

Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais

Land-use Dynamic and Ecosystem Services Valuation: Guidelines for Environmental Policies

Daniel Caixeta ANDRADE*
Ademar Ribeiro ROMEIRO**
Maria do Carmo Ramos FASIABEN***
Junior Ruiz GARCIA****

RESUMO

Este trabalho traz um exemplo de aplicação da valoração de serviços ecossistêmicos *vis-à-vis* a dinâmica de uso do solo da bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo (bacia do MP, Estado de São Paulo), com o objetivo de demonstrar a relevância dessa ferramenta metodológica para a orientação de políticas ambientais. Os resultados encontrados mostram que a dinâmica do uso da terra na região entre os anos de 1988 e 2002 teve um impacto negativo no valor total de serviços gerados. Demonstrem-se também os impactos sobre os serviços ecossistêmicos sob a hipótese de cumprimento da legislação ambiental (Código Florestal de 1965). Através de estimativas do déficit de APP (Área de Preservação Permanente) e RL (Reserva Legal) para o ano de 2002 (que corresponde a 110.359,93 ha), simularam-se dois cenários nos quais, respectivamente, o déficit foi liquidado exclusivamente em áreas de uso agrícola e em áreas agrícolas e de pastagens. A análise permitiu demonstrar que o valor gerado em termos de serviços ecossistêmicos por unidade de área florestada é maior que o valor que seria gerado caso essa mesma unidade fosse utilizada com outros tipos de uso, como cana ou pastagem. Ao produtor, esse resultado não tem interesse imediato, já que ele não se apropria de todo o valor gerado pelos serviços ecossistêmicos. A comparação feita comprova o fato de que a conversão de terras para florestas deve ser incentivada, via política de compensação, dado o maior valor social gerado em relação ao valor privado.

Palavras-chave: dinâmica de uso do solo; valoração de serviços ecossistêmicos; políticas ambientais.

* Doutor em Desenvolvimento Econômico (UNICAMP). Professor do Instituto de Economia da Universidade Federal de Uberlândia (UFU). E-mail: c-aixetaandrade@ie.ufu.br

** Doutor em Economia (École des Hautes Études en Sciences Sociales). Professor do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). E-mail: ademarmar@eco.unicamp.br

*** Doutora em Desenvolvimento Econômico (UNICAMP). Pesquisadora da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, unidade de Informática Agropecuária (EMBRAPA-CNPq). E-mail: mariaramos@cnptia.embrapa.br

**** Doutor em Desenvolvimento Econômico (UNICAMP). Professor da Faculdades Integradas do Brasil (UNIBRASIL). E-mail: jrgarcia1989@gmail.com

ABSTRACT

This paper presents an application of the ecosystem services valuation vis-à-vis the land-use dynamic in the Mogi-Guaçu and Pardo Rivers watershed (MP watershed, São Paulo State) in order to demonstrate the relevance of this methodological tool for environmental policies orientation. The results show that the land-use dynamic in the region between 1988 and 2002 had a negative impact on the total value of ecosystem services generated. We also demonstrate the impacts on ecosystem services under the hypothesis of environmental legislation compliance (Forest Code of 1965). Using estimates for PPA (Permanent Preservation Area) and LR (Legal Reserves) deficits in the year 2002 (110,359.93 ha), we simulate two scenarios in which, respectively, the deficit was only settled in areas of agricultural use, and agricultural areas and pastures. The analysis shows that the generated value in terms of ecosystem services per unit of forest area is greater than the value generated when the same unit is used with other types of land-use such as sugarcane or pasture. From the farmers' point of view this result has no immediate interest, since they do not appropriate all the value generated by ecosystem services. The comparison proves that the conversion of land to forests should be encouraged via compensation policies, given the greater social value generated over the private value.

Keywords: land-use dynamic; ecosystem services valuation; environmental policies.

1. Introdução

Os serviços ecossistêmicos são a interface básica entre o capital natural e o bem-estar humano. São os benefícios diretos e indiretos gerados a partir das complexas interações entre os componentes do capital natural (DAILY, 1997; COSTANZA *et al.*, 1997).¹ A regulação de água e do clima, o controle da erosão, a proteção contra distúrbios, prazeres estéticos etc., são alguns exemplos de serviços prestados pelos ecossistemas. Apesar de sua importância, o funcionamento dos mercados tradicionais não os considera nas transações econômicas, pois eles são considerados “gratuitos” ou “presentes” da natureza. O fato de não serem precificados como outro bem ou serviço faz com que não haja incentivos para sua preservação, levando à sua superexploração e, muitas vezes, perda total (ANDRADE, 2010).

O presente artigo tem como principal objetivo mostrar a relevância da valoração de serviços ecossistêmicos para subsídio e elaboração de políticas ambientais de modo a auxiliar na sua preservação. Considera-se que os benefícios provenientes dos ecossistemas possuem – em sua maioria – atributos de bens públicos, o que inviabiliza sua alocação eficiente via mercado e sistema de preços, resultando no que é conhecido pelo jargão econômico como “falhas de mercado”.

É justamente sob esse rótulo que, a partir do final da década de 60, o *mainstream* econômico incorpora a problemática ambiental em seu esquema analítico. Antes disso, porém, alguns autores já haviam contribuído para o debate, chamando a atenção para a necessidade de “resolução” das externalidades ambientais e para a supremacia dos mercados e do mecanismo de preços para a alocação ótima dos recursos. É o caso, por exemplo, de Coase (1960), cuja abordagem ficou conhecida como “negociação coaseana”.

Notórios também são os trabalhos do economista inglês Arthur Cecil Pigou (1877-1969), para o qual havia a necessidade de implantação de uma taxa (ou imposto) sobre unidade de poluição emitida, sendo esta igual ao “[...] custo marginal social dessa poluição no nível ótimo da emissão” (COSTA, 2005, p. 308). Em função deste tipo de análise, é comum a expressão “taxação *pigouviana*” como referência a formas de intervenção que objetivam a solução de problemas de poluição ambiental.

Os serviços ecossistêmicos são importantes para as atividades econômicas porque proveem os recursos necessários à produção de bens e serviços econômicos e fornecem os serviços/bens básicos para manutenção da espécie humana, tais como alimento, água pura etc. Em outras palavras, o bem-estar humano é profunda e indissociavelmente dependente dos serviços ecossistêmicos, que,

¹ É possível encontrar várias definições de serviços ecossistêmicos. Este trabalho explicitamente adota o conceito utilizado pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio – “ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems” (MEA, 2005, p. 1). Costanza (2008) afirma que esta é uma boa definição de serviços ecossistêmicos, geral o bastante e apropriadamente vaga. Ela inclui tanto os benefícios percebidos pelas pessoas (alimentos, por exemplo) como aqueles não percebidos (regulação do clima, por exemplo). Afirma, ainda, que a maioria dos serviços ecossistêmicos não é percebida por seus beneficiários.

em última instância, suportam as condições de vida das espécies humana e não humanas.² Neste contexto, a não consideração dos seus valores ou de suas contribuições é grosseiramente negligente (ALEXANDER *et al.*, 1998) e cria distorções quanto ao uso dos recursos naturais dentro da capacidade de suporte dos ecossistemas.

Dentre o instrumental oferecido pela teoria econômica para a análise de problemas ambientais, destaca-se a valoração ambiental como importante ferramenta metodológica para subsidiar a tomada de decisões no uso dos recursos naturais. Todavia, mesmo sendo relevante para gestão do capital natural, a valoração dos serviços ecossistêmicos não pode ser considerada uma panaceia, devendo ser vista apenas como uma pequena parte de um conjunto de informações úteis necessárias para a gestão do capital natural (COSTANZA, 2006). Conhecer o valor dos serviços ecossistêmicos é útil para sua efetiva gestão, o que, em alguns casos, pode incluir incentivos econômicos para sua preservação. Deve-se ter em mente, ainda, que valorar os serviços ecossistêmicos não é o mesmo que “comoditificá-los” para negociação em mercados privados.

Daily *et al.* (2000) colocam ainda que a valoração não é a solução para o problema da preservação do capital natural, nem um fim em si mesmo. A valoração é apenas um modo de organização das informações necessárias para guiar um processo de tomada de decisões envolvendo o uso dos “ativos” do capital natural, exercida em conjunto com instrumentos financeiros e arranjos institucionais que permitam aos indivíduos capturar o valor dos “ativos” dos ecossistemas.

A fim de fornecer um exemplo prático de como a valoração dos serviços ecossistêmicos pode subsidiar o debate sobre políticas ambientais, este artigo traz um exemplo de sua aplicação na bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo (Bacia do MP), localizada no Estado de São Paulo, analisando-se os impactos da dinâmica de uso da terra sobre os valores dos serviços ecossistêmicos. Este exercício valorativo tem uma dupla finalidade: i) pretende-se mostrar que a prática da valoração é importante no que diz respeito ao desenho, implementação e acompanhamento de políticas ambientais, especialmente aquelas que se fundamentam em incentivos econômicos; ii) demonstrar de que forma

a dinâmica do uso da terra em bacias hidrográficas pode afetar os valores dos serviços ecossistêmicos.

Para além da discussão sobre as interfaces entre a valoração e o desenho de políticas ambientais, o artigo também mostra as dificuldades envolvidas na valoração de serviços ecossistêmicos, em especial aquelas decorrentes dos problemas de se levar na devida conta a dinâmica ecológica subjacente. Evidenciam-se os desafios envolvidos no processo de valoração, em particular no que diz respeito à necessidade de informações detalhadas sobre os processos ecológicos que suportam os serviços ecossistêmicos.

