conciliação entre produção agropecuária e integridade ambiental: o papel dos serviços ambientais [Recurso eletrônico] / Maria Luiza F. Nicodemo [et al.]. — São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2008.

Modo de acesso: <<http://www.cppse.embrapa.br/080servicos/070publicacaogratis/documentos/documentos82.pdf/view>>

Título da página na Web (acesso em 31 de agosto de 2008)

72 p. (Documentos / Embrapa Pecuária Sudeste, 82; ISSN: 1980-6841)

1. Meio ambiente 2. Pecuária I. Vinholis, Marcela de Melo Brandão. II. Primavesi, O. III. Armando, Márcio Silveira. IV. Título. V. Série.

CDD: 574.5

© Embrapa 2008

Autores

Maria Luiza Franceschi Nicodemo

Zootecnista, Ph.D em Agricultura, pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP.

mlnicodemo@cnpse.embrapa.br

Marcela de Melo Brandão Vinholis

Engenheira Agrônoma, Mestre em Engenharia de Produção, pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP.

marcela.vinholis@cnpse.embrapa.br

Odo Primavesi

Engenheiro Agrônomo, Ph.D em Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador aposentado da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP.

odoprime@yahoo.com.br

Márcio Silveira Armando

Biólogo, Pesquisador da Embrapa Transferência de Tecnologia, Brasília, DF.

marcio.armando@embrapa.br

Sumário

Introdução	7
O que são serviços ambientais?	8
A biodiversidade como fator de resiliência - a capacidade de recuperação após distúrbios	12
O que produz serviços ambientais?	15
Ambientes naturais	15
Sistemas de produção agropecuários e florestais	21
Manejo da paisagem nos sistemas de produção	21
Manejo dos sistemas de produção	31
Núcleos urbanos: é possível manter nas cidades estruturas capazes de prover serviços ambientais?	34
A importância das políticas públicas - pagamentos de serviços ambientais	39
Métodos de valoração econômica dos serviços ambientais	52
Conclusões	56
Referências	57

Conciliação entre produção agropecuária e integridade ambiental: o papel dos serviços ambientais

Maria Luiza Franceschi Nicodemo

Marcela de Melo Brandão Vinholis

Odo Primavesi

Márcio Silveira Armando

Introdução

A humanidade modificou profundamente a Terra, especialmente a partir da revolução industrial (cerca de 1750), tanto que até mesmo a manutenção das estruturas vitais à sua sobrevivência está ameaçada (VITOUSEK et al., 1997). Dos 14 bilhões de hectares de terra do planeta, estima-se que de 40% a 50% tenham sido modificados pelo homem (VITOUSEK et al., 1997; FOLEY et al., 2005): 10% da área terrestre total está sob agricultura intensiva, 17% sob agricultura muito extensiva e 40% na forma de pastagens em geral (SCHERR & MCNEELY, 2002). A influência humana tornou-se mais impactante a partir da revolução industrial, que esteve associada ao aumento na emissão de CO₂ e dos demais gases de efeito estufa (metano, óxido nitroso e fluorocarbonetos). Depois da Segunda Guerra Mundial, com a intensificação da produção agrícola associada ao avanço de monoculturas¹, da mecanização e do uso de fertilizantes sintéticos e de pesticidas, a degradação ambiental foi acelerada.

¹ Monoculturas são sistemas de exploração com especialização num único produto, essencialmente instáveis. As vulnerabilidades inerentes à monocultura incluem: susceptibilidade a doenças, a depredações e a explosões populacionais de pragas; elevada instabilidade do sistema; dependência crescente de intervenções humanas em substituição aos serviços ambientais; dependência de insumos químicos, que muitas vezes têm sido altamente tóxicos ao homem e a outros organismos; dependência de importações, para manter o sistema local funcionando; e, finalmente, alta demanda por capital e conhecimentos (WORSTER, 2003).

As ações do homem, que é parte dos ecossistemas, podem contribuir para manter a integridade desses ecossistemas ou podem ocasionar desequilíbrios irremediáveis. A conservação da biodiversidade é necessária para a manutenção dos serviços ambientais, definidos adiante, exigidos para a produção de alimentos, para a produção de bens de uso humano e animal e para a conservação da qualidade e das condições de vida. Entretanto, essa percepção de que os modelos de desenvolvimento adotados têm resultado em mudanças climáticas com sérias conseqüências não gerou as ações imediatas necessárias para reverter esse quadro.

Será que podemos produzir alimentos e outros bens necessários para a população humana, em quantidade suficiente, sem provocar mais degradação, ou até mesmo restaurar ecossistemas naturais e dar melhores condições para a manutenção da biodiversidade?

Nesta revisão pretendemos introduzir o conceito de serviços ambientais e sua importância, e discutir maneiras de integrar sistemas de produção agropecuários e paisagens rurais à produção de serviços ambientais e à manutenção da biodiversidade. Esta abordagem resultará não somente em uso racional diversificado mas também em uso multifuncional da terra.

O que são serviços ambientais ?

Um conceito relativamente novo – serviços ambientais – começou a permear as discussões das políticas públicas. Mas o que vem a ser isso?

Da mesma forma que o corpo humano tem uma série de funções involuntárias – o coração bate, o pulmão se dilata e se contrai, os músculos mantêm a tensão dos vasos sangüíneos, entre outras – que são necessárias à vida mas passam despercebidas, os sistemas naturais produzem uma série de serviços que dão suporte à produção e à vida na Terra.

Alguns dos serviços prestados pelos sistemas naturais são (DAILY et al., 1997):

- (1) manutenção da qualidade do ar e controle da poluição, por meio da regulação da composição dos gases atmosféricos;
- (2) controle da temperatura e do regime de chuvas, por meio do ciclo biogeoquímico do carbono e da evapotranspiração da vegetação que contribui para manter a umidade relativa do ar;
- (3) regulação do fluxo de águas superficiais e controle das enchentes;
- (4) formação e manutenção do solo e da fertilidade do solo, pela decomposição da matéria orgânica e pelas interações entre raízes de plantas, bactérias e micorrizas;
- (5) degradação de dejetos industriais e agrícolas e ciclagem de minerais;
- (6) redução da incidência de pragas e doenças pelo controle biológico; e
- (7) polinização de plantas agrícolas e de plantas silvestres.

Esses processos são, em sua maioria, mediados pela atividade biológica e a manutenção deles depende da manutenção da biodiversidade. O conceito de biodiversidade é fundamental para a compreensão do papel da natureza no suporte da vida. Biodiversidade engloba a diversidade dentro de espécies (variabilidade genética), entre espécies e de ecossistemas. Ecossistema significa um complexo dinâmico de comunidades vegetais e animais e de microrganismos e o seu meio inorgânico, que interagem como uma unidade funcional (DIAS, 1992).

O caso da “produção de água limpa” – que compreende a captação, a depuração e o armazenamento da água – é um bom exemplo: o desflorestamento tem como consequência mais visível a diminuição da quantidade e da qualidade de água. A

água oriunda de áreas florestadas é de qualidade superior à daquela disponível em áreas agrícolas ou industriais ou em assentamentos humanos. Por isso, pelo menos 1/3 das grandes cidades do mundo tem seus mananciais total ou parcialmente protegidos por parques e reservas. Brasília, por exemplo, tem 60% da água do Plano Piloto originária do Parque Nacional de Brasília (ESCOBAR, 2006). Essa água só precisa ser filtrada e clorada para ser disponibilizada à população. Em contrapartida, a cidade de Piracicaba, SP, deixou de utilizar o rio Piracicaba como seu manancial desde 2000 e passou a se servir das águas do rio Corumbataí. Porém, em 2002 estudos da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo já consideravam a qualidade da água do rio Corumbataí como “ruim”, enquanto a do rio Piracicaba foi classificada como “péssima” (REIS, 2004).

A quantidade e a qualidade da água disponível decrescem com o menor percentual de cobertura florestal da bacia, o que aumenta o custo de tratamento da água. Dessa maneira, o custo de tratamento das águas do rio Piracicaba (bacia com 4,3% de cobertura florestal) é 12,5 vezes maior do que o custo de tratamento das águas do Sistema Cantareira – bacia com 27% de cobertura florestal (REIS, 2004).

A prefeitura da cidade norte-americana de Nova Iorque tomou a questão seriamente e desenvolveu um plano de ação, já em implementação, para garantir o provimento de água limpa. Outra opção seria a construção de instalações para tratamento da água, orçadas em US\$ 6 bilhões, com custo anual de operação de US\$ 300 milhões. Os problemas mais sérios nessa bacia hidrográfica encontrados no diagnóstico relacionavam-se à expansão das cidades, à impermeabilização dos solos, ao escoamento superficial em áreas agrícolas e à presença de resíduos de esgoto. As medidas de manejo adotadas nas bacias

dos rios Catskill e Delaware incluem compra de terras, pagamento para conservação da vegetação natural, melhoria nos sistemas de tratamento de esgotos e incentivos à adoção de boas práticas de manejo na agricultura e na silvicultura. A prefeitura de Nova Iorque participa efetivamente no financiamento das ações para correção dos problemas na área de interesse (RAND CORPORATION, 2007).

A preocupação com a utilização das águas subterrâneas também se avoluma, em razão dos riscos de contaminação e de superexploração dos aquíferos. No Estado de São Paulo, 75% dos núcleos urbanos são total ou parcialmente abastecidos por águas subterrâneas (DAEE, 1999). A água subterrânea quando associada com áreas ocupadas por sistemas agrícolas intensivos sofre interferências e pode apresentar altas concentrações de nitratos, de nitritos e de pesticidas, o que exige altos gastos para torná-la potável (TILMAN, 1999). O aquífero Guarani, por exemplo, sofre influência de áreas agrícolas, onde está vulnerável à contaminação, como é o caso da região de Ribeirão Preto, extensivamente ocupada pela cana-de-açúcar. A contaminação da água subterrânea pode ocorrer pela percolação da água no solo e através das fraturas de solos e de rochas. O herbicida tebutiuron, usado rotineiramente na cultura da cana, possui grande mobilidade e persistência no solo, e representa risco potencial de contaminação da água subterrânea. Valores marginalmente elevados desse herbicida já foram registrados e seu uso continuado pode afetar a potabilidade da água (GOMES et al., 2001; LOURENCETTI et al., 2005). Além desse herbicida, considera-se grande a gama de pesticidas (como bentazona, imazetapir, fomesafem, ácido 2,4-diclorofenoxiacético, metamidofós, imazaquim, tiodicarbe e monocrotofós) capazes de contaminar as águas subterrâneas (SCORZA JÚNIOR & SILVA, 2007). O manejo adequado de sistemas agrícolas intensivos reduz os riscos de contaminação.

A biodiversidade como fator de resiliência – a capacidade de recuperação após distúrbios

Quando a fertilidade de uma área agrícola se esgota e a terra se torna improdutivo, um período de pousio pode ser suficiente para recuperar sua capacidade de suporte, de produção e de vida. A responsável por esse processo é a diversidade de plantas, porque, ao voltar a capoeira, descompacta o solo, protege-o da chuva e do sol, e enriquece-o com matéria orgânica. Para que o pousio seja eficiente, como o usado por caíças na região da Mata Atlântica, é importante que existam árvores em abundância nas proximidades, para haver sementes e mudas de espécies florestais. Esse tipo de agricultura, que alterna períodos de exploração de dois a quatro anos e pousio de cinco a sete anos, permite a recuperação da capacidade produtiva dos solos e provê nutrientes equivalentes a 600 kg/ha de sulfato de amônio; 150 kg/ha de superfosfato simples; 87 kg/ha de cloreto de potássio e cerca de 1.400 kg/ha de calcário dolomítico (FERREIRA, 2004).

Os benefícios da agricultura são ímpares. A produção mundial de cereais dobrou nos últimos 40 anos, mas o aumento da produção agrícola para suprir as populações futuras, sem aumentar o impacto ambiental, é um desafio (TILMAN et al., 2002). Apesar de lucrativa, a intensificação da agricultura pode ter conseqüências ambientais locais negativas, como aumento da erosão, redução da fertilidade dos solos e redução na diversidade biológica; conseqüências regionais negativas, como poluição das águas subterrâneas e eutrofização dos rios e dos lagos; e conseqüências globais negativas, incluindo o impacto em gases atmosféricos (poluição, gases de efeito estufa) e no clima (MATSON et al., 1997).

Regiões agrícolas importantes estão hoje sofrendo com a degradação dos recursos naturais em conseqüência dos modelos de produção utilizados. No “cinturão” de milho e de soja ao

norte do meio-oeste norte-americano (Fig. 1), a avaliação da densidade do solo, o pH, os macroagregados estáveis em água, os teores de C orgânico total, de N total, de C da biomassa microbiana e de P e K extraíveis e a resistência à penetração, como indicadores de funções críticas do solo, mostraram desempenho desfavorável para o cultivo contínuo de milho solteiro. Karlen et al. (2006) consideraram que esse tipo de cultivo teve efeitos negativos nos indicadores físicos, químicos e biológicos de qualidade do solo e recomendaram diversificação de culturas para melhorar a sustentabilidade agrícola² na região. A referida região tem problemas de baixa qualidade da água, de diversidade biológica decrescente e de comunidades rurais decadentes, além de ser considerada responsável pela zona de hipoxia nas águas do golfo do México (JACKSON, 2006).

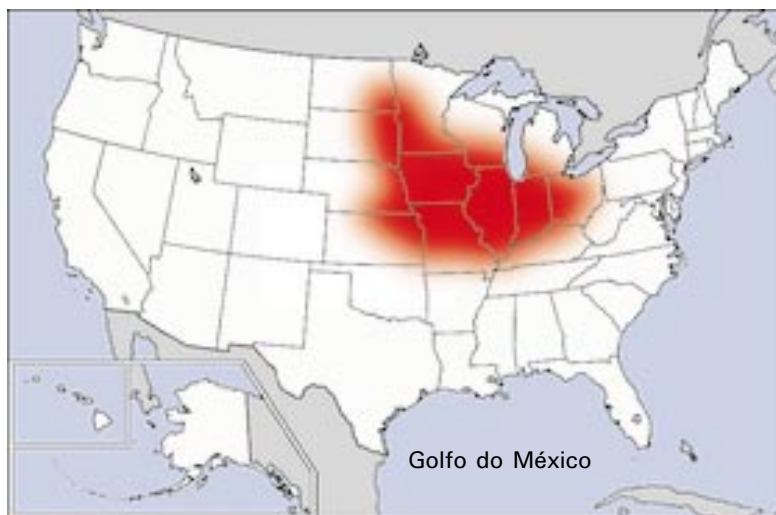


Fig. 1. Cinturão norte-americano do milho (em vermelho).