A seção seguinte traz um breve e não exaustivo tratamento ao tema de serviços ecossistêmicos e sua valoração. A terceira seção inicialmente caracteriza a região de estudo e apresenta uma discussão sobre os principais *drivers* de mudança que explicam a dinâmica observada na cobertura das terras da região estudada. Posteriormente, são descritos os procedimentos utilizados, as hipóteses assumidas e as estimativas feitas para os valores dos serviços ecossistêmicos na bacia do MP para os anos de 1988 e 2002³, para os quais se têm informações sobre o tipo de uso do solo na área de análise.

Por fim, as notas conclusivas sistematizam os resultados encontrados e discutem as principais contribuições do artigo para a elaboração de políticas ambientais, ressaltando-se as limitações do exercício valorativo realizado, bem como as possibilidades de aperfeiçoamento metodológico da valoração dos serviços ecossistêmicos.

2. Serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas e valoração ecossistêmica

Além de serem consideradas como espaços físico-territoriais estratégicos para a gestão ambiental (ênfase nos recursos hídricos), as bacias hidrográficas são importantes como unidades de análise dos impactos da ação antrópica sobre as paisagens naturais, seus rebatimentos sobre a dinâmica dos fluxos de serviços ecossistêmicos e seus efeitos finais sobre o bem-estar humano. No jargão econômico-ecológico, as bacias hidrográficas podem ser consideradas como “ativos” naturais que geram bens e serviços para

² Mea (2005) explora em maior profundidade as interfaces entre serviços ecossistêmicos e bem-estar humano.

³ Não há disponibilidade de dados mais recentes sobre a configuração do uso das terras da bacia do MP. Todavia, considera-se que tal limitação não inviabiliza o alcance do objetivo principal do trabalho, que é o de oferecer um exemplo prático de aplicação da valoração dos serviços ecossistêmicos e sua relevância para a elaboração de políticas públicas.

a sociedade, conhecidos como serviços ecossistêmicos (POSTEL; THOMPSON JR., 2005).

Entre os serviços ecossistêmicos prestados pelas bacias hidrográficas, especial atenção deve ser dada aos serviços hidrológicos, constituídos pelos serviços de purificação e filtragem da água, regulação dos fluxos estacionais, controle da erosão e dos sedimentos e preservação de habitats naturais. Bacias hidrográficas com alta proporção de áreas florestadas possuem uma maior capacidade de moderação de escoamento superficial, bem como de purificação de recursos hídricos (POSTEL; THOMPSON JR., 2005).

Os benefícios gerados por bacias hidrográficas florestadas podem ser evidenciados pelos resultados do estudo realizado por Ernst (2004), o qual analisou 27 regiões americanas fornecedoras de água e concluiu que os custos de tratamento em bacias com pelo menos 60% de suas áreas cobertas por florestas foram metade dos mesmos custos verificados em bacias com 30% de florestas e um terço do custo identificado em bacias com 10% de áreas florestadas.

O crescimento da população e pressões para o desenvolvimento industrial têm se tornado os principais fatores de ameaça de perda das funções ecológicas das bacias hidrográficas. Embora os diferentes usos da terra venham a fornecer os bens para satisfação das necessidades humanas, eles podem comprometer uma série de processos ecológicos que ocorrem dentro das bacias. As respostas do ecossistema às intervenções no âmbito das mudanças de cobertura dependerão do contexto ecológico e da dinâmica de uso da terra, gerando efeitos locais e globais de curto e longo prazo (DEFRIES *et al.*, 2004).

Apesar da importância de se considerar as bacias hidrográficas como unidades básicas de análise e elaboração de políticas ambientais, ainda não é frequente o estudo das trajetórias dos fluxos de serviços ecossistêmicos utilizando esta escala como referência. Menos comum ainda é a análise da provisão de serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas em função das mudanças no tipo de cobertura de suas terras. Como sugerido anteriormente, a conversão de áreas de florestas para áreas de uso agrícola – tendência que se acentua nas regiões tropicais úmidas (DEFRIES; BOUNOUA, 2004) – tem um efeito negativo sobre a capacidade de provisão de serviços. Mesmo a dinâmica intra-

classes agrícolas pode afetar os fluxos de serviços gerados, dadas as peculiaridades das diversas culturas (sistema de raízes, por exemplo).

Em termos de valor dos serviços ecossistêmicos, novamente são poucos os estudos que tentaram captar a relação entre a dinâmica do uso do solo em bacias hidrográficas e a trajetória dos serviços ecossistêmicos. Um exercício realizado nesse sentido pode ser retirado de Kreuter *et al.* (2001), que avaliaram as mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos em três bacias hidrográficas do condado de Bexar (Leon Creek, Salado Creek e Santo Antonio River), Estado do Texas (EUA), em função das mudanças no uso do solo entre os anos de 1976 e 1991.

A metodologia utilizada por Kreuter *et al.* (2001) valeu-se dos valores por hectare dos serviços ecossistêmicos (US\$.ha⁻¹.ano⁻¹) por tipo de uso do solo (chamados de coeficientes de valores dos serviços ecossistêmicos) calculados por Costanza *et al.* (1997).⁴ Os resultados obtidos mostraram que a variação estimada para o valor dos serviços ecossistêmicos nas três bacias foi pequena devido ao fato de que o declínio das áreas de pastagens (*rangelands*), cujo coeficiente é de US\$ 232 ha⁻¹.ano⁻¹, foi contrabalançado pelo aumento nas áreas de bosques (*woodlands*), cujo coeficiente é de US\$ 302 ha⁻¹.ano⁻¹.

Além dos vieses que podem ser identificados do estudo de Costanza *et al.* (1997)⁵, cujos valores foram utilizados na metodologia aplicada por Kreuter *et al.* (2001), há que se mencionar o problema de transferência de valores. Uma transferência aceitável deve ser baseada em uma análise das semelhanças físicas dos locais de valoração, bem como nas especificidades dos ecossistemas em estudo. Apesar dessas limitações, considera-se que a aplicação desta metodologia é um exercício ilustrativo do impacto das mudanças de uso do solo sobre os fluxos de serviços ecossistêmicos (e seus valores).

A discussão acima evidencia que a dinâmica do uso das terras é o principal vetor de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos providos pelas bacias hidrográficas. Esforços no sentido de protegê-las devem partir do conhecimento da trajetória de mudança da cobertura da terra e seus impactos sobre suas funções ecológicas e capacidade de geração de serviços.

⁴ A mesma metodologia de cálculo que utiliza coeficientes de valores calculados por Costanza *et al.* (1997) foi aplicada por Zhao *et al.* (2004), Wang *et al.* (2006), Li *et al.* (2007) e Hu *et al.* (2008). Este também será o método utilizado na próxima seção para estimar as mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos em função das mudanças dos tipos de uso do solo na bacia do MP.

⁵ Mais adiante serão indicadas as fragilidades de Costanza *et al.* (1997).

A falta de informação científica e econômica sobre a relação acima obstaculiza o desenho de mecanismos institucionais adequados para a proteção das bacias hidrográficas. Isto porque a compreensão da dinâmica ecológica de uma determinada bacia requer um nível de conhecimento que frequentemente transcende a ótica de uma única disciplina, sendo necessária a junção de habilidades e *expertises* de pesquisadores de várias áreas, numa tentativa de se mapear as funções ecológicas presentes, sua trajetória em função da dinâmica do uso do solo e as alterações nos fluxos de serviços ecossistêmicos.

Importante também é a demonstração dos benefícios econômicos de longo prazo da preservação/restauração de áreas de florestas como mecanismos de aumento da provisão de serviços ecossistêmicos pelas bacias hidrográficas. Em outras palavras, uma informação valiosa para elaboração de políticas ambientais é a elucidação do *trade-off* existente entre expansão de áreas agrícolas e urbanas e preservação/restauração de áreas de florestas em termos de serviços gerados.

No Brasil, uma das regiões agrícolas mais dinâmicas está localizada na porção nordeste do Estado de São Paulo, compreendendo a área da bacia do MP. A partir das características socioeconômicas da região, percebe-se uma dinâmica no uso do solo que favorece a expansão de áreas de culturas altamente demandadas no mercado (como a cana-de-açúcar) em detrimento de culturas menos atrativas economicamente. Tal dinâmica choca-se com os esforços do Estado no sentido de proteger remanescentes naturais de Mata Atlântica, os quais, por sua vez, são dificultados pelo alto custo de oportunidade das terras.

Em função da importância da área, é necessário conhecer quais são os impactos da dinâmica do uso das terras sobre os serviços ecossistêmicos providos pela bacia. Outra pergunta que se pode fazer é quais são os conflitos existentes entre geração de serviços ecossistêmicos e a expansão agrícola em um cenário *business as usual* e quais são os benefícios a serem alcançados pela sua recomposição florestal. Outro desafio é a concepção de instrumentos inovadores de política ambiental que possam interromper a trajetória de degradação dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas.

No que tange à valoração, esta pode ser considerada uma das principais ferramentas para auxiliar na proteção do capital natural, sendo de relativo consenso a necessidade da valoração dos serviços fornecidos pela natureza, estando a controvérsia limitada a franjas mais radicais de ecólogos.⁶ Isso se deve ao reconhecimento da existência de “valores” associados aos benefícios oriundos dos processos naturais subjacentes à dinâmica ecossistêmica e ao fato de que o ser humano se depara diariamente com *trade-offs*, os quais levam à necessidade de se fazer escolhas e, ao final, à necessidade de atribuição de valores (HERENDEEN, 1998; COSTANZA *et al.*, 1998; BARBIER; HEAL, 2006; AMAZONAS, 2009). Daly (1998) coloca ainda que, para evitar o fenômeno do crescimento *deseconômico*, é preciso conhecer se o valor dos serviços do capital natural sacrificados como resultado da expansão humana é maior que aqueles obtidos com o capital produzido pelo homem, justificando, assim, a valoração dos serviços prestados pelo capital natural.

A valoração se mostra como um importante instrumento para a preservação ambiental e para o reconhecimento/aceitação da dependência humana em relação aos fluxos de serviços ecossistêmicos e da necessidade de preservá-los, tendo como orientação básica o uso sustentável dos mesmos (CUNHA, 2008). Em outras palavras, a valoração tem se tornado uma maneira efetiva para a compreensão dos benefícios gerados pelos ecossistemas (GUO *et al.*, 2001). Para fins de políticas que têm por objetivo enfrentar os *trade-offs* associados ao uso dos recursos naturais, é preciso, em última instância, conhecer de que maneira mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos impactam o potencial humano em atingir seus objetivos finais relativos às suas necessidades (materiais ou não).

Recentemente, o interesse pela valoração dos serviços ecossistêmicos tem aumentado consideravelmente. Independente do prisma teórico utilizado, grande parte dos esforços envidados pela parte da ciência econômica que se preocupa com os ecossistemas e seus serviços tem se direcionado para a atribuição de valores econômicos relativos aos serviços ecossistêmicos, uma vez que os mercados tradicionais não conseguem atribuir preços aos mesmos. Isso acontece porque a maioria dos serviços ecossistêmicos

⁶ Toman (1998), por exemplo, afirma que a valoração ambiental é frequentemente inapreciável devido a uma associação negativa entre valoração econômica e subestimação de benefícios da proteção ambiental em análises aplicadas de custo-benefício. Além disso, outra crítica é que análises custo-benefício e valoração econômica não são informacionalmente ricas o suficiente para determinar escolhas de política. Há alguns ecólogos, no entanto, que são defensores da valoração no geral, mas possuem ressalvas com relação à valoração monetária.

é não rival e não excludente, o que lhes imputa o caráter de bens públicos e gera as chamadas “falhas de mercado”, como já explicitado anteriormente.

No que tange à prática corrente da valoração, há que se reconhecer uma predominância estrita da utilização do instrumental neoclássico em estudos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos. Isso se deve, principalmente, ao fato de que correntes heterodoxas – como a Economia Ecológica – ainda pouco contribuíram para essa temática (AMAZONAS, 2009), muito embora este tópico esteja no centro de suas agendas de pesquisas.

3. Dinâmica do uso da terra na Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP) e os impactos sobre seus serviços ecossistêmicos

Essa seção tem por objetivo ilustrar o impacto das mudanças na cobertura das terras da bacia do MP sobre os valores dos serviços ecossistêmicos providos pela área. Em primeiro lugar, apresentam-se as informações relativas ao uso do solo na região em dois períodos (1988 e 2002) e uma

breve discussão sobre a dinâmica percebida. Em seguida, apresentam-se os cálculos sobre as mudanças nos valores dos serviços ecossistêmicos.

3.1. Uso e cobertura das terras em 1988 e 2002

A bacia do MP, localizada no nordeste do Estado de São Paulo (Figura 1), compreende 94 municípios paulistas⁷ e uma área total de pouco mais de 3 milhões de hectares (ha). Trata-se de uma das regiões agrícolas mais dinâmicas do país, com a presença de cultivos que apresentam altos níveis de produtividade e tecnificação. Os biomas originais encontrados são Mata Atlântica e Cerrado.

Em 2009, a bacia do MP contava com uma população total estimada em 3,1 milhões de habitantes, sendo que 94,34% residiam em áreas urbanas. Para o ano de 2006, o Produto Interno Bruto (PIB) estimado foi de cerca de R\$ 29.317 milhões (6,15% do total do Estado de São Paulo).⁸

As informações sobre configuração do uso das terras na bacia do MP referentes aos anos de 1988 e 2002 (Tabela 1) foram produzidas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Unidade de Monitoramento por Satélite, no âmbito do Projeto ECOAGRI.⁹

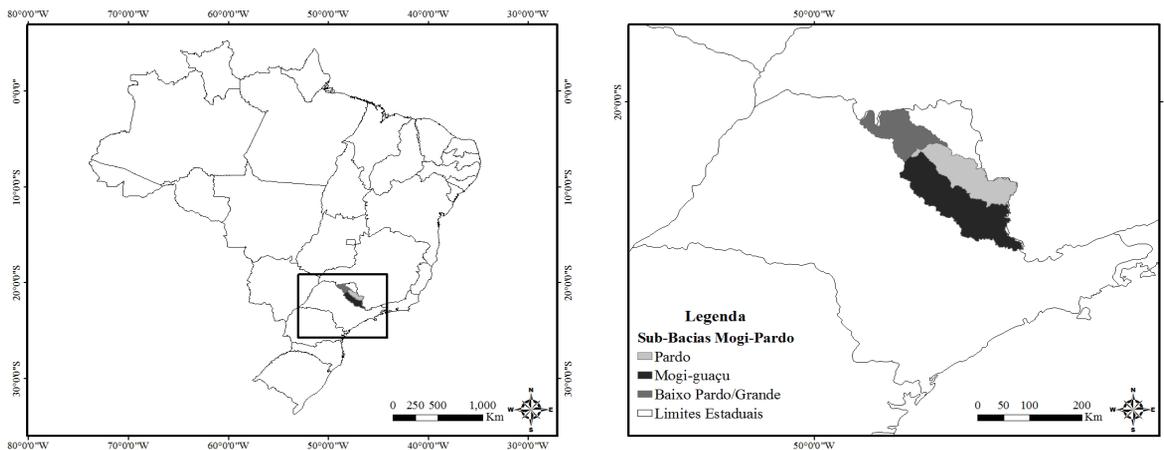


FIGURA 1 – A Bacia Hidrográfica dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo.
 FONTE: Elaborado pelos autores com base em ECOAGRI (2006).

⁷ O município de Miguelópolis possui apenas 0,01% de sua área dentro da bacia do MP e foi desconsiderado em todos os cálculos e estimativas feitas.

⁸ As estimativas sobre população na bacia do MP foram realizadas com base nos dados da Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE). Para o PIB, as estimativas foram realizadas com base nos dados do IPEADATA (preços constantes de 2000). As duas variáveis referem-se ao somatório dos 94 municípios, ponderadas pelas respectivas áreas contidas dentro dos limites da bacia.

⁹ Projeto ECOAGRI – *Diagnóstico da Agricultura no Estado de São Paulo*: bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo número 2002/06685-0) (ECOAGRI, 2006).

TABELA 1 – USO DAS TERRAS NA BACIA DO MP NOS ANOS DE 1988 E 2002 (EM HECTARES)

	1988		2002	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agricultura e Pastagem	2.418.297	79,39	2.395.867	78,65
Pastagem	751.617	24,67	391.730	12,86
Cana-de-açúcar	760.921	24,98	1.535.058	50,39
Culturas anuais	529.537	17,38	76.794	2,52
Fruticultura	228.621	7,51	232.393	7,63
Silvicultura	104.912	3,44	101.123	3,32
Culturas anuais irrigadas	16.194	0,53	33.098	1,09
Seringueira	175	0,01	3.141	0,10
Cafeicultura	26.319	0,86	22.529	0,74
Áreas Antrópicas	59.025	1,94	79.398	2,61
Áreas Urbanas	55.411	1,82	74.352	2,44
Outros	2.971	0,10	4.390	0,14
Áreas de mineração	643	0,02	656	0,02
Vegetação Natural	519.933	17,07	521.636	17,12
Vegetação ripária	311.858	10,24	318.701	10,46
Vegetação natural	208.075	6,83	202.935	6,66
Corpos d'água	48.910	1,61	49.264	1,62
Corpos d'água	48.910	1,61	49.264	1,62
TOTAL	3.046.165	100,00	3.046.165	100,00

FONTE: ECOAGRI (2006).

Embora as áreas destinadas à agricultura e pastagem tenham apresentado uma pequena redução de 0,93%, passando de 79,39% da área total da bacia em 1988 para 78,65% em 2002, houve uma expressiva expansão das áreas destinadas à cultura de cana-de-açúcar (aumento de 101,74%), as quais correspondiam em 2002 a 50,39% de toda a área total. Ao mesmo tempo, verificou-se uma redução significativa das áreas de culturas anuais (85,5%), pastagens (47,88%) e um incremento nas áreas de culturas anuais irrigadas e seringueira.

Com relação às áreas antrópicas, houve aumento em todas as categorias citadas (áreas urbanas, áreas de mineração e outras), perfazendo um incremento total de 34,51%. Houve também um aumento líquido nas áreas de vegetação natural (0,33%), destacando-se o aumento da vegetação ripária (2,19%). Este último, embora aparentemente de pouca magnitude, representa uma importante tendência no Estado

de São Paulo, que é o crescente aumento da capacidade de *enforcement* das autoridades ambientais no Estado.¹⁰

De maneira geral, pode-se dizer que as respostas dos agentes a oportunidades econômicas – sendo tais respostas mediadas por fatores institucionais – explicam majoritariamente a dinâmica da ocupação dos diferentes territórios (LAMBIN *et al.*, 2001). No Estado de São Paulo, Gonçalves *et al.* (2007) discutem as causas das principais transformações ocorridas na agricultura paulista a partir de 1970. Para os autores, o desempenho da agricultura paulista está diretamente relacionado à complementação do padrão produtivo da Segunda Revolução Industrial, que se concretiza no final dos anos 1970 e que altera decisivamente a dinâmica da agricultura.