Fonte: Wikipedia (2008).

² Agricultura sustentável pode ser definida como aquela cujas práticas atendem às necessidades presentes e futuras da sociedade de alimento, de fibra e de energia, e de serviços ambientais, para uma vida saudável, produzindo benefícios máximos para a sociedade (TILMAN et al., 2002).

A manutenção da diversidade genética assume maior importância em áreas marginais de cultivo, onde a agricultura envolve risco maior (ALTIERI, 1999). A presença de materiais com características diversas permite que em um ano seco, por exemplo, cultivares mais resistentes ao estresse hídrico compensem, pelo menos parcialmente, a queda da produção de outras cultivares mais exigentes em água. No Brasil, um exemplo positivo do uso da biodiversidade para a segurança alimentar é o feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*). Consumido em quase todas as partes do País, constitui-se em importante fonte de proteína (20% a 22%) e de energia (341 cal/100g). Existem no País 58 cultivares de feijão e cada qual tem seu cultivo recomendado para diferentes regiões brasileiras. Há, portanto, boa oferta de material genético disponível (SPERS & NASSAR, 1998), o que reduz o risco de erosão genética nesta espécie e conseqüentemente amplia a oferta alimentar para a população brasileira. Estima-se que as condições climáticas sejam responsáveis por variações de até 70% na produtividade agrícola, especialmente em culturas de sequeiro. A ampla oferta de materiais de feijoeiro permite reduzir as incertezas do produtor, pois possibilita selecionar variedades mais adequadas para cada situação e aumentar a capacidade de resistência aos distúrbios. Essa variabilidade é utilizada nas recomendações oficiais para cultivos agrícolas; por exemplo, para o plantio de feijão irrigado no Rio de Janeiro, na safra 2008, a Portaria nº 39 de 25 de fevereiro de 2008 (APPS, 2008) indicou o uso das cultivares FTS-Soberano e FTS-Magnífico, de ciclo precoce, e as cultivares BRS Grafite, BRS Valente, BRS Xamego e Varre-Sai, de ciclo intermediário.

O que produz serviços ambientais?

Ambientes naturais

A manutenção da diversidade de formas de vida, ou da biodiversidade, é essencial para que a natureza seja capaz de prestar serviços ambientais. Acredita-se que a diversidade estabiliza as propriedades funcionais das comunidades diante de perturbações ambientais. Essa capacidade de recuperação dos impactos nos sistemas naturais, como secas ou erros de manejo, é chamada de resiliência (FISCHER et al., 2006). Embora pouco mais de 7.000 das 270.000 espécies vegetais superiores sejam utilizadas pela humanidade para produção direta de bens (alimentos, fibras, produtos medicinais, energia, óleos e resinas), apenas cerca de 30 cultivos são amplamente utilizados (HAMMER et al., 2003), mas essas espécies úteis dependem de outros organismos.

Não sabemos a função e a importância individual de cada um dos organismos para a manutenção da vida na Terra, mas estudos têm mostrado que a biodiversidade é fundamental para a saúde e a resiliência dos sistemas naturais. Quando se tentou recriar um sistema fechado semelhante ao da Terra, a Biosfera 2, ficou claro que ainda conhecemos muito pouco dos nossos ecossistemas. Dentre os problemas encontrados destacaram-se a queda na concentração de oxigênio, os picos de CO₂, a alta concentração de óxido nitroso (capaz de causar problemas fisiológicos) e as altas taxas de extinção: 19 dos 25 vertebrados e todos os polinizadores. Essa experiência ilustrou a dificuldade de prevermos os impactos de nossas atividades e as consequências da perda da biodiversidade. Infelizmente, o ritmo de desaparecimento de biodiversidade é de tal monta que se estima a extinção de uma espécie a cada hora (DAILY et al., 1997).

A perda de hábitat³ é a principal causa de extinção das espécies (BENTON et al., 2003). Abruptamente, sem tempo para adaptação, espécies são privadas de recursos, tais como alimento e abrigo, além de serem diretamente mortas no processo de destruição local. A perda de uma parte da população implica redução do conjunto de genes em circulação. Quando o número de indivíduos aptos à reprodução cai abaixo de determinado limiar, que varia com a espécie, a população local se extingue. Por essa razão, os esforços conservacionistas se voltaram inicialmente para a preservação de hábitats naturais com pouca intervenção humana, por meio da criação de áreas protegidas. Embora a manutenção dessas áreas seja fundamental na integração de ações para a manutenção da biodiversidade, fica cada vez mais claro que é preciso também mudar a maneira de pensar os espaços agrícolas.

Apenas 12% da área terrestre do nosso planeta consiste em áreas protegidas, com menos da metade manejada primariamente para conservação da biodiversidade (HOEKSTRA et al., 2005). Por exemplo, no Estado de São Paulo, verifica-se que as áreas existentes na forma de parques e de reservas não são suficientes para proteger os recursos naturais e para produzir os serviços ambientais necessários à sustentabilidade da agricultura e da qualidade de vida. Restam apenas 13,7% da área original coberta por vegetação nativa. A situação do Cerrado no Estado de São Paulo é preocupante: esse bioma que compunha 14% da vegetação original, hoje retém apenas 1% da área. Mais de 90% do Cerrado remanescente em São Paulo é encontrado em propriedades rurais particulares (MENDONÇA & FORESTO, 2002). Esse quadro se repete no mundo todo. Na Alemanha,

³ Hábitat significa o lugar ou o tipo de local onde um organismo ou uma população ocorre naturalmente.

cerca de 25% das espécies ameaçadas são encontradas em 2% da área que é protegida para conservação e os 75% restantes dependem da área com agricultura e florestas plantadas (TSCHARNTKE et al., 2005).

Geralmente o produtor rural e a sociedade não percebem que a produtividade agrícola foi afetada negativamente pela redução da qualidade dos serviços ambientais. A diminuição da polinização por insetos ilustra bastante bem essa questão, pois resulta em menor quantidade e em menor qualidade dos frutos. A maior necessidade do uso de pesticidas quando não existem inimigos naturais das pragas também serve de exemplo. As árvores contribuem para evitar a retirada da umidade pelos ventos, e por meio da evapotranspiração auxiliam na redução da temperatura e na estabilização da umidade do ar; dessa maneira ampliam o tempo em que culturas anuais próximas mantêm os estômatos abertos e fixam carbono, aumentando a produção (PRIMAVESI et al., 2007). A região do pré-Sahara (Sahel) de Níger voltou a sustentar as comunidades locais quando as árvores que surgiam espontaneamente foram protegidas. As árvores contribuem para segurar a areia e para alimentar os rebanhos, que por sua vez produzem o esterco usado nas culturas anuais (Fig. 2).

As 25 áreas onde há maior concentração de biodiversidade (44% das espécies vegetais vasculares e 35% dos animais vertebrados) no planeta, os *hotspots*, estão localizadas em países mais pobres, que apresentam crescimento populacional acima da média mundial, altas taxas de desnutrição e um grande contingente de pessoas dependentes das atividades rurais (SCHERR & MCNEELY, 2002). No Brasil, os *hotspots* são as áreas de Mata Atlântica (87 hab./km²) e de Cerrados (13 hab./km²).



Fig. 2a 1975

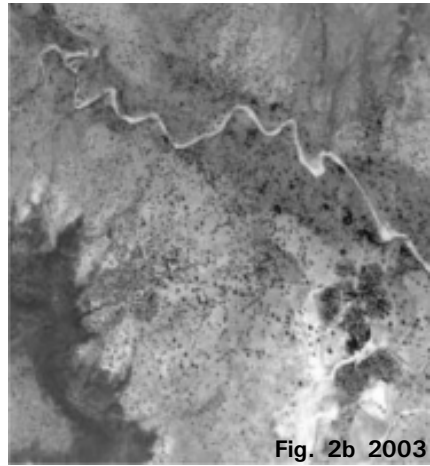


Fig. 2b 2003



Fig. 2c



Fig. 2d



<<http://www.wikipédia.net/?titulo=Imagem:Ng-map.png>>

Fig. 2. Recuperação ambiental da região de Maradi, Níger, no pré-Sahara. Nas décadas de 1970 e de 1980 a maior parte da região não tinha árvores, cortadas para lenha, as secas eram freqüentes, e o deserto avançava (2a). Atualmente há de 80 a 100 árvores por hectare. Níger estabeleceu 200 milhões de árvores em 20 anos (2b, 2c e 2d). As árvores que nasciam espontaneamente foram protegidas, formaram uma barreira que resguardava os cultivos do vento e da areia, e alteraram o regime hídrico. As árvores criaram novas opções econômicas locais (PEARCE, 2008).

A alta biodiversidade não é a responsável pela pobreza. Pelo contrário, ela é capaz de permitir a construção de sistemas de produção mais resilientes, que se recuperam melhor ou sofrem menor impacto de desastres naturais e de mudanças climáticas. A passagem de um furacão na América Central teve efeitos muito mais brandos em propriedades que adotavam sistemas agroflorestais do que nas propriedades que usavam agricultura convencional. A baixa biodiversidade aumenta a vulnerabilidade. Programas da FAO reconhecem a importância da biodiversidade para a agricultura e para a produção de alimentos (FAO, 2004a).

A pressão sobre os remanescentes naturais é muito grande. A adoção de práticas de uso da terra que respeitam o ambiente é essencial para a proteção da vida selvagem e dos serviços ambientais. A agricultura de base ecológica está se estabelecendo como alternativa viável aos modelos convencionais, que são incompatíveis com a conservação da natureza (SCHERR & MCNEELY, 2002).

Benton et al. (2003) sugeriram que, com base no reconhecimento de que a uniformização espacial e temporal de habitats nos sistemas agrícolas promoveu o declínio da biodiversidade, é possível percorrer o caminho inverso, tendo a promoção da biodiversidade como objetivo geral do manejo nos agroecossistemas. As novas propostas de conservação da biodiversidade combinam ações que visam ao aumento da conectividade dos remanescentes de vegetação original, a melhoria na qualidade do habitat nas áreas de produção e o aumento da heterogeneidade das paisagens (SCHERR & MCNEELY, 2002; FISCHER et al., 2006).

Nas estratégias de conservação da biodiversidade, é importante a manutenção de fragmentos grandes de vegetação nativa, estruturalmente complexa, na paisagem rural,

especialmente para espécies animais endêmicas, mais vulneráveis à fragmentação de hábitat. Em estudo recente na Mata Atlântica, Umetsu & Pardini (2007) mostraram que, de 14 espécies de pequenos mamíferos estudadas, dez foram capturadas exclusivamente em área de vegetação nativa. Embora nas áreas antropizadas⁴ a abundância de espécies fosse semelhante, das onze espécies encontradas, quatro podiam ser encontradas em outros biomas e três eram espécies introduzidas. Harvey & González Villalobos (2007) relataram que embora a riqueza de espécies de pássaros e de morcegos fosse alta em áreas antropizadas da Costa Rica, havia grande variação de espécies de pássaros, dependendo do uso da terra. Mesmo nos sistemas agroflorestais houve redução no número de espécies de pássaros especializados da floresta, predominando os generalistas e os de campo aberto. Esses estudos enfatizam a importância da manutenção de áreas de mata nativa interligadas dentro da matriz⁵ agrícola. No Brasil, a reserva legal e as áreas de preservação permanente podem contribuir para a manutenção da biodiversidade, como foi explicitado nas leis que limitaram a utilização de certas áreas em propriedades rurais particulares.

Muitas estratégias utilizadas para a conservação de áreas protegidas incluem a estruturação de zonas de amortecimento. Essa prática é prevista, por exemplo, em torno de parques nacionais pela legislação ambiental brasileira (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 – Brasil, 2000), que visa reduzir o impacto de matrizes muito alteradas, até mesmo degradadas, sobre os fragmentos, minimizando riscos associados a espécies invasoras ou a poluentes químicos (FISCHER et al., 2006).

⁴ Áreas antropizadas são áreas alteradas pela atividade humana.

⁵ Matriz é o elemento predominante na paisagem. Geralmente refere-se à área que rodeia fragmentos de vegetação original (FISCHER et al., 2006).

Além das estratégias para melhorar a qualidade da matriz, procura-se incorporar elementos na paisagem que a deixem mais permeável e forneçam abrigo e recursos para a fauna (corredores, pequenos capões, matas ciliares e faixas marginais de vegetação nativa próximas de áreas de cultivo anual), especialmente nos locais onde predominam barreiras para a movimentação da fauna, tais como as monoculturas intensivas (BENTON et al., 2003; TSCHARNTKE et al., 2005; DONALD & EVANS, 2006). Essas práticas podem também melhorar a oferta de serviços ambientais, por exemplo, a polinização e o controle de pragas e doenças (TSCHARNTKE et al., 2005). Práticas do manejo integrado de pragas, tais como a manutenção de habitats e de inimigos naturais, reduzem o desequilíbrio nos sistemas agrícolas (KOGAN & BAJWA, 1999; WILSON & TISDALL, 2001).

A adoção de um conjunto de ações para aumentar e manter a biodiversidade fundamenta-se no reconhecimento de que espécies e processos ecológicos diferentes respondem melhor a estratégias distintas. Assim, corredores melhoraram bastante a conectividade para pássaros dispersores de sementes nos Estados Unidos, enquanto árvores frutíferas semi-isoladas em pastagens foram recursos úteis para morcegos e pássaros dispersores de sementes na América Central (FISCHER et al., 2006).

Sistemas de produção agropecuários e florestais

Manejo da paisagem nos sistemas de produção. Os princípios de conservação, baseados na busca de maior biodiversidade visando à manutenção dos serviços ambientais essenciais, continuam valendo para áreas antropizadas. Muitos serviços ambientais (polinização, controle de pragas, renovação da fertilidade do solo, controle de inundação, produção de madeira, manutenção de umidade relativa do ar e garantia de

maior tempo de fotossíntese⁶, estabilização de temperatura, armazenamento de água das chuvas) são importantes em escala local, de modo que dependem da capacidade do meio rural para gerá-los (DAILY et al., 2001). A maneira pela qual podem ser implementadas estratégias para aumento da biodiversidade dependerá dos sistemas de produção adotados nas unidades produtivas, levando em consideração a paisagem regional.