Nos anos de 1990, tem-se a redução de áreas e o movimento de substituição de culturas, com grande destaque para a cana-de-açúcar industrial. Nesta década, a laranja já

¹⁰ Ver discussão adiante sobre aspectos legais para a utilização das terras em bacias hidrográficas.

não expande suas áreas e o milho tem ligeira expansão em função do crescimento da produção avícola. As pastagens apresentam as maiores reduções de superfície, seguidas pelo café, algodão, trigo e feijão. A expansão da cana-de-açúcar responderia, segundo os autores, à solidez da cadeia de produção, imprimindo dinâmica própria à sua expansão e ao mercado externo.

Cabe destacar, entretanto, o grande aumento de produtividade observado em todas as culturas, fruto do progresso técnico. O rebanho de corte cresce, apesar da drástica redução das pastagens. No caso do café, aumentam os plantios adensados de maior qualidade, o que compensa as perdas de áreas, o mesmo ocorrendo com a laranja, também plantada de modo adensado. Quanto ao algodão, este migra para regiões nas quais se podem obter maiores ganhos de escala e clima mais propício (Brasil Central e oeste da Bahia). A produção de feijão em São Paulo se circunscreve a regiões mais especializadas (sudoeste), com grandes ganhos de produtividade em função da irrigação e da mecanização.

No tocante às alterações na composição de culturas, a demanda internacional teve papel predominante. No caso da cana-de-açúcar, contribuíram para a vertiginosa expansão de área: i) os seguidos ciclos de bons preços no mercado internacional; ii) políticas internas – como a expansão do uso do álcool como combustível; iii) no período recente, aumento da frota de veículos bicompostíveis e ampliação das exportações de álcool; iv) avanço tecnológico, que vem aumentando a produtividade das principais culturas e criações – compensando as reduções de área –, além da superação de obstáculos tecnológicos como o uso dos resíduos agropecuários e agroindustriais.¹¹ Quanto aos aspectos legais que devem (ou deveriam) ser observados, a legislação ambiental brasileira¹² determina que as bacias hidrográficas devem ter três tipos de uso/cobertura dos solos: i) Áreas de Preservação Permanente (APPs), áreas que devem ser mantidas intactas para proteger os serviços ecossistêmicos, de acordo com determinação do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis);

ii) Reserva Legal (RL), determina que cada propriedade agrícola deve manter uma proporção de sua área para uso sustentável¹³; iii) outras áreas, com diferentes tipos de uso, os quais devem usar sistemas de produção de conservação.

Além das APPs, o Código Florestal de 1965 determina que todos os estabelecimentos agrícolas devem ter uma proporção de sua área coberta por floresta natural, que pode chegar até 80% na Amazônia e 20% na maioria das regiões do país. De maneira genérica, as áreas de RL devem ser contabilizadas separadamente das áreas de APPs, sendo que em alguns casos a lei permite a soma das duas áreas. Isto se dá quando a soma da vegetação nativa em APP e RL exceder a 80% da propriedade rural localizada na Amazônia Legal, 50% da propriedade rural localizada nas demais regiões do país e 25% da pequena propriedade. Esses aspectos são considerados desde que não haja conversão de novas áreas para usos alternativos do solo.

Quanto aos 20% de RL mandatórios no Estado de São Paulo, há processos de negociação que preveem mecanismos de compensação de RL em áreas fora da própria propriedade agrícola, observando-se critérios ecológicos mínimos. Em termos da dinâmica de uso das terras na bacia do MP, tais mecanismos podem significar uma redução de áreas florestadas, uma vez que ela engloba terras com custos de oportunidade mais elevados.

Especulando sobre o cumprimento da legislação ambiental na bacia do MP, pode-se dizer que, mesmo com o aumento das áreas de vegetação natural, muito provavelmente a área coberta com vegetação natural em 2002 (521.636 ha) não foi suficiente para atender aos requisitos de APP e RL. Essa afirmação pode ser embasada por um exercício simples, que é o de calcular o percentual de averbação obrigatória sobre a área da bacia, excetuando-se as áreas antrópicas e de corpos d'água, e somando-se uma estimativa para a área de APP na bacia do MP.

Considerando-se apenas o ano de 2002, tem-se que área total da bacia menos as áreas antrópicas e de corpos d'água perfaziam 2.917.503 ha. Essa área, teoricamente,

¹¹ Ver Veríssimo e Andrade (2011) para maiores detalhes sobre os determinantes econômicos da produção de etanol no Brasil.

¹² Neste trabalho, todas as referências à legislação ambiental brasileira estão referenciadas no Código Florestal de 1965.

¹³ Novamente, este trabalho utiliza a versão de 1965 do Código Florestal, não incorporando, portanto, as discussões recentes sobre alterações em tal legislação (primeiro semestre de 2012). O inciso III, § 2º do art. 1º da Lei nº 4.771 de 15/09/1965 (Código Florestal), modificada pela Medida Provisória nº 2.166-67/01 de 24/08/2001, estabelece que Reserva Legal é a "área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas". O inciso I do art. 16 dessa mesma lei estabelece ainda que devem ser mantidos no mínimo 80% da propriedade rural situada em áreas de floresta da Amazônia Legal, 35% da propriedade rural localizada no bioma cerrado dentro dos estados que compõem a região da Amazônia Legal, 20% das propriedades rurais localizadas em áreas de floresta ou outras vegetações nativas nas demais regiões do país e 20% das propriedades rurais em áreas de campos gerais localizadas em qualquer região do país.

pode ser utilizada para fins de cálculo para averbação das áreas de RL, cujo percentual é de 20%. Calculando-se, pois, 20% sobre a área anterior, tem-se um total de 583.500 ha (19,15% da área da bacia) que deveriam ser destinados somente à RL. Some-se a isto a área que deveria ser mantida sob APP na bacia, cuja estimativa para o ano de 2002 é de 48.495 ha (AMBRÓSIO *et al.*, 2008), o que gera um total de 631.995,93 ha (20,75% da área total da bacia ou 26,38% da área destinada à agricultura e pastagem).

A área encontrada acima teoricamente deveria ser destinada às áreas de APP e RL na bacia do MP. Apesar de algumas desconsiderações feitas, como é o caso em que a legislação permite a soma das áreas de APP e RL, a área acima pode servir como parâmetro para se estimar o déficit de APP e RL na bacia do MP. Isto é, se no ano de 2002 a área total de vegetação natural foi de 521.636 ha, tem-se que 110.359 ha (631.995 menos 521.636) deveriam ter sido destinados às áreas de APP ou RL no ano de 2002.

Aplicando-se o mesmo raciocínio acima para o ano de 1988, encontra-se um déficit de área de APP e RL igual a 116.208 ha, 5,3% superior ao valor encontrado para o ano de 2002. Isto sugere que no período analisado (1988-2002) houve um maior cumprimento das normas no que diz respeito à regularização ambiental dos imóveis rurais.

3.2. Procedimentos metodológicos

Para atribuir valores aos serviços ecossistêmicos por classes de uso das terras identificadas na bacia do MP, foram utilizadas as estimativas calculadas por Costanza *et al.* (1997).¹⁴ Embora os tipos de uso presentes no trabalho citado não correspondam às categorias presentes na Tabela 1, os biomas mais representativos foram utilizados como *proxy* para o valor de cada categoria de cobertura do solo. A Tabela 2 a seguir apresenta as equivalências utilizadas

TABELA 2 – BIOMAS EQUIVALENTES PARA AS 14 CLASSES DE USO DO SOLO NA BACIA DO MP BASEADOS EM COSTANZA *ET AL.* (1997) E VALORES DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS (US\$.HA⁻¹.ANO⁻¹)

Categorias de uso do solo	Bioma equivalente ^a	Coefficiente dos serviços ecossistêmicos ^b
Pastagem	<i>Grass/rangelands</i>	244,00
Cana-de-açúcar	<i>Cropland</i>	92,00
Culturas anuais	<i>Cropland</i>	92,00
Fruticultura	<i>Cropland</i>	92,00
Silvicultura	<i>Raw material/tropical forest^c</i>	315,00
Culturas anuais irrigadas	<i>Cropland</i>	92,00
Seringueira	<i>Raw material/tropical forest</i>	315,00
Cafeicultura	<i>Cropland</i>	92,00
Áreas Urbanas	<i>Urban</i>	0,00
Outros	<i>Urban</i>	0,00
Áreas de mineração	<i>Urban</i>	0,00
Vegetação ripária	<i>Tropical forest</i>	2.008,00
Vegetação natural	<i>Tropical forest</i>	2.008,00
Corpos d'água	<i>Lakes/Rivers</i>	8.498,00

FONTE: elaborado pelos autores com base em Costanza *et al.* (1997).

^a nomenclatura original utilizada em Costanza *et al.* (1997);

^b em US\$ por hectare por ano (dólares de 1994). Corresponde ao valor agregado dos serviços ecossistêmicos gerados pela respectiva categoria de uso do solo, dadas as informações disponíveis (Tabela 2 de Costanza *et al.* (1997, p. 256));

^c para as classes silvicultura e seringueira foram utilizados valores referentes ao serviço de matérias-primas obtidos em florestas tropicais, tal como feito em Hu *et al.* (2008).

¹⁴ O trabalho de Costanza *et al.* (1997) se tornou referência, uma vez que reúne os resultados encontrados por uma grande quantidade dispersa de estudos de valoração dos serviços ecossistêmicos nos diversos biomas do planeta. Os autores estimaram o valor anual dos fluxos globais de 17 serviços em 16 tipos de ecossistemas. Os resultados mostram que o capital natural da Terra rende, anualmente, um fluxo médio estimado de US\$ 33 trilhões (preços de 1994) por ano, cerca de 1,3 vez superior ao produto bruto mundial (US\$ 25 trilhões).

e o valor dos serviços ecossistêmicos gerados para cada categoria de uso das terras.

Percebe-se que a categoria corpos d'água gera um maior valor agregado de serviços ecossistêmicos, seguida pela vegetação ripária e natural, seringueira e silvicultura, pastagem e terras ocupadas com usos agrícolas (cana-de-açúcar, culturas anuais, fruticultura e cafeicultura). Usos urbanos não apresentam valores devido ao fato de que a maioria dos serviços ecossistêmicos (17 no total) considerada nas estimativas originais é negligenciável nesta categoria e/ou não existem informações disponíveis.

Dados os coeficientes dos valores dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso, o valor total na bacia do MP para 1988 e 2002 foi obtido através da seguinte equação:

$$VSE_{total} = \Sigma(A_k * VC_k) \quad (1)$$

Em que:

VSE_{total} = valor total dos serviços ecossistêmicos (em US\$)¹⁵;
 A_k = área total da categoria de uso do solo k (em ha);
 VC_k = coeficiente de valor dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso k (em US\$.ha⁻¹.a⁻¹).

A variação no valor dos serviços ecossistêmicos foi obtida pela diferença entre os valores estimados para cada categoria de uso nos anos de 2002 e 1988. Isto é, $\Delta VSE_{absk} = VSE_{2002k} - VSE_{1988k}$

e $\Delta VSE_{relk} = \left(\frac{VSE_{2002k}}{VSE_{1988k}} - 1 \right) * 100$, em que ΔVSE_{absk} e ΔVSE_{relk} são, respectivamente, a variação absoluta no valor dos serviços ecossistêmicos providos pela categoria de uso da terra k (em dólares) e a variação relativa (%).

Obteve-se também o valor agregado dos 17 serviços ecossistêmicos listados por Costanza *et al.* (1997), os quais forneceram estimativas monetárias individuais por tipo de cobertura do solo. A equação utilizada para este cálculo é a seguinte:

$$VSE_f = \Sigma(A_k * VC_{fk}) \quad (2)$$

Em que:

VSE_f = valor estimado do serviço ecossistêmico f (em dólares);

A_k = área da categoria de uso da terra k (em ha);

VC_{fk} = coeficiente para o serviço ecossistêmico f na categoria k (em US\$.ha⁻¹.a⁻¹).

É importante notar que os coeficientes de valores são estáticos, o que significa que implicitamente está suposto que as variações nos valores totais dos serviços ecossistêmicos foram resultantes de variações nos fluxos “físicos” de serviços ecossistêmicos gerados por categoria de uso da terra. Embora tais variações sejam desconhecidas, certamente a relação entre as variações das áreas das diversas categorias de uso da terra e variações dos fluxos de serviços ecossistêmicos não é linear. A falta de informações sobre a quantidade física de serviços gerados por cobertura do solo configura-se como uma séria lacuna para estudos de valoração/avaliação dos serviços ecossistêmicos.¹⁶

É importante ressaltar, ainda, que várias foram as limitações do estudo de Costanza *et al.* (1997), o que pode ter significado sérios vieses nas estimativas feitas. A seguir, resumem-se as principais, como explicitamente reconhecidas no estudo (p. 258): i. inexistência de estudos de valoração para algumas categorias de serviços e para alguns ecossistemas (deserto, tundra etc.); ii. em muitos casos os valores são baseados na atual disponibilidade a pagar dos agentes pelos serviços ecossistêmicos, muito embora tais agentes possivelmente são mal informados e suas preferências podem não incorporar adequadamente justiça social, sustentabilidade ecológica e outros objetivos importantes para a qualidade de vida; iii. a abordagem de valoração utilizada assume que não existem limiares, descontinuidades ou irreversibilidades nos ecossistemas e seus processos; iv. há explícita desconsideração da heterogeneidade espacial dos serviços ecossistêmicos, uma vez que estimativas pontuais presentes na literatura são transportadas para estimativas globais; v. para evitar dupla contagem, não é apropriada a utilização de uma estrutura de equilíbrio parcial. Seria necessário o uso de uma estrutura de equilíbrio geral, na qual fossem reconhecidas as interdependências entre funções e serviços ecossistêmicos.

¹⁵ Esse valor estimado engloba todos os 17 serviços ecossistêmicos considerados por Costanza *et al.* (1997).

¹⁶ Para alguns serviços podem existir variáveis *proxy* para a oferta do serviço prestado. É o caso, por exemplo, da regulação climática, que pode ser mensurada pela quantidade de carbono sequestrado em diferentes coberturas.

3.3 Valores estimados dos serviços ecossistêmicos segundo o uso da terra

A Tabela 3 apresenta os valores estimados dos serviços ecossistêmicos na bacia do MP para cada categoria de uso e as respectivas mudanças absolutas e relativas. Por suposto, as categorias de uso da terra em que houve maiores variações nos valores dos serviços foram aquelas que tiveram maiores variações em suas áreas.¹⁷

Em termos absolutos, os maiores valores dos serviços ecossistêmicos corresponderam à vegetação ripária, vegetação natural e corpos d'água, cuja soma representou cerca de 83% do valor total dos serviços ecossistêmicos estimados para a bacia do MP em 2002. Entre as categorias de uso da terra de caráter antropizado, a cultura da cana-de-açúcar foi a que apresentou maior valor absoluto dos serviços ecossistêmicos (cerca de 8% do valor total em 2002).

Em termos de variação relativa, destaque deve ser dado para a seringueira, culturas anuais irrigadas e cana-de-açúcar, as quais apresentaram aumento no valor dos serviços prestados em um intervalo de 101,74 a 1.694,86%, enquanto que as maiores reduções percentuais verificadas foram nas categorias de culturas anuais e pastagem.

As estimativas apontam para uma perda líquida de aproximadamente 2,78% no valor dos serviços ecossistêmicos em toda a bacia do MP, o que, em termos absolutos, foi igual a US\$ 50.522 mil no período analisado. O coeficiente de contribuição da variação mostra que as pastagens e culturas anuais foram as categorias que mais contribuíram para a perda de valor dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia.

Tomando-se o valor do PIB gerado pela bacia do MP nos anos de 1985¹⁸ e 2002 (R\$ 18.513,14 milhões e 28.480,08 milhões, respectivamente, a preços constantes de 2000) e comparando-os com o valor total de serviços

TABELA 3 – ESTIMATIVA DO VALOR TOTAL DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PROVIDOS PELA BACIA DO MP POR CATEGORIA DE USO DO SOLO NOS ANOS DE 1988 E 2002 (EM MIL US\$)

Categorias de Uso do Solo	Valores dos Serviços Ecossistêmicos (US\$ x 10 ³)				Variações		
	1988	%	2002	%	ΔVSE_{absk}	ΔVSE_{relk}	CCV ^a (%)
Pastagem	183.394,55	10,08	95.582,12	5,40	-87.812,43	-47,88	-4,83
Cana-de-açúcar	70.004,73	3,85	141.225,34	7,98	71.220,60	101,74	3,91
Culturas anuais	48.717,40	2,68	7.065,05	0,40	-41.652,36	-85,50	-2,29
Fruticultura	21.033,13	1,16	21.380,16	1,21	347,02	1,65	0,02
Silvicultura	33.047,28	1,82	31.853,75	1,80	-1.193,54	-3,61	-0,07
Cult. anuais irrigadas	1.489,85	0,08	3.045,02	0,17	1.555,17	104,38	0,09
Seringueira	55,13	0,00	989,42	0,06	934,29	1.694,86	0,05
Cafecultura	2.421,35	0,13	2.072,67	0,12	-348,68	-14,40	-0,02
Áreas urbanas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Outros	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Áreas de mineração	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Vegetação ripária	626.210,86	34,41	639.951,61	36,17	13.740,74	2,19	0,76
Vegetação natural	417.814,60	22,96	407.493,48	23,03	-10.321,12	-2,47	-0,57
Corpos d'água	415.637,18	22,84	418.645,47	23,66	3.008,29	0,72	0,17
Total	1.819.826,06	100,00	1.769.304,06	100,00	-50.522,00	-2,78	-2,78

FONTE: elaborado pelos autores.

^a Coeficiente de Contribuição da Variação, dado por $CCV_k = \left(\frac{VSE_{2002k} - VSE_{1988k}}{\sum VSE_{1988}} \right)$.

¹⁷ Novamente, deve-se alertar para o comportamento não linear dos serviços ecossistêmicos. Uma determinada categoria de uso do solo pode apresentar um aumento menos pronunciado em sua área em relação a outra categoria, mas os serviços prestados teoricamente podem aumentar mais do que na segunda categoria. Isso pode ser dar em função da dinâmica específica de cada classe de uso do solo.

¹⁸ Não foram encontrados dados disponíveis para o PIB dos municípios da bacia do MP para o ano de 1988, utilizando-se o ano de 1985 como *proxy*. Novamente, as informações se referem ao agregado dos municípios que fazem parte da bacia do MP, ponderadas pelo percentual das respectivas áreas dentro dos limites da bacia.

ecossistêmicos prestados em ambos os anos, tem-se que a participação relativa do valor total dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia em relação ao PIB da região recuou de 14,33% para 9,05% nos anos de 1988 e 2002, respectivamente. Esta informação ratifica a conclusão de que no período de análise as mudanças ocorridas na ocupação das terras da bacia do MP tiveram impacto negativo em termos dos valores de serviços prestados.¹⁹

Ao considerar o déficit de áreas de APP e RL, seria interessante conhecer qual seria o impacto do ponto de vista dos valores dos serviços ecossistêmicos se todos os 110.359 ha estimados fossem reconvertidos para áreas de florestas. É de se esperar que o valor total de serviços ecossistêmicos aumente para toda a bacia, visto que, segundo Costanza *et al.* (1997), o bioma florestas apresenta o segundo maior coeficiente de valor dos serviços ecossistêmicos.