Geralmente a matriz é vista pela comunidade conservacionista como uma área hostil à conservação da natureza, que exerce forte impacto negativo sobre os remanescentes de vegetação nativa. A expressão dessas características negativas é encontrada com maior intensidade na monocultura intensiva. Até mesmo nas florestas plantadas, que podem trazer ganhos ambientais se comparadas a monoculturas anuais ou a pastagens de capim-braquiária, é fundamental permitir o desenvolvimento de sub-bosques, para que possam ser melhor utilizados por espécies nativas endêmicas, aumentando assim sua permeabilidade (UMETSU & PARDINI, 2007).

A heterogeneidade da paisagem é especialmente desejável nas áreas estruturalmente simples, intensamente manejadas, de monoculturas. A substituição de áreas de produção de grãos, de citricultura e de pastagens, por exemplo, que formavam mosaicos no Estado de São Paulo, pela monocultura da cana-de-açúcar, aumenta a necessidade de se desenvolver unidades de paisagem – corredores, capões, faixas marginais, entre outros – que facilitem a manutenção dos serviços ambientais.

¹ Altas temperaturas aumentam a demanda evapotranspirativa das plantas e podem aumentar o estresse hídrico das culturas anuais, resultando em fechamento dos estômatos e em redução da fotossíntese. A presença de árvores – com raízes que lhes garantam acesso a camadas do solo não exploradas por plantas herbáceas e por plantas arbustivas e que melhorem a percolação da água das chuvas – pode contribuir para a manutenção da umidade do ar, reduzindo a demanda hídrica de outros estratos vegetais, desde que tenham acesso à água (PRIMAVERSI et al., 2007).

É importante que o produtor rural perceba nossa dependência da biodiversidade, procure a diversificação da paisagem, e valorize e facilite a existência de habitats heterogêneos (BENTON et al., 2003). A descapitalização desse produtor provoca maior resistência à manutenção de áreas naturais na propriedade privada. Esse embate é visível na resposta do setor produtivo às alterações na lei referentes à reserva legal no Estado de São Paulo (Decreto estadual nº 50.889, de 16 de junho de 2006), que considerou a medida uma forma de espoliação (GONÇALVES & CASTANHO FILHO, 2006), embora desde o Código Florestal de 1934 (Decreto nº 23.793) haja restrição na utilização de determinadas áreas das propriedades rurais. O reconhecimento dos serviços ambientais fornecidos pelas propriedades particulares, com o pagamento de tais serviços, pode ser uma alternativa para sair desse impasse e promover a recuperação de áreas degradadas e a manutenção das áreas de preservação permanente e de reserva legal para benefício de toda a sociedade, sem que o ônus recaia apenas sobre o produtor rural. Outra forma de enfrentar o problema é melhorar a renda do produtor. Tupy et al. (2006) mostraram a recuperação de áreas protegidas em associação com a adoção de tecnologias de produção de leite em pequenas propriedades rurais no Estado de São Paulo.

Há interesse crescente na busca de maneiras de reduzir o contraste entre a vegetação original e a matriz produtiva, de modo que ela seja capaz de prover recursos para o funcionamento do ecossistema, tais como o fornecimento de habitat para algumas espécies nativas, o aumento da conectividade da paisagem e a redução do efeito de borda (FISCHER et al., 2006). O efeito de borda refere-se às mudanças que surgem nas bordas de fragmentos de vegetação nativa (como aumentos na radiação solar incidente e nos ventos),

tornando o ambiente mais favorável a espécies adaptadas a distúrbios. Muitas plantas invasoras e predadores beneficiam-se dos ambientes de borda, exercendo impactos negativos sobre as espécies nativas (FISCHER et al., 2006).

A diferença entre a monocultura convencional e as matrizes estruturalmente complexas na manutenção da biodiversidade e de serviços ambientais pode ser exemplificada no estudo de pássaros e de morcegos em sistemas agrícolas da Costa Rica (HARVEY & GONZÁLEZ VILLALOBOS, 2007). Nos sistemas agroflorestais estudados, a complexidade estrutural e a diversidade florística foram capazes de manter a riqueza de espécies semelhante ou até superior àquela encontrada na cobertura vegetal original, embora o grupo de espécies ali encontrado seja distinto do grupo original, atingindo um novo equilíbrio. Das 23 espécies de pássaros e das três espécies de morcegos ameaçadas, a floresta nativa tinha 19 espécies de pássaros e uma espécie de morcego, enquanto os sistemas agroflorestais tinham de 11 a 16 espécies de pássaros e de uma a três espécies de morcegos. Porém, não foi possível observar nenhuma das espécies de interesse na monocultura de bananeiras, o que mostra baixo potencial para a conservação da biodiversidade. Esse sistema agrícola caracteriza-se por baixa disponibilidade de alimento e de habitats para a fauna, devido a práticas de manejo que incluem a remoção da vegetação rasteira, a proteção dos frutos e das flores de bananeira com sacos plásticos e o uso de agroquímicos (inseticidas, fungicidas, nematicidas e herbicidas).

As monoculturas de bananas da América Central e do Caribe não são formas de produção sustentáveis: não promovem equilíbrio ambiental, não remuneram adequadamente o trabalhador rural e os pequenos proprietários rurais, e desrespeitam tratados internacionais de condições de

trabalho. Existem iniciativas que incluem o pagamento diferenciado (comércio justo), visando estimular mudanças nesses sistemas produtivos (PARKER & HARRISON, 2004).

Deve ser enfatizado que espécies ameaçadas podem exigir medidas de proteção específicas. Por serem raras, podem ter papel de menor relevância nas funções dos ecossistemas. A determinação da presença de uma espécie rara ou ameaçada é o primeiro passo importante para sua manutenção (FISCHER et al., 2006).

Árvores exercem funções essenciais no ambiente agrícola. Árvores isoladas ou pequenos fragmentos florestais de até 1 ha são comuns em algumas regiões da Austrália, agrupados sob a denominação de *paddock trees*. A perda dessas árvores por senescência, alta mortalidade, derrubada e falta de aparecimento ou de reposição de novas plântulas é motivo de preocupação, prevendo-se sua extinção (GIBBONS & BOAK, 2002). A simulação mostrou que, na ausência dessas árvores, haverá redução significativa na conectividade dos fragmentos, com aumento na média da distância a ser percorrida entre remanescentes de 80 m para 382 m, com conseqüências negativas para as populações isoladas, como animais ameaçados de extinção. Acredita-se que a perda dessas árvores trará impactos sobre os serviços ambientais, incluindo a interceptação e o uso da água subterrânea, a ciclagem de nutrientes e o controle de populações de invertebrados.

Entre as estratégias deliberadamente adotadas com o intuito de proteger funções importantes dos ecossistemas, está a inclusão de espécies-chave na paisagem agrícola e a manutenção de diversidade de espécies dentro de grupos funcionais. As espécies-chave são aquelas cuja presença ou cuja abundância tem impacto desproporcional nos processos do ecossistema. Nessa categoria podemos incluir os grandes

predadores, cuja abundância influencia o equilíbrio de espécies nos níveis inferiores da cadeia alimentar; as espécies como as leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio e acumuladoras de carbono, que modificam o ambiente de modo a torná-lo adequado para outras espécies nativas; e os dispersores de sementes, como morcegos e pássaros. A redução na quantidade de indivíduos dessas espécies promove um “efeito cascata” negativo no ecossistema. A redução dos morcegos frugívoros provoca redução na regeneração de árvores frutíferas nativas nas áreas agrícolas e diminui assim o fluxo gênico entre as populações de árvores dos remanescentes florestais próximos. De médio a longo prazo, essas mudanças podem reduzir a viabilidade das populações nesses fragmentos (FISCHER et al., 2006).

A manutenção de determinados serviços ambientais decorre da existência de várias espécies capazes de oferecer esses mesmos serviços, de modo que distúrbios possam ser mais facilmente enfrentados pela sobreposição de suas funções ecológicas. Algumas espécies são capazes de se adaptar a determinadas mudanças, enquanto outras espécies mais sensíveis podem desaparecer. As interações entre espécies exigem mais atenção quando se suspeita que estão sofrendo riscos, por exemplo, entre polinizadores e plantas (FISCHER et al., 2006).

A redução nas populações de polinizadores – por perda de habitat, doenças, pesticidas, entre outras causas – tem recebido muita atenção. Embora uma gama de espécies funcione como polinizadores, vamos tomar o caso das abelhas: o Brasil tem grande diversidade de abelhas de vida solitária e de abelhas sociais, com diferenças marcantes de tamanho, de comprimento do aparelho bucal e de preferências florais. Essa diversidade é necessária para garantir a polinização de flores com características muito distintas que ocorrem na flora nativa.

Estima-se que aproximadamente 73% das espécies vegetais cultivadas no mundo sejam polinizadas por alguma espécie de abelha. Esses insetos são importantes na polinização de muitas culturas agrícolas comerciais, tais como melão, maracujá, laranja, caju, alfafa e café (FREITAS & IMPERATRIZ-FONSECA, 2005; IMPERATRIZ-FONSECA et al., 2005). Apesar de a soja ser autofecundante, suas flores possuem a maior parte das características encontradas em flores entomófilas, e a polinização mediada por insetos é utilizada em estratégias de melhoramento que visam a aumentos na produção (ORTIZ-PEREZ et al., 2007).

Estudos recentes mostraram a importância dos insetos polinizadores para a produção comercial de café. A presença de remanescentes de vegetação nativa aumentou não só a produção, mas também a qualidade dos grãos de café. Os polinizadores oriundos da floresta aumentaram a produção de café em até 20% dentro do raio de um quilômetro da mata. O número de grãos de menor qualidade foi reduzido em 27%. De 2000 a 2003, a polinização associada a dois fragmentos de floresta de 46 ha e de 111 ha traduziu-se em US\$ 60 mil por ano em uma propriedade de 1.100 ha na Costa Rica (Ricketts et al., 2004). Em Minas Gerais, o café plantado perto da mata rendeu 14,6% a mais de frutos (de melhor qualidade) do que a cultura de café sem esses polinizadores, o que equivaleu ao valor agregado anual de US\$ 1.860,00 por hectare (CIB, 2006). Não só a quantidade de polinizadores mas também a própria diversidade deles são fundamentais para os ganhos em produção e em qualidade do café. A frutificação do café aumentou de 60% para 90% quando o número de espécies polinizadoras subiu de três para vinte espécies de abelhas. A existência de fragmentos florestais próximos às culturas foi importante neste estudo e mostrou que as abelhas sociais dependiam das matas como locais de nidificação (KLEIN et al., 2003).

Nos Estados Unidos, o valor dos serviços de polinização por insetos polinizadores nativos é estimado em US\$ 4,1 bilhões por ano. Embora não haja dados suficientes para essa estimativa no Brasil, calcula-se que a agricultura poderia aumentar seus níveis de produtividade se fossem contornados problemas de subpolinização como consequência da redução, da inadequação e/ou da ausência de polinizadores eficientes nas áreas agrícolas (FREITAS & IMPERATRIZ-FONSECA, 2005; IMPERATRIZ-FONSECA et al., 2005).

Uma série de medidas pode ser tomada para que aumentem as chances de sobrevivência das populações de abelhas nas zonas rurais, provendo abrigo e alimento:

1. Proteger as áreas úmidas, tais como nascentes e matas ciliares; deixar as árvores mortas para nidificação e abrigo.
2. Evitar a pulverização das culturas com pesticidas ou reduzir seu uso quando há florada; o manejo integrado de pragas pode auxiliar o alcance desse objetivo: no controle da infestação por bicho-mineiro (*Leucoptera coffeella*) em plantações "orgânicas" de café em Minas Gerais, lança-se mão de uma série de medidas para manter as populações da praga em níveis aceitáveis (MENDONÇA & CARVALHO, 2004; THEODORO, 2006).
3. Reduzir a aração para preservar os ninhos de solo.
4. Manter áreas de vegetação nativa, onde vivem agentes polinizadores.
5. Facilitar a revegetação de áreas de terra às margens dos campos cultivados (FREITAS, 2005; THE XERCES SOCIETY, 2005).

A diversificação de floradas ao longo do ano é fundamental para garantir a sobrevivência dos insetos polinizadores. A incorporação de plantas que são consideradas chaves para a nidificação é uma das maneiras possíveis de melhorar as condições para esses insetos. Em uma lista de árvores indicadas para restauração florestal no Estado de São Paulo que servem de local de nidificação para abelhas nativas sem ferrão (GIANNINI et al., 2005), encontramos espécies usadas em sistemas agroflorestais, como o mutambo (*Guazuma ulmifolia*) – que também tem valor forrageiro para bovinos – e o guaritá (*Astronium graveolens*), além do guanandi (*Calophyllum brasiliense*), utilizado em plantações florestais comerciais.

O controle de espécies invasoras é fundamental para manter a diversidade biológica. Espécies invasoras exóticas podem levar espécies autóctones⁷ à extinção, por serem predadores mais eficientes ou por competirem com espécies nativas não adaptadas à sua presença (FISCHER et al., 2006). Ambientes que já estão alterados são mais susceptíveis ao estabelecimento e à dispersão de espécies invasoras, que tornam a situação mais complicada ao alterar as características naturais dos ecossistemas atingidos. Espécies generalistas e invasoras se adaptam bem a ambientes modificados pelo homem, onde podem preencher funções ecológicas que não estavam sendo supridas. Podem estar em vantagem também por não existirem predadores, parasitas e competidores naquele ambiente (ZILLER, s.d.).

Espécies generalistas e invasoras podem causar graves perturbações ao equilíbrio natural de um ecossistema e comprometer a restauração dos sistemas alterados. Um exemplo é a chegada de pequenos mamíferos introduzidos ou

⁷ Animal ou planta originários do lugar que habitam.

não-endêmicos⁸ a fragmentos de Mata Atlântica. Estes animais podem provocar perda de espécies florestais devido a alterações nos padrões de predação de sementes e de mudas e de dispersão de micorrizas e de sementes (UMETSU & PARDINI, 2007).