Admitindo-se que toda a recomposição de APP e RL se desse em detrimento dos usos agrícolas (cana-de-açúcar, culturas anuais, cafeicultura etc.) em 2002, o montante do valor dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia neste ano chegaria a US\$ 1.980,75 milhão, 11,95% superior ao encontrado para o mesmo ano com base no comportamento real observado.

No cenário acima, haveria um aumento de 8,84% no valor total dos serviços ecossistêmicos gerados pela bacia no período 1988-2002. Ou seja, ao invés de uma queda no valor dos serviços prestados ao longo dos 14 anos de análise (2,78%), a liquidação integral do déficit de APP e RL em 2002 geraria um aumento significativo no valor total dos serviços ecossistêmicos da bacia. Esse resultado vem ao encontro da discussão feita anteriormente de que bacias hidrográficas com maior proporção de áreas florestadas têm uma maior capacidade de geração de serviços ecossistêmicos.

Em outro cenário, no qual se admite que as áreas de APP e RL são recompostas em detrimento das terras de uso agrícola e pastagem (50% para cada categoria), tem-se que o valor total dos serviços ecossistêmicos gerados é um pouco menor com relação ao primeiro cenário (US\$ 1.972,37 milhão em 2002, 11,48% superior ao valor encontrado para 2002, e uma taxa de mudança em relação a 1988

igual a 8,38%). Percebe-se, portanto, que nos dois cenários simulados há aumento no valor dos serviços ecossistêmicos, sendo que esse aumento é levemente superior se as áreas de APP e RL fossem reconvertidas exclusivamente em áreas de uso agrícola (neste caso, é irrelevante considerar a natureza do uso agrícola – cana-de-açúcar ou culturas anuais, por exemplo – já que a suposição implícita é que o mesmo valor de serviços ecossistêmicos é gerado independente do tipo de cultura). Isto porque o valor dos serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas de pastagem é maior do que aqueles prestados pelas áreas de uso agrícola (US\$ 244 por ha/ano e US\$ 92 por ha/ano, respectivamente).²⁰

3.3.1 Dinâmica individual dos serviços ecossistêmicos

Além das estimativas de valor agregado dos serviços ecossistêmicos por categoria de uso das terras, é útil conhecer a dinâmica individual dos serviços ecossistêmicos. Aplicando-se a equação 2, cujos coeficientes para cada serviço por categoria de uso encontram-se na Tabela 4, foi possível conhecer o valor individual dos serviços ecossistêmicos prestados pela bacia do MP (Tabela 5). É importante lembrar que nem todos os serviços listados estão presentes em todas as categorias apresentadas, havendo também o problema de informações inexistentes, que, combinado com o fato anterior, representa uma severa fonte de subestimação dos valores encontrados.

Das estimativas individuais calculadas para cada serviço ecossistêmico prestado pela bacia do MP, observa-se que os cinco serviços mais relevantes em termos de valor são, na ordem e considerando-se os dois anos da análise: ciclagem de nutrientes; regulação de água; fornecimento de matérias-primas; produção de alimentos; controle da erosão. Já o menos relevante do ponto de vista monetário foi o serviço de habitat/refúgio. Interessante observar, ainda, que, dentre os cinco serviços mais valiosos, os três primeiros apresentaram uma pequena elevação no seu valor em 2002, na comparação com 1988. Os outros dois sofreram redução de valor no mesmo período (Tabela 5).²¹

¹⁹ O procedimento utilizado para tornar os resultados comparáveis foi a conversão dos valores dos serviços ecossistêmicos para reais de 1994 e posterior atualização monetária para o ano de 2000 (a inflação acumulada no período 1994-2000 foi de 65,62%, dada pela variação anual do IPCA).

²⁰ Para maiores detalhes sobre os cenários simulados, ver Andrade (2010).

²¹ Ressalta-se, porém, que a relevância econômica não necessariamente deve ser interpretada como maior ou menor importância ecológica relativa dos serviços ecossistêmicos.

TABELA 4 – COEFICIENTES DE VALORES INDIVIDUAIS DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS POR CATEGORIA DE USO, BASEADO EM COSTANZA *ET AL.* (1997) – EM US\$.HA⁻¹.ANO⁻¹

Serviços ecossistêmicos	Categorias de Uso do Solo													
	1	2	3	4	5 ^a	6	7 ^a	8	9	10	11	12	13	14
Regulação de gás	7	n.a.	n.a.	n.a.
Reg. climática	0	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	223	223	...
Reg. de distúrbios	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	5	5	...
Regulação de água	3	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	6	6	5.445
Oferta de água	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	8	8	2.117
Controle da erosão	29	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	245	245	...
Formação do solo	1	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	10	10	...
Cicl.de nutrientes	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	922	922	665
Trat.de resíduos	87	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	87	87	...
Polinização	25	14	14	14	...	14	...	14	n.a.	n.a.	n.a.
Controle biológico	23	24	24	24	...	24	...	24	n.a.	n.a.	n.a.
Habitat/refúgio	...	n.a.	n.a.	n.a.	...	n.a.	...	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	41
Prod.de alimentos	67	54	54	54	24	54	24	54	n.a.	n.a.	n.a.	32	32	...
Matérias-primas	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	315	315	...
Rec. genéticos	0	24	...	24	...	n.a.	n.a.	n.a.	41	41	230
Recreação	2	n.a.	n.a.	n.a.	24	n.a.	24	n.a.	112	112	...
Serviços culturais	24	...	24	2	2	...
Total	244	92	92	92	315	92	315	92	0	0	0	2.008	2.008	8.498

FONTE: elaborado pelos autores com base em Costanza *et al.* (1997) e na equivalência de biomas apresentada na Tabela 2.

^a Dada a suposição de que o valor dos serviços ecossistêmicos nas áreas de silvicultura e seringueira é dado pelo valor dos serviços de matérias-primas no bioma floresta tropical, os coeficientes individuais representam a média do valor total para os serviços relevantes.

Notas: (1) Para as categorias de uso do solo, utilizar a seguinte legenda: 1 - pastagens; 2 - cana-de-açúcar, 3 - culturas anuais, 4 - fruticultura; 5 - silvicultura; 6 - culturas anuais irrigadas; 7 - seringueira; 8 - cafeicultura; 9 - áreas urbanas; 10 - outros; 11 - áreas de mineração; 12 - vegetação ripária; 13 - vegetação natural; 14 - corpos d'água; (2) Para os serviços ecossistêmicos, Reg. climática = regulação climática; Reg. de distúrbios = regulação de distúrbios; Cicl.de nutrientes = ciclagem de nutrientes; Trat. de resíduos = tratamento de resíduos; Prod. de alimentos = produção de alimentos; Rec. Genéticos = recursos genéticos; (3) ... indica inexistência de informação disponível e n.a. indica que o serviço ecossistêmico não é prestado pela respectiva categoria de uso do solo ou é negligenciável.

Supondo novamente que houvesse a total liquidação do déficit de áreas de APP e RL na bacia em 2002, e que esta se desse em detrimento das áreas ocupadas com usos agrícolas, ter-se-iam incrementos significativos na geração de todos os serviços ecossistêmicos, à exceção dos serviços de polinização, controle biológico e produção de alimentos. Este resultado pode ser explicado pela ausência de coeficientes de valor para os dois primeiros serviços para as florestas (Tabela 4). Certamente, se fossem conhecidos ou estivessem disponíveis, tais coeficientes seriam maiores do que aqueles apresentados para as áreas de uso agrícola. Quanto à produção de alimentos, este resultado está de acordo com o esperado, uma vez que se espera uma maior quantidade desse serviço em áreas agrícolas em comparação com áreas de florestas.

Interessante notar, ainda, que se todas as áreas devidas de APP e RL fossem recuperadas em 2002 haveria uma pequena mudança na escala de relevância dos serviços ecossistêmicos. Antes, baseado na configuração observada no uso da terra da bacia em 2002, o serviço de controle da erosão era o quinto mais relevante do ponto de vista dos valores. No cenário considerado, este serviço ultrapassa o de produção de alimentos e passa a ser o quarto mais valioso. Este resultado está de acordo com o esperado, uma vez que os processos de desprendimento e carreamento dos solos são menores em áreas mais florestadas. Os serviços de ciclagem de nutrientes e regulação da água continuam a ser os mais relevantes, sendo que o primeiro passa a ser ainda mais potencializado, apresentando um aumento de 19,7% no seu valor em relação à manutenção do déficit de áreas de

TABELA 5 – ESTIMATIVA DO VALOR INDIVIDUAL DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PRESTADOS PELA BACIA DO MP NOS ANOS DE 1988 E 2002 (EM MIL US\$)