A partir dessa conscientização relativamente nova sobre o papel das invasoras, começaram a surgir propostas de manejo. Uma delas consiste no isolamento de áreas sob cultivo comercial de espécies consideradas problemáticas, que podem servir de ponto de disseminação da espécie invasora. Uma organização não governamental está orientando uma empresa florestal brasileira no desenvolvimento de um projeto de silvicultura de *Pinus*, em que a dispersão das sementes dessa planta pelo vento é controlada por meio de uma barreira quebra-vento com árvores nativas plantadas ao redor, associada à remoção das mudas de *Pinus* que possam ter surgido de sementes cuja dispersão não pôde ser evitada (ZILLER, 2006).

A redução da influência negativa de espécies invasoras pode ser minimizada pelo aumento da conectividade entre fragmentos, já que diminui o isolamento e as extinções locais e aumenta a integridade e a resiliência dos sistemas naturais. A incorporação de áreas de vegetação natural às margens das áreas de cultura tem papel relevante no aumento da permeabilidade da matriz. Observou-se que mesmo áreas nos estágios iniciais de regeneração eram utilizadas por espécies endêmicas (UMETSU & PARDINI, 2007). Um estudo (TOH et al., 1999) mostrou que árvores com mais de 6 m de altura atraíam pássaros dispersores de sementes. Essas árvores eram usadas como poleiros e serviam de nucleadoras (ponto inicial da dispersão de sementes e plântulas) em processos de regeneração. Observa-se então que a introdução de árvores de crescimento rápido e de porte alto, como o guapuruvu

⁸ Endêmico é o indivíduo restrito a uma determinada região, ou nela nativo.

(*Schizolobium parahybae*) e o mutambo (*Guazuma ulmifolia*), nas faixas marginais pode acelerar a ocupação dessas faixas por espécies nativas e diminuir o custo da restauração florestal na paisagem rural.

Algumas vezes, as ameaças à biodiversidade e as atividades que promovem a degradação de ecossistemas – tais como o uso excessivo de pesticidas ou o superpastejo – ocorrem em situações específicas e precisam ser identificadas para que possam ser tomadas medidas para minimizá-las (FISCHER et al., 2006).

Assim, a manutenção da vegetação nativa próxima aos cultivos agrícolas convencionais pode auxiliar a manutenção do equilíbrio desses sistemas. Longe de representar apenas um custo a mais para o produtor rural, a manutenção de áreas de vegetação natural na propriedade, como a reserva legal e a área de preservação permanente, provê serviços ambientais que não podem ser obtidos com as práticas agrícolas em uso (ALTIERI, 1999).

Manejo dos sistemas de produção. Em sistemas agrícolas, a biodiversidade oferece serviços que vão muito além da produção de alimentos, de fibras, de combustível e de lucro. Nos sistemas agrícolas mais intensivos e mais simplificados, a intervenção humana é necessária o tempo todo, para suprir funções que são reguladas pela diversidade de espécies nos sistemas naturais. Pesticidas químicos substituem o controle natural de plantas invasoras, de doenças e de insetos; a manipulação genética substitui processos naturais de evolução e de seleção de plantas; fertilizantes substituem processos de reciclagem de nutrientes depois que a planta é colhida; e o preparo mecanizado do solo procura substituir a interação entre raízes, organismos vivos e matéria orgânica do solo na promoção de condições favoráveis para a germinação das sementes (ALTIERI, 1999).

De acordo com o manejo aplicado aos agroecossistemas, favorecemos ou prejudicamos a capacidade de o ambiente prover serviços ambientais. Vamos considerar a prevalência de insetos potencialmente daninhos em cultivos agrícolas, por exemplo. Por um lado, a implantação de monoculturas, o uso maciço de agroquímicos, o preparo convencional do solo e a erradicação de plantas tidas como daninhas promovem a redução na diversificação dos inimigos naturais de pragas e o aumento do risco de essas populações atingirem níveis danosos às culturas agrícolas de interesse e da necessidade de maior uso de pesticidas para controlá-las. Se, por outro lado, são promovidas práticas de manejo que implicam diversificação de hábitat (implantação de quebra-ventos, sebes, policultivos, rotação de culturas, plantio de adubos verdes) associadas ao trabalho do solo para incentivar o desenvolvimento de fauna vinculada à matéria orgânica, evitando o uso de técnicas agrícolas que envolvam movimentação excessiva de solo, estimula-se o aumento da diversidade de inimigos naturais de insetos potencialmente daninhos e diminui-se a densidade de pragas (ALTIERI, 1999).

A promoção da biodiversidade é fundamental e característica de sistemas agrofloretais, comuns em países tropicais, especialmente na Ásia e na América Central. Esses sistemas oferecem meios de promover a diversidade da dieta e da renda, a estabilidade da produção, a minimização dos riscos, a redução da quantidade de insetos indesejáveis e da incidência de doenças, o uso eficiente do trabalho, o aumento da produção com limitação de insumos externos e a maximização dos lucros com baixo nível de tecnologia (externa). Cultivo integrado, agrofloresta, cultivo rotacionado e outras formas de agricultura tradicionais imitam processos naturais e sua sustentabilidade repousa nos princípios ecológicos que são seguidos (ALTIERI, 1999).

De acordo com a FAO (2002), a pobreza extrema, que consiste de recursos inadequados para produzir ou para comprar comida, afeta 44 milhões de pessoas no Brasil. Atinge 19% das zonas metropolitanas, 46% dos centros urbanos não-metropolitanos e 35% da zona rural. Cerca de 60% do alimento consumido no Brasil vem da agricultura familiar. No Brasil, bem como em outros países em desenvolvimento, a principal causa da fome – definida como acesso inadequado ao alimento – é o baixo poder de compra. O aumento na produção de alimento da forma convencional não será capaz de aliviar a fome se não houver redistribuição de recursos e melhoria da capacidade de compra, como reconhece o Banco Mundial. Mais do que isso, esses sistemas convencionais causam impacto negativo no ambiente, de modo que para manter a produção, cada vez serão necessários mais gastos. Apesar do grande aumento de produção, esses sistemas trazem degradação ambiental. Foram associados ao aumento da erosão do solo, da contaminação ambiental, da emissão de gases de efeito estufa, do aumento da resistência de pragas e da perda da biodiversidade.

Estudos indicam que sistemas de produção agrícola de base ecológica, que incluem determinadas práticas, tais como uso de adubos verdes, compostagem, rotação de culturas, cultivo integrado, sistemas agroflorestais, manejo eficiente da água e controle biológico de pragas, são capazes de produzir alimentos suficientes para a população humana atual, com alguma sobra (BADGLEY et al., 2007).

O principal entrave para a implantação dos sistemas agroflorestais é o custo de estabelecimento. No caso da arborização de pastagem, o custo do estabelecimento das árvores se situa entre R\$1.200 e R\$ 1.600 por hectare (CARVALHO et al., 2003). A consorciação de árvores com agricultura pode reduzir os gastos. Esses sistemas estão em

expansão e dados apontam para a sua viabilidade econômica, desde que problemas de mercado (inclusive de escala de produção) e de infra-estrutura estejam equacionados.

Em Minas Gerais, sistemas agroflorestais que integram lavouras anuais, pastagem e árvores foram implantados em larga escala pela Companhia Mineira de Metais, do Grupo Votorantim (DUBE et al., 2002). No Paraná, cafeicultores que haviam seguido as recomendações do Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural e que implantaram quebra-ventos com *Grevillea robusta*, utilizaram recursos oriundos do corte das árvores para a renovação do cafezal (SANTOS et al., 2000). Mais ainda, a incidência de pragas é menor no café produzido em ambientes sombreados.

Núcleos urbanos: é possível manter nas cidades estruturas capazes de prover serviços ambientais?

As cidades se caracterizam por uma estrutura artificial modificada pelo homem, **para atender às suas necessidades**. As cidades vêm sendo tratadas mais recentemente por urbanistas como um ecossistema. Nelas há produção e consumo de energia em grande escala; há importação e canalização de água, assim como incremento de importações e de exportações de outros materiais, com o acúmulo de enorme quantidade de dejetos e de lixo; comparado com outros sistemas, ocorre ali redução significativa da produção primária, com desequilíbrio em favor da atividade de consumo do homem; há mudanças no perfil do solo e alterações da topografia provocadas por movimentos de terra em grande escala e por pavimentação, aterro, escavação e compressão da superfície; há aumento da contaminação do ar, do solo e da água; há mudanças significativas nas populações, vegetais e animais, com acentuada diminuição do número das espécies autóctones e, em troca, aumento da quantidade das espécies adaptadas; e há alteração do clima, tipicamente urbano (Tabela 1; GARCÍA, 1999, citado por CARVALHO, 2001).

Tabela 1. Características do clima urbano comparadas às do clima na zona rural.

Elementos	Comparação com ambiente rural
Poluentes	
Núcleos de condensação	10 vezes mais
Partículas (pó)	10 vezes mais
Substâncias gasosas	5 – 25 vezes mais
Radiação	
Total na superfície horizontal	0% – 20%
Ultravioleta no inverno	30% menos
Ultravioleta no verão	5% menos
Duração da insolação	5% – 15% menos
Nebulosidade	
Nuvens	5% – 10% mais
Névoa (inverno)	100% mais
Névoa (verão)	20% – 30% mais
Precipitação	
Total	5% – 10% mais
Dias com < 5 mm	10% mais
Neve, dentro da cidade	5% – 10% menos
Neve, à sotavento da cidade	10% mais
trovoada	10% – 15 % mais
Temperatura	
Média anual	0,5° – 3,0° mais
Média mínima inverno	1,0° – 2,0° mais
Máxima verão	1° – 3° mais
Graus dia aquecimento	10% menos
Umidade relativa	
Média anual	6% menos
Inverno	2% menos
Verão	8% menos
Velocidade do vento	
Média anual	20% – 30% menos
Rajada máxima	10% – 20% menos
Calmarias	5% – 20% mais

Fonte: Landsbergh (1981) citado por Carvalho (2001).

O clima característico do ecossistema urbano – com maior temperatura, menor umidade do ar, maior nebulosidade, maior precipitação, menor velocidade dos ventos e menor incidência de radiação em relação à zona rural – é resultado de uma série de alterações climáticas (CARVALHO, 2001). Praticamente todos os elementos climáticos são afetados pela poluição: a radiação, a nebulosidade, a visibilidade, o campo elétrico atmosférico, a temperatura, a precipitação e a umidade do ar (LANDSBERG, 2006), mas outros fatores característicos das cidades, comentados rapidamente a seguir, também colaboram.

A substituição das áreas com vegetação natural por construções com propriedades termodinâmicas diferentes da superfície original faz com que os materiais urbanos normalmente absorvam muita radiação. O calor retido por edifícios e pavimentos (em parte irradiando uns nos outros mais do que em direção ao céu) é dissipado vagarosamente. Associado ao maior calor gerado pelas atividades humanas, o calor retido provoca alterações no nível de energia e forma as “ilhas de calor” urbanas – que são anomalias térmicas em que o ar da cidade se torna mais quente do que o das regiões vizinhas (LANDSBERG, 2006; CARVALHO, 2001; CPTEC, s.d.) que contêm áreas verdes. Num estudo em que se percorreu aproximadamente 53 km em linha reta pela região central da cidade de São Paulo, verificou-se que a temperatura variou de 13°C a 26°C e comprovou-se o aquecimento de até 10°C nas áreas densamente urbanizadas, indicando a existência de “ilhas de calor”, que poderiam ser amenizadas com a implantação de áreas verdes na cidade (PEREIRA et al., 2006).

A menor umidade relativa e total nas cidades se deve, em parte, ao rápido escoamento da precipitação pluvial pelo sistema de drenagem e pela grande expansão das superfícies com materiais impermeáveis, como telhados e ruas. Eles não

retêm umidade como o solo (LANDSBERG, 2006) e não possibilitam a recarga do lençol freático, para armazenagem dessa água em períodos sem chuvas. A presença de plantas favorece a umidificação do ar, devido ao fenômeno da transpiração, em que água absorvida pelas raízes é lançada na atmosfera, de modo que elas podem contribuir no controle da baixa umidade do ar que castiga as cidades durante algumas épocas do ano. Há pouca vegetação na maior parte das cidades, de forma que os processos de evapotranspiração são diferentes dos que ocorrem na zona rural (LANDSBERG, 2006; CPTEC, s.d.).

A turvação atmosférica é aumentada pela presença de grande número de partículas em suspensão, oriundas dos processos de combustão urbanos e industriais. Isso provoca redução na visibilidade, já que os raios solares são interceptados. É maior também a possibilidade de formação de névoa. A poluição da cidade e o vapor adicionado podem causar condensação, ocasionalmente mesmo antes que o ponto de saturação seja atingido. O aumento da convecção (transporte de calor pelos gases e pelos líquidos) e da turbulência (prédios e construções aumentam a rugosidade da superfície, mudando a direção dos ventos) sobre as cidades também causará formação de nuvens. A maior nebulosidade provoca o aumento na quantidade e na intensidade das precipitações pluviais (LANDSBERG, 2006; CARVALHO, 2001; CPTEC, s.d.).

Por essa razão a chuva é mais intensa e em maior quantidade nas cidades. As cidades dependem dos serviços ambientais gerados no meio rural: de alimentos a materiais de construção, e de insumos para as indústrias a energia e água, entre outros. A situação dos mananciais que abastecem as cidades e as estratégias que estão sendo empregadas já foram comentados rapidamente. Entretanto, alguns dos serviços

naturais precisam ser gerados no local – é o caso do controle de enchentes. O aumento na impermeabilização dos solos causado pela redução das áreas verdes e pela pavimentação do solo com materiais não permeáveis é comum nas cidades. Quando associado à canalização de rios e córregos e à obstrução – por lixo e terra – desses mesmos rios, de bocas-de-lobo e de redes de drenagem, agravam-se as enxurradas e os alagamentos. A água da chuva não consegue se infiltrar no solo e não encontra vias de armazenamento e de drenagem. A ampliação da infraestrutura de macrodrenagem é cara e envolve o redimensionamento de redes e de galerias (SILVEIRA, 1997).

Outra abordagem recorre à preservação das áreas de várzea e de fundos de vale para o controle de enchentes. Ao contrário de São Paulo, SP, que desde a década de 1930 investiu pesadamente na canalização e na retificação de rios e na drenagem de várzeas para construção de avenidas marginais e obras públicas, Londrina, PR, a partir da década de 1950, iniciou a preservação dos fundos de vale associada à construção de espelhos d'água como solução urbanística para manutenção de áreas verdes, para atenuação de enchentes e de "ilhas de calor", para contemplação e lazer, e para salubridade e ambiência urbanas. Nessa concepção, os pequenos lagos ocupam o papel das várzeas e a ampliação da área para receber a água das chuvas equivale ao aumento da calha do rio, de forma que os lagos promovem a atenuação das enchentes. Degraus entre os lagos melhoram a oxigenação da água (REIS & ZEILHOFER, 2005).

Como o conflito entre as questões relativas ao ambiente e à ocupação humana fica mais evidenciado nas cidades, são justamente as áreas marginais e de maior fragilidade ambiental as ocupadas pelas camadas mais pobres da população. Esse avanço sobre as margens de mananciais, os fundos de vale e as encostas causa grande impacto sobre a capacidade de

manutenção dos serviços ambientais, além de colocar em risco essas populações (deslizamentos, enchentes, doenças).

Há experiências bem-sucedidas, instrumentos legais e conhecimento técnico para subsidiar a gestão pública no planejamento e na tomada de decisões, de modo a promover a sustentabilidade no desenvolvimento urbano (BEZERRA & FERNANDES, 2000; SILVA & PORTO, 2003; REIS & ZEILHOFER, 2005). Mais do que isso, deve ficar clara a necessidade de integração nos esforços em prol da manutenção da biodiversidade e dos serviços ambientais para a população brasileira, que vive na área urbana, hoje mais de 80% do total.

A importância das políticas públicas – pagamento por serviços ambientais

“Qual o valor dos serviços prestados pela natureza?” Em princípio esse valor é infinito, se considerarmos que a maioria das economias mundiais entraria em colapso caso não houvesse mais solos férteis na terra e água doce para suprir inúmeras necessidades, bem como petróleo, apenas para citar alguns elementos da natureza que são de extrema importância para movimentar a economia global (FILGUEIRAS et al., 2007).

No entanto, os bens econômicos são aqueles relativamente escassos ou que demandam trabalho humano e portanto tem valor econômico. Podem ser classificados em bens públicos e em bens privados. Os bens públicos são aqueles cujo consumo é efetuado por toda a coletividade e não é necessário pagar para obtê-los. Além disso, o consumo por uma pessoa não impede o consumo por outra. Na maioria das vezes, eles são oferecidos pelo poder público com o objetivo de satisfazer as necessidades coletivas, utilizando-se da tributação para captação de recursos para seu financiamento. Os recursos naturais, que muito se assemelham aos bens públicos, podem ser comercializados?

A FAO (2004b) considera o pagamento por serviços ambientais um mecanismo de compensação flexível, direto e promissor, por meio do qual os provedores destes serviços recebem compensação por parte dos usuários desses serviços. Este mecanismo visa transferir recursos, monetários ou não monetários, para aqueles que ajudam a conservar ou a produzir tais serviços mediante a adoção de práticas, de técnicas e de sistemas na agricultura, na indústria e no meio urbano. Como os benefícios desse trabalho são usufruídos por todos, então é justo que essas pessoas recebam incentivos da parte que se beneficia. O pagamento por serviços ambientais ou pela adoção de práticas agrícolas sustentáveis está sendo discutido cada vez mais amplamente (TILMAN et al., 2002; REIS, 2004; PORTELA, 2005; ESCOBAR, 2006; GLASS, 2007). Há uma minuta de projeto de lei, de dezembro de 2006, no Ministério do Meio Ambiente, que dispõe a política nacional de serviços ambientais, estabelece os mecanismos de pagamento, e cria o Programa Nacional de Serviços Ambientais e o Fundo de Incentivo à Conservação para o Desenvolvimento Sustentável (NEGRET, 2007).

A idéia principal dos sistemas de pagamento por serviços ambientais é criar um mercado para um bem ambiental que habitualmente não tem valor comercial. Neste sentido, esses sistemas requerem a definição dos direitos de propriedade sobre as externalidades ambientais que causam benefícios a terceiros. Externalidade é o custo imposto ou o benefício concedido a alguém por ações de outros, sem compensação a esses outros (LOPES, s.d.).

Em março de 2008, um acordo firmado entre a Guiana e um fundo de capitais britânico (Canopy Capital) promoveu o pagamento por serviços ambientais de cerca de 400 mil hectares de floresta amazônica. Investidores acreditam que

existirá mercado internacional, semelhante ao de créditos de carbono, que pagará pelos serviços produzidos pelo ecossistema, o qual inclui geração de chuvas, regulação do clima e manutenção da biodiversidade e da água (BUTLER, 2008). Detalhes do acordo não foram divulgados. Nesse mesmo mês, nos Estados Unidos, foi realizada a primeira conferência sobre finanças, biodiversidade e serviços ambientais (Canopy Capital, 2008).

Embora não seja tecnicamente fácil a mensuração do valor monetário dos serviços ambientais em razão da indefinição dos direitos de propriedade de bens públicos e da dificuldade de coletar preço pelo uso do recurso quando não há exclusividade de direito de uso ou de propriedade (MOTTA, 1998), a afirmação de que as externalidades ambientais referem-se a fatores que não interferem no custo econômico não é mais sustentável. A incorporação dos serviços ambientais nos Sistemas de Contas Nacionais surgiu na década de 1990. Young (citado por FILGUEIRAS et al., 2007) relatou a existência de duas experiências: (1) Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais, elaborado pelo Escritório de Estatística das Nações Unidas, (2) Matriz de Contas Nacionais que inclui Contas Ambientais, cujo trabalho teve início pelo Instituto de Estatística Holandês e posteriormente foi adotado pelo Escritório Estatístico da União Européia. Estudiosos do ambiente alertam: “a degradação dos serviços de ecossistemas representa a perda de um ativo”, pois, embora não apareça nas balanças comerciais de países, se for computada, seguramente trará prejuízo. Um exemplo disso foi o que aconteceu no Canadá, cujos pescadores de bacalhau de Terra Nova tiveram de paralisar suas atividades na década de 1990, em razão do esgotamento do estoque de peixe, registrando-se o prejuízo de US\$ 2 bilhões (FILGUEIRAS et al., 2007).

No relatório da FAO (2004b) são caracterizados dois tipos de sistemas de pagamento por serviços ambientais: (1) um relacionado com serviços de âmbito global ou com uma escala geográfica ampla, como a manutenção da biodiversidade, a beleza da paisagem e a fixação de carbono, e (2) outro relacionado a provedores de um mercado local, onde os usuários estão em geral melhor definidos e circunscritos a uma escala geográfica concreta e próxima ao local das atividades produtivas. Os sistemas tendem a ser mais manejáveis e mais eficazes quando circunscritos em escalas menores, como as bacias hidrográficas com rios de 1ª ou de 2ª ordem.

A proximidade entre provedor e usuário facilita o funcionamento do pagamento por serviços ambientais, em função da redução dos custos de transação, do maior fluxo de informação entre os agentes, da definição mais clara do serviço e da maior capacidade de adaptação das instituições envolvidas. As experiências dos sistemas de pagamento pelo uso da água podem exemplificar esta situação e usualmente referem-se à manutenção da disponibilidade e da qualidade da água. O pagamento por serviços ambientais em bacias hidrográficas tem sido aplicado em diferentes escalas na América Latina, desde o nível de microbacias, como o caso de Achuapa, na Nicarágua, com o sistema que contempla 16 produtores, até programas nacionais controlados pelo Estado, como o *Fondo Nacional de Financiamiento Forestal* na Costa Rica. No entanto, ainda faltam estudos sobre os impactos socioeconômicos e ambientais destes sistemas e os marcos legais têm sido muitos diversos entre as regiões, quando não ausentes. Um marco legal muito rígido e burocrático pode constituir um obstáculo que imponha preços ineficientes ou custos de transação muito elevados (FAO, 2004b). A Tabela 2 identifica as principais oportunidades e as principais limitações dos sistemas de pagamento por serviços ambientais identificados pela FAO.

Tabela 2. Oportunidades e limitações do pagamento por serviços ambientais.

Vantagens e oportunidades do pagamento por serviços ambientais	Dificuldades e limitações do pagamento por serviços ambientais
Pode servir como instrumento de sensibilização da população em relação ao valor dos recursos naturais.	Necessidade de estudos empíricos que corroborem algumas generalizações sobre a relação entre o uso da terra e o serviço hídrico.
Pode facilitar a solução de conflitos entre os agentes envolvidos, ou seja, os agentes usuários dos recursos naturais e os agentes que são influenciados pelas externalidades decorrentes deste uso.	Em algumas situações, os sistemas de pagamento por serviços ambientais não constituem a forma de gestão mais eficaz para assegurar o serviço. Altos custos de transação associados nas fases de estudos preliminares e de implantação podem tornar o pagamento mais custoso do que outras opções de gestão.
Pode gerar novas fontes de financiamento para a conservação, a restauração e a valoração dos recursos naturais.	Situações em que os provedores, os usuários e o serviço não estão bem identificados.
Pode criar indicadores de importância relativa dos recursos naturais por meio da valoração econômica dos serviços ambientais.	Execução de alguns sistemas de pagamento por serviços ambientais na ausência de mecanismo de fiscalização.
Permite transferir recursos a setores socioeconomicamente vulneráveis que oferecem serviços ambientais.	Em alguns casos, o modelo e o custo do serviço foram impostos politicamente e não respondem a estudos sobre a demanda ou a valorização econômica do recurso.
	Em alguns casos, o desenho do sistema não está baseado em estudos socioeconômicos ou biofísicos prévios devido ao alto custo.

Fonte: elaborado com base em FAO (2004b).

Kosoy et al. (2007) afirmaram que, para que esquemas de pagamento por serviços ambientais sejam eficientes, estes precisam atingir duas condições: o valor a ser compensado deve cobrir ao menos o custo de oportunidade do uso da terra e o montante a ser pago deve ser inferior ao valor econômico da

externalidade⁹ ambiental. Em relação à primeira condição, se o custo de oportunidade não for coberto pelo pagamento, o dono da terra não teria incentivo para adotar o uso do solo ou a prática fomentada. O montante pago deve ser inferior ao valor econômico da externalidade, pois se fosse maior, o usuário preferiria sofrer a externalidade. Na situação em que a ação de um ou mais agentes lesa o ambiente e conseqüentemente a sociedade, o montante que cada um aceita pagar determina o ponto de equilíbrio da negociação. Neste caso, é a definição dos direitos de propriedade que constituirá a regra de responsabilidade (SOUZA, 2002).

Diversas têm sido as experiências de valoração dos serviços ambientais e de implementação de sistemas de pagamento por serviços ambientais na tentativa de reverter este quadro. Florestas vêm sendo amplamente usadas como provedoras de serviços ambientais para proteção de bacias hidrográficas. Os principais serviços ambientais são: regulação do fluxo de água (controle de enchentes e aumento da vazão na época seca), manutenção da qualidade da água (controle de carga de sedimentos, controle de carga de nutrientes, controle de produtos químicos e controle da salinidade), controle de erosão e de sedimentação, redução da salinidade de terras, regulação do lençol freático e manutenção do hábitat aquático.

A experiência da proteção dos mananciais da cidade de Nova Iorque talvez seja o caso mais conhecido de pagamento por serviço ambiental para proteção de bacias hidrográficas

⁹ Embora o conceito de externalidade tenha sido utilizado anteriormente por autores como Marshall, Pigou e Samuelson, Coase (1988) definiu externalidade como o efeito da decisão de um agente sobre outro agente que não faça parte daquela ação. Se o agente A compra algo do agente B e esta decisão de compra afeta B, este efeito não é considerado externalidade. No entanto, se a transação de A com B afeta outros agentes C, D e/ou E que não fazem parte daquela ação, este efeito é considerado uma externalidade, a qual pode ter efeito positivo ou negativo.

(ANTONIAZZI & SHIROTA, 2007). Os gastos com o programa são da ordem de US\$ 1,5 bilhão durante dez anos, advindos de taxas cobradas nas contas de água, além da venda de títulos da prefeitura. Nos cinco primeiros anos do programa, a prefeitura comprou 118.700 ha, totalizando gastos de US\$ 94 milhões; parte desta área foi aberta ao público para recreação. Outros 960 ha nas bacias hidrográficas foram destinados à servidão florestal, isto é, os proprietários se comprometeram a manter protegidas áreas de floresta em troca de pagamento pelo custo de oportunidade da terra.

Motta (1998) salienta que a água apresenta diversos valores de uso e, conseqüentemente, diferentes preços. Por exemplo, em zonas agrícolas, bem como em áreas industriais, a água pode ser considerada como insumo e/ou matéria-prima; para o esgotamento de efluentes, urbanos e industriais, a água serve como corpo diluidor; para o transporte marítimo, a água serve como leito navegável; para a geração de energia elétrica, faz-se o uso de seu potencial motriz; para as atividades de lazer e turismo, a água faz parte da paisagem a ser desfrutada; para a atividade pesqueira, a água constitui o hábitat no qual vivem as espécies aquáticas; e, na mineração, a água possui vários usos, como a lavagem dos minérios.

Silva & Arend (2007) estimaram o preço a ser cobrado pelo uso dos recursos hídricos de acordo com o tipo de uso na bacia do rio Pardo: para uso agrícola ($R\$ 6,6651 \times 10^{-2}/m^3$), para abastecimento doméstico ($R\$ 4,2793 \times 10^{-2}/m^3$), para abastecimento industrial ($R\$ 6,8982 \times 10^{-2}/m^3$), para diluição de efluentes industriais ($R\$ 4,0235 \times 10^{-1}/kg$ de demanda bioquímica de oxigênio – DBO) e para diluição de esgotamento sanitário ($R\$ 2,0472 \times 10^{-1}/kg$ de DBO). O resultado de uma pesquisa de disposição a pagar dos usuários indicou que os preços ótimos estimados, com exceção do uso para irrigação, estão dentro da capacidade de pagamento desses usuários.

A Tabela 3 apresenta um resumo dos valores cobrados pelo serviço hídrico em países europeus, de acordo com o tipo de uso e de cobrança. De forma geral, a cobrança que incide sobre a captação e o consumo é realizada por volume. A cobrança sobre a poluição é realizada conforme a composição e as unidades de poluentes presentes no efluente final ou equivalente-habitante.

Tabela 3. Síntese da cobrança d'água em países europeus selecionados.