Serviços ecossistêmicos	Valores dos Serviços Ecossistêmicos (US\$ x 10 ³)						Variações	
	1988	%	Relevância ^b	2002	%	Relevância ^b	% ^a	CCV (%)
Regulação de gás	5.261,32	0,29	14	2.742,11	0,15	16	-47,88	-0,14
Reg. climática	118.491,40	6,51	6	118.851,22	6,72	6	0,30	0,02
Reg. de distúrbios	5.146,00	0,28	15	5.134,58	0,29	14	-0,22	0,00
Regulação de água	274.235,74	15,07	2	275.073,88	15,55	2	0,31	0,05
Oferta de água	110.248,27	6,06	8	110.991,37	6,27	7	0,67	0,04
Controle da erosão	151.726,82	8,34	5	141.687,39	8,01	5	-6,62	-0,55
Formação do solo	8.497,29	0,47	13	8.134,49	0,46	13	-4,27	-0,02
Cicl.de nutrientes	514.449,71	28,27	1	516.235,35	29,18	1	0,35	0,10
Trat.de resíduos	113.171,19	6,22	7	81.989,24	4,63	8	-27,55	-1,71
Polinização	40.652,71	2,23	11	36.391,46	2,06	11	-10,48	-0,23
Controle biológico	54.765,40	3,01	10	54.606,72	3,09	10	-0,29	-0,01
Hábitat/refúgio	2.005,31	0,11	17	2.019,82	0,11	17	0,72	0,00
Prod.de alimentos	153.868,50	8,46	4	148.057,75	8,37	4	-3,78	-0,32
Matérias-primas	166.325,23	9,14	3	166.841,74	9,43	3	0,31	0,03
Rec. genéticos	35.112,89	1,93	12	35.244,19	1,99	12	0,37	0,01
Recreação	62.282,07	3,42	9	61.733,09	3,49	9	-0,88	-0,03
Serviços culturais	3.586,20	0,20	16	3.569,67	0,20	15	-0,46	0,00
Total	1.819.826,06	100,00		1.769.304,06	100,00		-2,78	-2,78

FONTE: elaborado pelos autores.

^a variação relativa entre os anos de 2002 e 1988; ^b refere-se apenas à relevância econômica e não diz respeito à relevância ecológica.

APP e RL. Já o serviço menos relevante do ponto de vista monetário continua sendo o de hábitat/refúgio, o que não significa que o aumento de áreas florestadas não aumenta sua provisão (e seu valor). Este resultado é devido à ausência de informações, já que apenas para os corpos d'água é apresentado um coeficiente de valor para este serviço.

Na simulação de que as áreas de APP e RL seriam recompostas nas áreas de usos agrícolas e pastagem (50% para cada cobertura), os resultados encontrados são parecidos, sendo que a única diferença é a perda de valor para o serviço de regulação de gás, uma vez que o único coeficiente de valor para este serviço é apresentado para as pastagens. Em termos da relevância, mantiveram-se os resultados obtidos para o primeiro cenário.²²

3.4 Custos de oportunidade associados aos serviços ecossistêmicos

É interessante, ainda, comparar o valor dos serviços ecossistêmicos obtidos em áreas de APP e RL com o custo de oportunidade associado. De acordo com os dados do Projeto ECOAGRI (ECOAGRI, 2006), no ano agrícola de 2002/2003 a renda bruta média gerada por hectare por ano na cultura de cana-de-açúcar foi de R\$ 2.445 e a renda máxima de R\$ 3.448 (preços correntes de 2002/2003). Para a pastagem, esses valores são R\$ 400 e R\$ 500 por hectare por ano, respectivamente. Considerando que o valor dos serviços ecossistêmicos gerados em áreas de florestas por hectare/ano é de US\$ 2.008 (dólares de 1994), que correspondiam a R\$ 3.543,10²³ em 2002, percebe-se que o valor

²² Os detalhes dos resultados encontrados podem ser vistos em Andrade (2010).

²³ Estimativa obtida pela conversão do valor original em reais de 1994 pela taxa de câmbio média deste ano (R\$ 0,88 por dólar, após a implantação do Plano Real) e posterior atualização monetária pela inflação acumulada no período 1994-2002 (100,68%), dada pela variação anual do IPCA

dos serviços ecossistêmicos gerados é maior do que a renda sacrificada, considerando os dois tipos de uso mencionados. Particularmente, para a cana-de-açúcar, que apresenta uma alta rentabilidade, nota-se que o valor dos serviços prestados por um hectare de florestas ainda é levemente superior.

Em termos do total do déficit das áreas de APP e RL estimado para a bacia do MP (110.359 ha), o valor dos serviços ecossistêmicos gerados seria – em 2002 – igual a R\$ 391,35 milhões, ao mesmo tempo em que a renda sacrificada se a liquidação de todo o déficit se desse em áreas de cana-de-açúcar seria de R\$ 269,83 milhões, considerando a estimativa de renda bruta média (ECOAGRI, 2006). Considerando-se ainda o cenário alternativo (metade do déficit é “zerado” utilizando-se áreas de cana e a outra metade áreas de pastagem), tem-se uma renda sacrificada de R\$ 156,99 milhões. Conclui-se, portanto, que nos dois cenários simulados o valor total dos serviços ecossistêmicos gerados caso fossem reconvertidas as áreas faltantes de APP e RL na bacia do MP é maior que os custos de oportunidade envolvidos.²⁴

Os resultados acima não são suficientes para incentivar os produtores agrícolas a converterem suas terras para o uso florestal, já que eles não se apropriam integralmente de todo o valor dos serviços gerados pela área. As comparações acima demonstram que o valor “social” de um hectare de floresta em termos de serviços ecossistêmicos gerados é maior que o valor “privado” da terra sob os usos de cana e/ou pastagem, o que indica uma fonte de ineficiência que não pode ser solucionada via mercado. Tal conflito entre valor social e privado só será resolvido mediante uma *política de compensação*, cujos valores mínimos de referência considerem os custos de oportunidades existentes.²⁵

4. Notas conclusivas e reflexões sobre as interfaces entre valoração dos serviços ecossistêmicos e políticas ambientais

Esta seção tem por objetivo sistematizar os resultados encontrados no exercício de valoração e oferecer algumas reflexões sobre sua relevância para a elaboração de políticas

ambientais que visem à preservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Como já mencionado, é crescente o interesse pelas bacias hidrográficas como áreas estratégicas para gestão ambiental, sendo sua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos uma variável-chave para determinar a sustentabilidade e o bem-estar da população. O principal vetor de mudança no potencial de geração de serviços ecossistêmicos pelas bacias é a dinâmica de uso e ocupação de suas terras. Todavia, análises que correlacionam a dinâmica do uso e ocupação das terras e os fluxos de serviços ecossistêmicos ainda são pouco disseminadas, principalmente quando se leva em consideração as bacias hidrográficas brasileiras.

Os resultados mostraram que na bacia do MP a dinâmica do uso da terra entre os anos de 1988 e 2002 teve um impacto negativo no valor total de serviços gerados. As mudanças na configuração da cobertura das terras geraram uma perda líquida de 2,78%, sendo que as pastagens e culturas anuais – que tiveram suas áreas diminuídas – foram as que mais contribuíram para essa redução.

Em termos individuais, os resultados permitiram identificar quais são os cinco serviços mais relevantes do ponto de vista monetário: ciclagem de nutrientes, regulação de água, matérias-primas, produção de alimentos e controle da erosão.

No que se refere ao conjunto dos 17 serviços ecossistêmicos considerados, houve uma perda de valor em 10 deles, com a maior perda registrada pelo serviço de regulação de gás. Isso significa que a dinâmica do uso da terra na bacia do MP, entre os anos de 1988 e 2002, gerou uma redução de valor em mais da metade dos serviços prestados pelos ecossistemas da bacia.

A análise empreendida trouxe duas importantes contribuições. Em primeiro lugar, demonstraram-se os impactos positivos sobre os serviços ecossistêmicos sob a hipótese de cumprimento da legislação ambiental vigente à época. Através de estimativas do déficit de APP e RL para o ano de 2002 (110.359 ha ou 3,62% de toda a área da bacia), simularam-se dois cenários nos quais, respectivamente, o déficit fosse liquidado exclusivamente em áreas de uso

²⁴ Mesmo considerando os valores máximos de renda bruta para cana e pastagem, as estimativas de renda sacrificada para o primeiro e segundo cenários continuam sendo menores que o total do valor dos serviços ecossistêmicos gerados (R\$ 380,52 e R\$ 156,99 milhões, respectivamente).

²⁵ Exemplo deste tipo de política são os populares Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE), que preveem a compensação financeira dos agentes em condições de influenciar a oferta dos serviços ecossistêmicos. Os autores recomendam aos leitores a consulta de Wunder (2005), Pagiola e Platais (2007) e Engel *et al.* (2008), que podem ser considerados alguns dos trabalhos clássicos sobre este tipo de política. Para uma visão crítica sobre PSE, ver Simões e Andrade (2011).

agrícola (categorias de culturas) e em áreas agrícolas e de pastagens. Os resultados mostraram que em ambos os casos haveria um ganho líquido no valor dos serviços ecossistêmicos (8,84% e 8,38% de aumento no valor em relação a 1988 para os dois cenários, respectivamente).

Em segundo lugar, mostrou-se que o valor gerado em termos de serviços ecossistêmicos por unidade de área florestada é maior que o valor gerado caso essa mesma unidade estivesse sob outros tipos de uso, como, por exemplo, com o cultivo de cana-de-açúcar e/ou pastagem. Ao produtor esse resultado não tem interesse imediato, já que ele não se apropria de todo o valor gerado pelos serviços ecossistêmicos. A comparação feita comprova numericamente o fato de que a conversão de terras para florestas deve ser incentivada via política de compensação, dado o maior valor social gerado em relação ao valor privado.

Enquanto ferramenta metodológica dentro do contexto mais amplo de avaliações ecossistêmicas, o interesse pela valoração tem sido crescente como justificativa adicional para a adoção de políticas ambientais. Ela pode trazer informações úteis no que se refere aos ganhos e perdas pela adoção (ou não adoção) de práticas de proteção do meio ambiente. Além de elucidar os custos de oportunidade envolvidos, um exercício de valoração bem conduzido cumpre o papel de informar aos agentes a magnitude da dependência das atividades econômicas com relação aos serviços ecossistêmicos, explicitando as interfaces existentes entre as decisões econômicas, a provisão de serviços e o bem-estar humano.