País	Tipo de cobrança	Uso	Média de preço (US\$/m ³)	Média da taxa (US\$/m ³)		
				Água (1)	Esgoto (2)	(1 + 2)
Alemanha	Captação de água superficial	Doméstico e industrial	0,025 a 0,060	1,69	2,20	3,89
		Agrícola	0,005 a 0,015			
	Captação de água subterrânea	-	0,060 a 0,500			
França	Captação e consumo	Doméstico	0,010 a 0,050	1,58	1,53	3,11
	Poluição	Doméstico	0,090 a 0,420			
Holanda	Captação e consumo de água subterrânea	Doméstico, industrial e agrícola	0,140 a 0,170 (federal)	1,41	1,75	3,16
			0,005 a 0,140 (província)			
Reino Unido	Captação e consumo	Industrial	0,050 a 0,080 (federal)	1,43	1,68	3,11
			0,008 a 0,030			

Fonte: Ramos (2003) citado por Xavier et al. (2007).

No Brasil, a Lei Federal nº 9.433/97 (BRASIL, 1997) que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos apresenta os seguintes fundamentos: 1) a água é um bem de domínio público; 2) a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; 3) em situações de escassez, o uso prioritário

dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; 4) a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; 5) a bacia hidrográfica é a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e para a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; 6) a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades.

Dentre as iniciativas nacionais de cobrança pelo uso da água, Xavier et al. (2007) citaram a experiência da bacia do rio Paraíba do Sul, que banha parte dos Estados de São Paulo, do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. A arrecadação entre 2003 e 2005 totalizou R\$ 18 milhões. Em 2004 algumas dificuldades foram superadas com a criação de uma obrigação legal para o não-contingenciamento dos recursos advindos da cobrança da água arrecadados pelo Governo Federal, garantindo seu retorno à bacia. Estes autores citaram ainda o caso da cobrança nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, com implantação da cobrança a partir de janeiro de 2006. As bacias banham os Estados de São Paulo e de Minas Gerais, com área total em torno de 15 mil km², da qual mais de 90% está no Estado de São Paulo. Verificou-se na região que a demanda encontrava-se em 41,33 m³/s, enquanto a disponibilidade de água na bacia era de 38,19 m³/s, configurando-se em déficit hídrico. Os principais usos eram para o setor urbano (42%), para o setor industrial (35%) e para o setor rural (22%).

Em 2007 o município mineiro de Extrema estabeleceu o projeto “Conservador das águas” e autorizou o poder executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais por meio da lei municipal nº 2.100. Este projeto visa à implantação de práticas conservacionistas de solo, ao aumento da cobertura vegetal e à implantação do saneamento ambiental nas propriedades rurais

para a melhoria da qualidade e da quantidade das águas do município. O projeto conta com a parceria do Programa de Conservação da Floresta Atlântica de *The Nature Conservancy*, do Serviço de Abastecimento de Água de São Paulo e da Agência Nacional de Águas. A parceria tem por objetivo a proteção dos recursos hídricos responsáveis pelo fornecimento de água para o sistema Cantareira, que garante o abastecimento de 50% da população da cidade de São Paulo. A intenção é dar suporte técnico e financeiro aos proprietários rurais para que esses possam recuperar e preservar sua área de preservação permanente e sua reserva legal, bem como proteger os mananciais, fazer o saneamento ambiental e conservar o solo. Por meio dessas medidas, espera-se conseguir a implementação de microcorredores ecológicos, a redução da poluição decorrente dos processos erosivos e da falta de saneamento ambiental, e a proteção dos recursos hídricos da bacia.

Na valoração dos serviços prestados pela Área de Proteção Ambiental de São José, MG, Cirino et al. (2007) perceberam a existência do “carona”, visto que indivíduos que usufruem dos benefícios dessas áreas não estão dispostos a contribuir para sua preservação. Porém, esses autores valoraram a disposição a pagar mensal dos habitantes dos cinco municípios que compreendem a Área de Proteção Ambiental de São José em R\$ 22,88; isso indica que a população envolvida reconhece essa área como um patrimônio importante, capaz de fornecer valiosos serviços ambientais.

Estudos da agricultura como provedora de serviços incluem contratos de boas práticas agrícolas. Essas práticas podem ser definidas como aquelas que minimizam o efeito nocivo ao ambiente, sem sacrificar a produtividade econômica. Elas são agrupadas em três grandes grupos: gerenciamento de

nutrientes, que envolve a prática de aplicação de fertilizantes e de esterco em quantidades necessárias às lavouras, evitando assim o excesso; controle integrado de pragas, para minimizar o uso de herbicidas e de inseticidas; e práticas de controle da erosão e da taxa de escoamento superficial (HILIARD & REEDIK, 2007). O Programa Proambiente, que envolve 4.000 famílias de agricultores familiares, de extrativistas, de pescadores artesanais, de quilombolas e de outras comunidades tradicionais, em onze pólos na Amazônia Legal incentiva a adoção de práticas de produção mais sustentáveis: controle do uso do fogo, redução no desmatamento, extrativismo racional, implantação de sistemas agroflorestais, redução na utilização de agroquímicos e recuperação de áreas degradadas, de nascentes e de igarapés (NEGRET, 2007).

Talvez o mecanismo de pagamento por serviços ambientais mais conhecido seja o mercado de carbono, que teve sua origem no Protocolo de Quioto em 1997. Dentre as decisões deste acordo, está a aceitação do conceito de comercialização internacional de créditos de seqüestro de carbono. Nesta negociação, os países e as empresas que conseguirem diminuir as emissões de gases de efeito estufa abaixo de suas metas poderão comercializar o excedente com outros países ou com outras empresas que não conseguirem alcançar suas metas. Por meio da comercialização dos Certificados de Emissões Reduzidas estima-se que este mercado movimentará cerca de US\$ 20 bilhões anuais (HOMMA, 2002).

Um exemplo de como o ambiente institucional tem papel importante nos sistemas de pagamento por serviços ambientais é o caso da Costa Rica, um dos países mais adiantados em termos de políticas públicas para proteção ambiental e para uso de mecanismos de pagamento. Com o objetivo de internalizar os benefícios dos serviços ambientais, esse país criou novos

instrumentos de mercado em sua legislação e arranjos institucionais para pagar por estes serviços e distribuir a renda gerada entre as organizações de conservação e os proprietários rurais que optaram conservar ou reflorestar. A meta é de preservar pelo menos 25% do seu território. Entre 1979 e 1987, aproximadamente 2.000 ha por ano eram reflorestados sob a estrutura de incentivo da lei. Após a criação do *Fondo Nacional de Financiamiento Forestal*, o reflorestamento entre 1991 e 1995 saltou para 17.500 ha por ano. Para isso foi estimado o custo de quatro serviços ambientais (seqüestro de carbono, proteção de bacias hidrográficas, proteção da biodiversidade e proteção do ecossistema), que subsidiou a implementação das leis florestais. A soma dos valores por hectare variou de US\$ 29 a US\$ 87 para a floresta primária e de US\$ 21 a US\$ 63 para florestas secundárias. O Fundo do Carbono, composto por recursos nacionais e internacionais, têm sido agente financiador de projetos nacionais que visam à continuidade e à expansão dos incentivos florestais pelo governo e de projetos de energia renovável (CASTRO et al., 2000). O programa de pagamento por serviços ambientais incentivou a conservação de áreas estratégicas de floresta em terras particulares para proteção de bacias e para integração do corredor biológico mesoamericano. Recentemente foi aprovado um financiamento da ordem de US\$ 40 milhões pelo Banco Mundial, que vai permitir a ampliação da área de abrangência desse programa, alcançando pelo menos 288.000 ha ao final do projeto (JACKSON, 2006).

No Brasil, têm surgido experiências de incentivos fiscais como tentativa de pagamento pelos serviços ambientais. O ICMS ecológico é uma forma de compensar financeiramente os cidadãos de municípios que possuem áreas de preservação e que por isso estão sujeitos a restrições no uso de parte de seu território. Este é um instrumento de rateio, em que 0,5% do valor total arrecadado da receita do ICMS é repassado aos municípios e aos Estados para compensar estas regiões de restrições de uso do solo. No entanto,

sugere-se a revisão na forma de cálculo do fator de conservação, que considera a relação entre a área da unidade de conservação e a área total do município. Municípios que apresentam áreas grandes terão repasse inferior ao daqueles com pequenas áreas, quando o tamanho das unidades de conservação for semelhante (BOTELHO et al., 2007). Bitencourt et al. (2007) verificaram que o ICMS ecológico possibilitou o desenvolvimento econômico em algumas áreas em que esse imposto foi empregado. O vale do Ribeira foi uma das regiões mais beneficiadas do Estado de São Paulo pelo repasse desse recurso, com o qual foi possível reforçar a proteção das áreas verdes, desenvolver programas de manejo das reservas florestais e, com o aumento da receita, investir em infra-estrutura, o que gerou melhorias da qualidade de vida da população local. Este mecanismo da política pública ainda possibilita e potencializa o surgimento do ecoturismo, que pode ser uma alternativa de geração de renda e de empregos associada à preservação e à conservação dos recursos naturais.

Além do ICMS ecológico, outros mecanismos legais, tais como os *royalties* dos recursos naturais – o Fundo Setorial de Petróleo e Gás Natural aloca recursos para o estudo de ecossistemas afetados pelas indústrias de energia – e a isenção do Imposto Territorial Rural para as áreas protegidas, que incluem as reservas particulares do patrimônio natural, também são exemplos que têm como pressuposto compensações financeiras por serviços ambientais prestados (YOUNG, 2007).

Alguns exemplos de esquemas de pagamento por serviços ambientais foram apresentados nesta seção, mas outros tantos relatos de manejo podem ter como resultado a exploração de serviços ambientais, como o projeto de Reflorestamento Econômico Consorciado Adensado, em Rondônia, e os sistemas agroflorestais na região amazônica. Contudo, além da clara definição do objeto, do aparato legal, da negociação entre as partes e dos direitos de propriedade, para que se concretize com

sucesso a implementação dos sistemas de pagamento por serviços ambientais e se alcance o conceito da sustentabilidade, é necessária a mudança da “civilização do ter” para a “civilização do ser” (ROMEIRO, 2003, citado por FILGUEIRAS et al., 2007).

Métodos de valoração econômica dos serviços ambientais

A maioria dos bens ambientais é pública e por isso seu acesso é livre; então, eles são considerados gratuitos. Assim, dar valor ao recurso natural significa dar importância ao bem-estar da sociedade. Nesse sentido, atribuir valor ao bem econômico de origem ambiental equivale a identificar valores “corretos” para estes bens da economia ambiental, incluindo a biodiversidade.

Para valorar um bem é necessário conhecer as funções que ele proporciona. Em termos econômicos, um bem pode ter seu valor intrínseco, dependendo do grau de sua escassez e/ou ainda pelo simples fato de existir *per se* ou de possuir valor instrumental, que está relacionado ao grau de satisfação que ele proporciona às necessidades humanas. De acordo com a função que o bem proporciona a determinado grupo de usuários, pode-se ter diferentes preços. Para melhor entendimento, uma reserva biológica depende de seus múltiplos usos. Assim, para cada atividade e/ou grupo de usuários deverá ter um preço. O cálculo do valor econômico total (VET) considera o valor de uso propriamente dito, o valor de opção, o valor de quase-opção e o valor de existência (NOGUEIRA & MEDEIROS, 1999). Neste texto considerou-se o valor de uso subdividido em direto e indireto e o valor de opção que agrega o valor de quase-opção. Muitas variantes dessa classificação existem (FILGUEIRAS et al., 2007; SOUZA, 2007). Dessa forma, tem-se:

VET = valor de uso direto + valor de uso indireto + valor de opção + valor de existência.

Na Tabela 4 está sintetizado o significado de cada variável do valor econômico total.

Tabela 4. Resumo das variáveis do valor econômico total.

Variável	Significado da variável
Valor de uso direto	Bens e serviços ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje. Ex.: provisão de alimentos (nutrientes), medicamentos, recursos não-madeireiros, recursos genéticos.
Valor de uso indireto	Bens e serviços ambientais que são gerados por funções ecossistêmicas e apropriados e consumidos indiretamente hoje. Ex.: controle de erosão, provisão de recursos básicos ou manutenção das condições de habitabilidade do planeta, manutenção dos ciclos biogeoquímicos, manutenção do clima, oferta de paisagem e de amenidades, proteção de mananciais hídricos, proteção da diversidade de genes e de espécies, seqüestro e estoque de carbono e reciclagem de resíduos urbanos e industriais.
Valor de opção	Bens e serviços ambientais de uso direto e de uso indireto a serem apropriados e consumidos no futuro, acrescidos do valor motivado pelo interesse em preservar a biodiversidade para o seu futuro uso. Estes valores advêm da crescente disponibilidade de informação sobre as espécies, que só pode ser obtida por meio de pesquisas futuras, e dependem da proteção das espécies e/ou dos ecossistemas de origem intactos, como fonte de evolução. É semelhante ao investimento numa opção de compra de um ativo cujo valor futuro é incerto. Ex.: preservação de valores de uso direto e de uso indireto.
Valor de existência	Valor não associado ao uso atual ou ao uso futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas, religiosas ou altruísticas. Por exemplo, é o valor atribuído aos ecossistemas e às espécies tropicais por pessoas de outros países, as quais nunca terão uso direto ou uso indireto de tais benefícios, mas que obtêm satisfação ao saber que a natureza está sendo protegida.

Fonte: elaborado com base em Filgueiras et al. (2007), Kitamura (2003), May et al. (1999) e Nogueira & Medeiros (1999).

O conceito do valor econômico total originou-se da contestação de que não havia espaço no raciocínio econômico para a idéia de valorar algo que não seja diretamente “consumida”. As variáveis incluídas na função de utilidade de uma pessoa não deveriam estar restritas à quantidade de bens e de serviços ordinariamente consumidos. No entanto, na literatura há grande divergência entre os estudiosos quanto à mensuração do valor de existência que compõe o

valor econômico total. Uma vertente recomenda que seja abandonado o uso do valor de existência em razão de problemas teóricos e empíricos. Esta argumentação é baseada no que Nelson (1996), citado por Nogueira & Medeiros (1999), considerou de “teologia econômica”: fazer estimativas do valor de existência é tão sem sentido quanto tentar estimar o valor de Deus.

A outra vertente considera que o valor econômico total não pode ser integralmente revelado por relações de mercado e que muitos de seus componentes não são comercializados no mercado. Dessa forma, os preços dos bens econômicos não refletem o valor total dos recursos usados na sua produção. A opinião desse grupo contraria a noção de que a “felicidade” seja sinônimo ou esteja associada a consumo e a noção de que apenas as coisas tangíveis tenham valor. Assim, alguns contra-argumentam indicando que o processo de tomada de decisão não pode prescindir de estimativas do valor de existência, relevantes em certas situações (NOGUEIRA & MEDEIROS, 1999).

Várias são as técnicas para a mensuração do valor de uso. Outras tentam estimar o valor econômico total, incluindo o valor de existência. A Tabela 5 resume os princípios de alguns métodos de valoração monetária e não-monetária dos serviços ambientais. Quando forem usados os preços privados, os métodos baseados na função de produção, tais como os “custos de reposição” e os “custos evitados”, subestimam os valores dos serviços ambientais, pois os custos e os benefícios consideram apenas os preços de bens e de serviços já reconhecidos pelo mercado, enquanto os métodos que utilizam a função de demanda, tais como a “valoração contingente”, carregam os problemas associados a uma pesquisa de opinião (KITAMURA, 2003). No entanto, apesar das limitações e dos severos problemas estatísticos inerentes à estimação de demanda hipotética, este método encontra-se entre as técnicas mais freqüentemente usadas para identificar valores dos bens e dos serviços ambientais sem valor de mercado (MAY et al., 1999).

Tabela 5. Métodos de valoração de serviços ambientais.

Método	Resumo
Método de custos de viagem	Este método considera que os gastos efetuados pelas famílias para se deslocarem a um lugar, geralmente para a recreação, podem ser utilizados como aproximação dos benefícios proporcionados por essa recreação. O método estima a demanda por um bem ambiental, podendo a curva de demanda ser construída com base nos custos de viagem ao ativo ambiental (incluindo-se gastos no preparativo e durante a estada no local). Os custos de viagem constituem a aproximação da disposição desses visitantes para pagar pelos benefícios ambientais oferecidos naquele local.
Método de valoração contingente	Este método consiste na idéia básica de que as pessoas têm diferentes graus de preferência ou de gosto por diversos bens ou serviços e isso se manifesta quando elas vão ao mercado e pagam quantias específicas por eles. O método cria um mercado hipotético, em que, por meio de entrevistas (<i>surveys</i>) pessoais, se busca captar a disposição a pagar diante de alterações na disponibilidade de recursos ambientais. É o único método capaz de estimar o valor econômico total.
Método dos preços hedônicos	A base desse método é a pressuposição de que a demanda pelo serviço pode estar refletida nos preços que as pessoas pagariam por bens associados. O preço da propriedade é o exemplo dessa situação. O preço de uma casa na praia tende a exceder o preço da casa no interior. Este método capta apenas os valores de uso direto, de uso indireto e de opção, não considerando os valores de existência.
Método de custos de reposição	Este método baseia-se no custo de reposição ou de restauração de um bem danificado e entende esse custo como a medida de seu benefício. Os serviços ambientais poderiam ser substituídos por sistemas manejados pelo homem. Sua estimação utiliza preços de mercado (ou preço-sombra), não considerando a estimativa da curva de demanda. Exemplos: os custos de reflorestamento em áreas desmatadas, para garantir o nível de produção madeireira; os custos de reposição de fertilizantes em solos degradados, para garantir o nível de produtividade agrícola; o tratamento natural de resíduos que podem substituir onerosos sistemas de tratamento.
Fator de renda	Este método considera que os serviços ambientais permitem o aumento de renda. Exemplo: a melhora da qualidade da água aumenta a pesca comercial e a renda dos pescadores.
Método dos custos evitados	Este método considera os serviços ambientais que permitem à sociedade evitar custos em que poderiam incorrer na ausência daqueles serviços. Neste caso, os gastos em produtos substitutos ou complementares para alguma característica ambiental podem ser utilizados como aproximação para mensurar monetariamente a “percepção dos indivíduos” de mudanças nessa característica ambiental. Exemplo: o controle da inundação pode evitar danos às edificações ou o tratamento de resíduos pode reduzir os custos com a saúde.
Valoração emergética	Este é um método de valoração não-monetária que aborda os problemas ambientais de uma perspectiva mais ampla, de sustentabilidade ecológica. Ele utiliza os fluxos de energia incorporados pelos componentes do sistema analisado. Aqui é considerada a memória energética que os recursos naturais carregam; e quanto mais memória energética (ou energia) um recurso ambiental carregar, tanto mais valor é a ele atribuído.

Fonte: elaborado com base em Souza (2007), Farber et al. (2002) e Kitamura (2003).

Conclusões

O Brasil tem a oportunidade de alcançar uma posição invejável, se integrar a produção de *commodities* e os serviços ambientais. Para isso, conta com uma megadiversidade biológica e recursos humanos treinados na área de produção agropecuária. A produção e a produtividade agropecuárias dependem justamente da manutenção e da recuperação dos serviços ambientais, para a geração de riqueza e para a qualidade de vida. A inserção da visão dos fundamentos da ecologia nos sistemas de produção faz parte dos instrumentos necessários para a transição de exploração dos recursos naturais ao manejo responsável. As instituições de ensino e de pesquisa, que geralmente têm abordagem mais conservadora, começam a dar espaço para sistemas de produção de base ecológica, que procuram restabelecer e utilizar melhor os serviços ambientais. Políticas públicas específicas (SCHERR & MCNEELY, 2002) ou integradas (SILVA & PORTO, 2003), voltadas para o desenvolvimento rural e para o desenvolvimento urbano, são necessárias para que a mudança ocorra enquanto ainda podemos reverter o processo de degradação ambiental. A conservação dos recursos naturais é fundamental para toda a sociedade e não é justo que seu custo recaia pesadamente sobre os produtores rurais. O pagamento dos serviços ambientais é um importante mecanismo tanto para a manutenção das áreas de proteção ambiental (áreas de preservação permanente, reservas legais) como para a conversão de sistemas de produção convencionais em sistemas mais sustentáveis. Embora existam dificuldades na mensuração do valor monetário dos serviços ambientais, em razão da indefinição dos direitos de propriedade de bens públicos, várias iniciativas têm sido realizadas e resultados concretos na mudança do uso da terra estão bem documentados (LEAD, s.d.).

Referências

- ALTIERI, M. A. The ecological role of biodiversity in agroecosistemas. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 74, p. 19-31, 1999.
- ANTONIAZZI, L. B.; SHIROTA, R. Pagamentos por serviços ambientais da agricultura para proteção de bacias hidrográficas. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.
- APPS – ASSOCIAÇÃO PAULISTA DOS PRODUTORES DE SEMENTES E MUDAS. **Portaria nº 39, de 25 de fevereiro de 2008**. Disponível em: <<http://www.apps.agr.br/cultivares/?INFOCOD=645>>. Acesso em: 13 jun. 2008.
- BAGDLEY, C.; MOGHTADER, J.; QUINTERO, E.; ZAKEM, E.; CHAPPELL, M. J.; AVILÉS-VÁSQUEZ, K.; SAMULON, A.; PERFECTO, I. Organic agriculture and the global food supply. **Renewable Agriculture and Food Suystems**, v. 22, n. 2, p. 86-108, 2007.
- BENTON, T. G.; VICKERY, J. A.; WILSON, J. D. Farmland and biodiversity: is habitat heterogeneity the key? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 18, n. 4, p. 182-188, 2003.
- BEZERRA, M. C. L.; FERNANDES, M. A. **Cidades sustentáveis**: subsídios à elaboração da Agenda 21 brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Consórcio Parceria 21 IBAM–ISER–REDEH, 2000. 155 p.

BITENCOURT, M. B.; ANDRADE, A. P. V.; CARVALHO, C. M.; HIGA, I. C.; SILVA, J. G. Preservação ambiental como fator de desenvolvimento econômico: o ICMS ecológico em São Paulo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

BOTELHO, D. O.; SILVA, S. S.; AMÂNCIO, R.; PEREIRA, J. R.; AMÂNCIO, C. O. G. ICMS ecológico como instrumento de política ambiental em Minas Gerais. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

BRASIL. **Lei Federal nº 9.433**, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/CCIVIL/LEIS/L9433.htm>>. Acesso em: 28 set. 2007.

BRASIL. **Lei nº 9.985**, de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidades/legislacao/coletanea/lei9985.htm>>. Acesso em: 26 jun. 2007.

BUTLER, R. A. **Private equity firm buys rights to ecosystem services of Guyana rainforest**. 2008. Disponível em: <<http://news.mongabay.com/2008/0327-iwokrama.html>>. Acesso em: 21 maio 2008.

CANOPY CAPITAL. **Pioneering investment deal prices ‘utility value’ of rainforest**. 2008. Disponível em: <http://www.canopycapital.co.uk/resources/2008-03-27_press_release_lwokrama_Canopy>. Acesso em: 17 jun. 2008.

CARVALHO, M. M. **Clima urbano e vegetação: um estudo analítico e prospectivo do Parque das Dunas em Natal.** 2001. 288 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura). – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

CARVALHO, M. M.; CASTRO, C. R. T.; YAMAGUCHI, L. C. T.; ALVIM, M. J.; FREITAS, V. P.; XAVIER, D. F. Two methods for the establishment of a silvopastoral system in degraded pasture land. **Livestock Research for Rural Development**, v. 15, n. 12, 2003. Disponível em: <<http://www.cipav.org.co/lrrd/lrrd15/12/carv1512.htm>>. Acesso em: 17 abr. 2007.

CASTRO, R.; TATTENBACH, F. GAMEZ, L.; OLSON, N. The Costa Rican experience with market instruments to mitigate climate change and conserve biodiversity. **Environmental Monitoring and Assessment**, The Netherlands, v. 61, p. 75-92, 2000.

CIB – Conservation International do Brasil. **Livro sobre a importância da polinização como serviço ambiental.** 2006. Disponível em: <<http://www.conservation.org.br/noticias/noticia.php?id = 151>>. Acesso em: 12 dez. 2006.

CIRINO, J. F.; GONÇALVES, R. M. L.; LIRIO, V. S.; LIMA, J. E. Estimativa do preço de reserva para o bem público “Área de Proteção Ambiental (APA) São José – MG”. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

COASE, R. **The firm, the market and the law.** Chicago: The University of Chicago Press, 1988. 217 p.

CPTEC – CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS. **Clima urbano.** São Paulo, [s.d.]. Disponível em: <http://www3.cptec.inpe.br/~ensinop/clima_urbano.htm>. Acesso em: 27 jun. 2007.

DAEE – DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. Água subterrânea: uma riqueza de São Paulo. **Revista Água e Energia**, abril 1999. Disponível em: <<http://www.dae.sp.gov.br/acervoepesquisa/relatorios/revista/raee9904/aguasubterranea.htm>>. Acesso em: 29 jun.2007.

DAILY, G. C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P. R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S. H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G. M. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. **Issues in Ecology**, v. 1, n. 2, p. 1-18, 1997. Disponível em: <http://www.esa.org/science_resources/issues/FileEnglish/issue2.pdf>. Acesso em: 11 set. 2006.

DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of Southern Costa Rica. **Ecological Applications**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2001.

DIAS, B. F. S. (Coord.). **Convenção sobre diversidade biológica**. Brasília: MMA, 2000. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/chm/doc/cdbport.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2007.

DONALD, P. F.; EVANS, A. D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 209-218, 2006.

DUBE, F.; COUTO, L.; SILVA, M. L.; LEITE, H. G.; GARCIA, R.; ARAÚJO, G. A. A. A simulation model for evaluating technical and economic aspects of an industrial eucalyptus-based agroforestry system in Minas Gerais, Brasil. **Agroforestry Systems**, v. 55, p. 73-80, 2002.

ESCOBAR, H. **A natureza cobra a sua conta**. 2006.

Disponível em: <<http://www.gabeira.com.br/noticias/noticia.asp?id=2293>>. Acesso em: 5 set. 2006.

FAO. **Biological diversity is fundamental to agriculture and food production**. Roma: FAO, 2004a. Disponível em: <<ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/006/y5418e/y5418e00.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2007.

FAO. **Payment schemes for environmental services in watersheds**. Roma: FAO, 2004b. (FAO. Land and Water Discussion Paper, 3).

FAO. **Projeto Fome Zero**. Report of the Joint FAO/IDB/WB/Transition Team Working Group. Brasília, DF, 2002.

Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/005/ac829e/ac829e00.htm>>. Acesso em: 16 nov. 2007.

FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, n. 41, p. 375-392, 2002.

FERREIRA, A. L. **Agricultura migratória: uma tradição na Mata Atlântica**. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, 2004.

Disponível em: <http://www.cnpab.embrapa.br/imprensa/releases/pauta_agricultura_migratoria.html>. Acesso em: 29 abr. 2008.

FILGUEIRAS, G. C.; SANTOS, J. N. A.; FERREIRA, M. N. C. Serviços ambientais: uma alternativa de desenvolvimento. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B.; MANNING, A. D. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 2, p. 80-86, 2006.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FREITAS, B. M. Estudo de caso 06: Manejo racional de abelhas solitárias do gênero *Xylocopa* e *Centris* para polinização em áreas agriculturáveis. **Mensagem Doce**, São Paulo, n. 80, 2005. Disponível em: <<http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/80/abelhas1.htm>>. Acesso em: 26 jun. 2007.

FREITAS, B. M.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. A importância econômica da polinização. **Mensagem Doce**, São Paulo, n. 80, março de 2005. Disponível em: <<http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/80/polinizacao3.htm>>. Acesso em: 26 jun. 2007.

GIANNINI, T. C.; CORTOPASSI-LAURINO, M.; ALVES, D. A. Estudo de caso 10: Lista de plantas de interesse apícola para restauração ambiental. **Mensagem Doce**, São Paulo, n. 80, 2005. Disponível em: <<http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/80/abelhas1.htm>>. Acesso em: 26 jun. 2007.

GIBBONS, P; BOAK, M. The value of paddock trees for regional conservation in an agricultural landscape. **Ecological Management & Restoration**, v. 3, n. 3, p. 205-210, 2002.

GLASS, V. **Debates sobre benefícios para quem conserva ainda são difusos**. Disponível em: <http://www.agenciartamaior.com.br/templates/materiaMostrar.cfm?materia_id=10464>. Acesso em: 11 maio 2007.

GOMES, M. A.; SPADOTTO, C. A.; LANCHOTTE, V. L. Ocorrência do herbicida tebuthiuron na água subterrânea da microbacia do córrego espraído, Ribeirão Preto-SP. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 11, p. 65-76, 2001.

GONÇALVES, J. S.; CASTANHO FILHO, E. P. Reserva legal: obrigatoriedade e impactos na agropecuária paulista. **Beefpoint**. Disponível em: <http://www.beefpoint.com.br/bn/utills/print.asp?id_artigo=29581&nv=1>. Acesso em 31 jul. 2006.

HAMMER, K.; ARROWSMITH, N.; GLADIS, T. Agrobiodiversity with emphasis on plant genetic resources. **Naturwissenschaften**, v. 90, n. 6, p. 241-250, 2003.

HARVEY, C. A.; GONZÁLEZ VILLALOBOS, J. A. Agroforestry systems conserve species-rich but modified assemblages of tropical birds and bats. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 6, p. 2257-292, 2007. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/c0w4310p02381316/>>. Acesso em: 26 jun. 2007.

HILIARD, C.; REEDIK, S. Agricultural best management practices. **Agriculture and Agri-Food Canada**, 2007. Disponível em: <<http://www4.agr.gc.ca/AAFC-AAC/display-afficher.do?id=1197485172103&lang=e>>. Acesso em: 16 jun. 2008.

HOEKSTRA, J. M.; BOUCHER, T. M.; RICKETTS, T. H.; ROBERTS, C. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, v. 8, n. 1, 23-29, 2005.

HOMMA, A. K. O. Biodiversidade da Amazônia: um novo Eldorado? **Revista de Política Agrícola**, Ano XI, n. 3, Jul.-Set. 2002.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; GONÇALVES, L. S.; DE JONG, D.; FREITAS, B. N.; CASTRO, M. S.; SANTOS, I. A.; VENTURIERI, G. C. Abelhas e desenvolvimento rural no Brasil. **Mensagem Doce**, São Paulo, n. 80, março de 2005.

Disponível em: <<http://www.apacame.org.br/mensagemdoce/80/msg80.htm>>. Acesso em: 12 dez. 2006.

JACKSON, S. **Costa Rica**: The World Bank approves \$40 million for environmental services. 2006. Disponível em: <<http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/COUNTRIES/LACEXT/COSTARICAEXTN/0,,print:Y~isCURL:Y~contentMDK:20956249~menuPK:295418~pagePK:2865066~piPK:2865079~theSitePK:295413,00.html>>. Acesso em: 29 jun. 2007.

KARLEN, D. L.; HURLEY, E. G.; ANDREWS, S. S.; CAMBARDELLA, C. A.; MEEK, D. W.; DUFFY, M. D.; MALLARINO, A. P. Crop rotation effects on soil quality at three northern corn/soybean belt locations. **Agronomy Journal**, v. 98, p. 484-495, 2006.

KITAMURA, P. C. **Valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais**: métodos, problemas e perspectivas. Campinas: Embrapa Meio Ambiente, 2003. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Kitamura_valoracaoID-UTXMUZ4w6e.pdf>. Acesso em: 20 maio 2008.

KLEIN, A.-M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. **Proceedings of the Royal Society, B**, v. 270, p. 955-961, 2003.

KOGAN, M.; BAJWA, W. I. Integrated pest management: a global reality? **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, v. 28, n. 1, p. 1-25, 1999.

KOSOY, N.; MARTINEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R.; MARTINEZ-ALIER, J. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. **Ecological Economics**, vol. 61, n. 2-3, p. 446-455, mar, 2007.

LANDSBERG, H. E. O clima das cidades. **Revista do Departamento de Geografia** da Faculdade de Filosofia Letras e Ciências Humanas da Universidade de São Paulo, v. 18, p. 95-111, 2006. Disponível em: http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_18/RDG18_095_111.pdf. Acesso em: 28 jun. 2007.

LEAD – LIVESTOCK, ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT LEAD INITIATIVE. Livestock – environment. In the policy dialogue. Livestock Policy brief 03. **Cattle ranching and deforestation**. [s.d.]. Disponível em: <http://www.fao.org/ag/AGInfo/resources/documents/pol-briefs/03/ES/AGA04_ES_04.pdf>. Acesso em: 15 maio 2005.

LOPES, M. C. **Externalidades**. s.d. Disponível em: <<http://64.233.169.104/search?q=cache:SyVuNfG7NNkJ:https://dSPACE.ist.utl.pt/bitstream/2295/58054/1/Externalidades.pdf+o+que+%C3%A9+externalidade%3F&hl=pt-BR&ct=clnk&cd=4&gl=br>>. Acesso em: 27 set. 2007.

LOURENCETTI, C.; SPADOTTO, C. A.; SANTIAGO-SILVA, M.; RIBEIRO, M. L. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 15, 2005. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/pesticidas/article/viewFile/4504/3525>>. Acesso em: 29 abr. 2008.

MATSON, P. A.; PARTON, W. J.; POWER, A. G.; SWIFT, M. J. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 504-509, 1997.

MAY, P. H.; VEIGA NETO, F. C.; POZO, O. V. C. Valoração econômica da biodiversidade no Brasil: revisão da literatura. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 3., 1999, Recife. **Anais...** Recife, SBEE, 1999.

MENDONÇA, R. R.; FORESTO, E. B. **Caracterização dos pedidos de supressão da vegetação do cerrado no Estado de São Paulo**. 2002. Disponível em: <http://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&lr=&q=cache:fLcC16OcT_gJ:143.107.246.29/textRenata.pdf+related:fLcC16OcT_gJ:scholar.google.com/>. Acesso em: 30 ago. 2006.

MENDONÇA, J. M. A.; CARVALHO, G. A. Controle biológico das principais pragas do cafeeiro. **Revista Brasileira em Tecnologia Cafeeira**, v. 1, n. 3, p. 30-33, 2004. Disponível em: <<http://www.fundacaoprocafe.com.br/#remote-10>>. Acesso em: 30 jun. 2008.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1998. 218 p.

NEGRET, F. **Brasil – compensação dos serviços ambientais aos agricultores familiares e inclusão**. ADITAL Agência de Informação Frei Tito para a América Latina, Fortaleza, Ceará, 2007. Disponível em: <www.adital.com.br>. Acesso em: 18 jun. 2008.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. Quanto vale aquilo que não tem valor? Valor de existência, economia e meio ambiente. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 6, n. 3, p. 59-83, 1999.

ORTIZ-PEREZ, E.; CIANZIO, S. R.; WILEY, H.; HORNER, H. T.; DAVIS, W. H.; PALMER, R. G. Insect-mediated cross-pollination in soybean [*Glycine max* (L.) Merrill]. I. Agronomic performance. **Field Crops Research**, v. 101, p. 259-268, 2007.

PARKER, L.; HARRISSON, J. **Bananas**: differentiating tariffs according to social and environmental and/or economic criteria. 2004. Disponível em: <<http://www.abc2.org/images/stories/tariffs.pdf>>. Acesso em: 14 maio 2008.

PEARCE, F. Interview: Can't see the desert for the trees. **New Scientist**, v. 2649, p.42-43, 2008. Disponível em: <<http://environment.newscientist.com/article/mg19726491.700>>. Acesso em: 30 abr. 2008.

PEREIRA, G.; CAMARGO, F. F.; OLIVEIRA, L. G. L; GUERRA, J. B. Identificação do fenômeno de ilhas de calor para a região metropolitana de São Paulo através de dados provenientes do satélite Landsat 7 ETM+. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 3., 2006, Aracaju, SE. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2006. Disponível em: <http://www.cpatc.embrapa.br/labgeo/srgsr3/artigos_pdf/031_t.pdf>. Acesso em: 28 jun. 2007.

PORTELA, R. (Org.). **O papel das microbacias hidrográficas no fomento a bens e serviços ambientais na América Latina.**

Relatório das discussões do III seminário. Fórum Internacional sobre Mercados para Bens e Serviços Ambientais no Mercosul. World Bank Institute, 2005.

Disponível em: <http://www.dgroups.org/groups/worldbank/ForumMercosul/docs/Relat%F3rio_das_Discuss%F5es_do_terceiro_semin%E1rio.doc>. Acesso em: 13 dez. 2006.

PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M. S. (Eds.).

Aquecimento global e mudanças climáticas: uma visão integrada tropical. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007. 213 p.

RAND CORPORATION. **New York city depends on natural water filtration.**

Disponível em: <http://www.rand.org/scitech/stpi/ourfuture/NaturesServices/sec1_watershed.html>. Acesso em: 4 jun. 2007.

REIS, L. V. de S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba.** 2004. Tese

(Doutorado em Recursos Florestais) – Esalq, Piracicaba.

Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/1/11150/tde-14122004-113308/>>. Acesso em: 12 dez. 2006.

REIS, R. F.; ZEILHOFER, P. Os fundos de vale sob a ótica do estatuto da cidade: constatações prementes e o resgate possível. **Geografia**, v. 14, n. 2, p. 157-171, 2005.

RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; MICHENER, C. D. Economic value of tropical forest to coffee production.

Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 101, n. 34, p. 12579-12582, 2004.

SANTOS, A. J.; LEAL, A. C.; GRAÇA, L. R.; CARMOS, A. P. C. Viabilidade econômica do sistema agroflorestal grevilea x café na região norte do Paraná. **Cerne**, v. 6, n. 1, p. 89-100, 2000.

SCHERR, S. J.; MCNEELY, J. A. **Reconciling agriculture and biodiversity: policy and research challenges of "ecoagriculture"**. Equator Initiative, UNDP, 2002. Disponível em: <<http://www.iied.org/pubs/display.php?o=11031IIED>> Acesso em: 27 jun. 2007.

SCORZA JUNIOR, R. P.; SILVA, J. P. Potencial de contaminação da água subterrânea por pesticidas na bacia do rio Dourados, MS. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 17, p. 87-106, 2007. Disponível em: <<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/pesticidas/article/viewFile/10666/7109>>. Acesso em: 29 abr. 2008.

SILVA, J. E.; AREND, S. C. Cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio Pardo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

SILVA, R. T.; PORTO, M. F. A. Gestão urbana e gestão das águas: caminhos da integração. **Estudos Avançados**, v. 17, n. 47, p. 129-145, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ea/v17n47/a07v1747.pdf>>. Acesso em: 27 jun. 2007.

SILVEIRA, D. Novos caminhos para a drenagem urbana. **Revista Ecos**, Revista Quadrimestral de Saneamento Ambiental, n. 11, ano 4, 1997. Disponível em: <<http://www.portoalegre.rs.gov.br/ecos/revistas/ecos11/impresso.htm#guaiba3>>. Acesso em: 27 jun. 2007.

SOUZA, R. F. P. Economia do meio ambiente e responsabilidade social: os métodos de valoração econômica e controle ambiental. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

SOUZA, R. M. D. **O funcionamento dos mercados de emissões e análise da possibilidade de aplicação em Portugal.** 2002. 95 f. Tese (Doutorado em Economia e Política da Energia e do Ambiente) – Instituto Superior de Economia e Gestão, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

SPERS, E. E.; NASSAR, A. M. Competitividade do sistema agroindustrial do feijão. In: FARINA, E. M. M. Q.; ZYLBERSZTAJN, D. (Coord.). **Competitividade do agribusiness brasileiro.** São Paulo: Pensa, 1998. p.102-250.

THE XERCES SOCIETY. **Farming for pollinators.** Portland, 2005. Disponível em: <http://www.xerces.org/Pollinator_Insect_Conservation/Bee_Farming_Brochure.pdf>. Acesso em: 28 jun. 2007.

THEODORO, V. C. A. **Transição do manejo de lavoura cafeeira do sistema convencional para o orgânico.** 2006. 142 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – UFLA, Lavras. Disponível em: <http://bibtede.ufla.br/tede/tde_arquivos/5/TDE-2006-08-04T113514Z-289/Publico/TeseVanessa.pdf>. Acesso em 15 maio 2008.

TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLANSKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, p. 671-677, 2002.

TILMAN, D. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 96, p. 5995-6000, 1999.

TOH, I.; GILLESPIE, M.; LAMB, D. The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site. **Restoration Ecology**, v. 7, n. 3, p. 288-297, 1999.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A.M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.

TUPY, O.; PRIMAVESI, O.; CAMARGO, A. C. **Avaliação dos impactos econômicos, sociais e ambientais de tecnologias da Embrapa Pecuária Sudeste**. 4. Técnicas de produção intensiva aplicadas a propriedades familiares produtoras de leite. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2006. 38 p. (Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos, 57).

UMETSU, F.; PARDINI, R. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. **Landscape Ecology**, v. 22, p. 517-530, 2007.

VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J. M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499, 1997.

WIKIPEDIA. **Grain belt**. Disponível em: <http://en.wikipedia.org/wiki/Corn_Belt#Corn_Belt>. Acesso em: 21 maio 2008.

WILSON, C.; TISDALL, C. Why farmers continue to use pesticides despite environmental, health and sustainability costs. **Ecological Economics**, v. 39, p. 449-462, 2001.

WORSTER, D. Transformações da terra: para uma perspectiva agroecológica na história. **Ambiente & Sociedade**, v. 6, n. 1, 2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2003000200003&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 13 maio 2008.

XAVIER, L. F.; COSTA, E. F.; OLIVEIRA FILHO, S. Bacia do São Francisco: uma revisão de experiências para o debate da cobrança pelo uso da água. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais...** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

YOUNG, C. E. F. **Pagamentos por serviços ambientais no Brasil e nos Andes tropicais**. Disponível em: <www.katoombagroup.org/meetings>. Acesso em: 27 jun. 2007.

ZILLER, S. R. **Espécies invasoras na América do Sul causando impactos para paisagens, economias e culturas**. 2006. Disponível em: <http://www.nature.org/aboutus/howwework/files/esp_cies_invasoras_na_am_rica_do_sul.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2007.

ZILLER, S. R. O processo de degradação ambiental originado por plantas exóticas invasoras. **Ambiente Brasil**, s.d. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br/composer.php3?base=./florestal/index.html&conteudo=./florestal/artigos/exoticas.html>>. Acesso em: 26 jun. 2007.