A importância da valoração dos serviços ecossistêmicos (e da utilização do próprio conceito de serviços ecossistêmicos) pode ser comprovada pela análise feita por Slootweg e Van Beukering (2008), os quais analisaram 10 casos de aplicação da ferramenta de valoração. Entre as várias conclusões dos autores, a mais importante é aquela que diz que a valoração de serviços ecossistêmicos influencia diretamente – e de maneira positiva – a sustentabilidade das atividades humanas. Isto porque, em um contexto de informações bem documentadas sobre os serviços ecossistêmicos, a elucidação de seus valores facilita a representação dos três pilares básicos da sustentabilidade: financeira, social e ambiental. Somada a isso, a utilização de valores monetários para alguns bens e serviços da natureza pode instar maior sensibilidade aos tomadores de decisão, contribuindo para que medidas efetivas sejam tomadas em favor da proteção dos serviços ecossistêmicos.

Finalmente, apesar da relevância da análise empreendida, é justo que se façam algumas observações sobre as

limitações do método utilizado para obter as estimativas de valores dos serviços ecossistêmicos. Em primeiro lugar, vale destacar o já mencionado problema da transferência de valores. O cenário ideal para valoração de serviços ecossistêmicos é a obtenção de coeficientes específicos para o local estudado, o que nem sempre é possível devido à ausência de informações. Ademais, a prática da transferência de valores deve ser feita com parcimônia, dadas as diferenças inerentes aos ecossistemas.

Em segundo lugar, as variações nos valores estimados entre os dois períodos da análise devem ser vistas com cautela. A hipótese inicial implícita é de que as variações nos valores dos serviços ecossistêmicos refletem mudanças nos seus fluxos físicos gerados. Todavia, deve-se lembrar de que a dinâmica das funções ecossistêmicas é não linear e sua compreensão requer um nível profundo de conhecimento ecológico, nem sempre palatável aos economistas.

Em terceiro lugar, há que se mencionar a hipótese de coeficientes dos valores ecossistêmicos iguais para as diferentes culturas (cana-de-açúcar, culturas anuais, cafeicultura etc.). Como se sabe, a dinâmica ecológica específica de cada classe sugere que as quantidades de serviços (e valores) sejam diferentes. Entretanto, informações tão específicas com relação à provisão de serviços ecossistêmicos ainda são extremamente escassas ou mesmo inexistentes e representam um importante desafio para pesquisas envolvendo essa temática.

Em se tratando dos coeficientes de valores dos serviços ecossistêmicos, estes também não podem ser considerados estáticos, dado que sua dinâmica deve refletir as trajetórias de escassez e abundância dos serviços. Isto é, à medida que um serviço se torna mais escasso, aproximando-se do seu nível crítico, seu preço tende a aumentar, elevando também seu valor agregado. A necessidade de se considerar simultaneamente as dinâmicas ecológica e econômica sugere que um processo de valoração sem o uso de ferramentas capazes de integrá-las certamente não reflete fielmente a trajetória dos fluxos físicos de serviços ecossistêmicos e de seus valores em função das intervenções antrópicas.

Alude-se acima à necessidade de um processo de valoração bem conduzido e que minimize a ocorrência de vieses de estimativa. Alguns autores da linha da chamada Economia Ecológica argumentam que a valoração deve ser ampliada de modo a incorporar análises ecossistêmicas que tenham por base o uso da modelagem econômico-ecológica (ANDRADE, 2010). Tal ferramenta seria utilizada para

analisar simultaneamente vários serviços ecossistêmicos prestados de forma a tornar mais completa a avaliação ecossistêmica que deve proceder o processo de valoração *per se*.

Conforme já destacado, no período recente as políticas de compensação estão se popularizando no cenário internacional. No Brasil, duas importantes iniciativas são: i) o caso do município de Extrema (MG) com o Projeto Conservador de Água; ii) o Bolsa Floresta, instituído pelo Governo Federal no âmbito de Programa Brasil Sem Miséria. Neste sentido, o processo de valoração dos serviços ecossistêmicos pode contribuir de maneira significativa para a determinação dos valores das compensações, identificação dos beneficiários desses serviços e dos agentes que contribuíram para a manutenção da relativa estabilidade dos ecossistemas (os provedores).

A justificativa para a existência das compensações está amparada no fato de que existe um *trade-off* entre benefícios da conservação e custos da preservação que pode, por exemplo, ser resolvido por intermédio de esquemas que procurem recompensar o agente que suporta os custos da proteção ambiental. De maneira mais clara, estes últimos recaem sobre determinados agentes econômicos – em particular produtores rurais –, os quais incorrem em renda sacrificada (custo de oportunidade) em prol da preservação ambiental. Todavia, os benefícios gerados em termos de serviços ecossistêmicos a partir da conservação de áreas florestadas, por exemplo, são apropriados por outros agentes, já que os benefícios advindos da natureza possuem escalas espacial e temporal variadas.

Diante do exposto, de maneira geral não há incentivos espontâneos para a prática da preservação, já que os seus ganhos podem ser diluídos entre vários agentes. Este caso ilustra bem o comportamento *free-rider*, que é quando um agente termina por usufruir dos benefícios de um determinado bem ou serviço sem necessariamente ter contribuído para a sua “produção”. Se tal percepção for compartilhada por todos os agentes econômicos, é de se esperar que cada agente individualmente aja de maneira a adiar suas decisões de modo a se apropriar das externalidades positivas advindas das ações de outros agentes. A resultante de tal racionalidade será, no caso do capital natural, uma tendência à inação no que diz respeito às práticas conservacionistas, além de comportamentos que podem levar à superexploração dos “ativos” ambientais.

Uma política de compensação nos moldes do Pagamento por Serviços Ecossistêmicos (PSE) tem por objetivo reconhecer e premiar o agente que incorra em custos de

oportunidade e, portanto, sacrifique parte de sua renda em prol da conservação. De outra maneira, uma política de compensação visa tornar as práticas conservacionistas atrativas do ponto de vista econômico, inserindo-as no portfólio de decisões do agente econômico. Em última instância, políticas dessa natureza alteram a visão sobre o agente. Se antes este era visto como um agente com potencial de poluição e destruição ambiental, sendo necessário puni-lo por suas ações “antiambientalistas”, as políticas de compensação veem o agente como um “guardião” da proteção do capital natural, justificando-se, assim, a sua premiação.

Os resultados dispostos pelo processo de valoração podem ainda subsidiar a formulação de outras políticas, por exemplo, as políticas de comando e controle, adoção de outros instrumentos econômicos e as políticas de comunicação.

No caso das políticas de comando e controle, os resultados da valoração podem subsidiar a tomada de decisão dos agentes reguladores na proibição da produção de determinados produtos que apresentem externalidades negativas superiores aos benefícios proporcionados pelo consumo desses produtos. Os resultados podem ainda subsidiar a definição de restrições ao desenvolvimento de determinadas atividades, contribuir para a definição de políticas de inovação, controle do uso de recursos naturais, padrões de poluições etc.

Outro instrumento econômico que pode ser adotado a partir das informações dispostas pela valoração é a definição de taxas e tarifas para agentes que utilizam de maneira demasiada os recursos naturais. Um exemplo seria a cobrança pelo direito de uso da água. Ainda, as informações proporcionadas pela valoração podem subsidiar a definição de certificados de emissão, sistemas de devolução de depósitos, entre outros.

Por fim, a valoração pode contribuir para a definição da política ambiental com vistas à difusão de informações. Por exemplo, os resultados dispostos pela valoração podem apresentar para a sociedade um indicativo dos custos associados ao consumo de determinado produto que não sejam internalizados pelo mercado. A valoração também pode contribuir para a formação de acordos, redes de cooperação, sistemas de gestão ambiental nas instituições privadas, criação de selos ambientais etc.

Apesar das muitas suposições feitas e das ressalvas levantadas, o exercício levado a cabo neste trabalho é válido, no sentido de exemplificar os efeitos da dinâmica do solo da bacia sobre os serviços prestados em uma região espe-

cífica, contribuindo para subsidiar políticas de gestão em níveis local e regional. Além disso, a análise empreendida tem o mérito de realçar algumas lacunas que devem ser trabalhadas para o refinamento do processo de valoração dos

serviços ecossistêmicos e a sua interface com a implantação de políticas ambientais e a definição dos instrumentos mais adequados para a adequada gestão das bacias hidrográficas.

Referências

- ALEXANDER, A. M.; LIST, J. A.; MARGOLIS, M.; D'ARGE, R. C. A method for valuing global ecosystem services. *Ecological Economics*, v. 27, p. 161-170, 1998.
- AMAZONAS, M. de C. Valor ambiental em uma perspectiva heterodoxa institucional-ecológica. *Economia e Sociedade*, v. 18, n. 1 (53), p. 183-212, 2009.
- AMBRÓSIO, L. A.; FASIABEN, M. C. R.; MORAES, J. F. L. Dinâmica dos usos e coberturas da terra em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo, no período entre 1988 e 2002. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL (SOBER), 46., 2008. *Anais...* Rio Branco, 2008.
- ANDRADE, D. C. *Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da Economia Ecológica*. Tese (Doutorado) – Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas, 2010.
- BARBIER, E. B.; HEAL, G. M. Valuing Ecosystem Services. *The Economists' Voice*, v. 3, n. 3, artigo 2, 2006. Disponível em: <<http://www.bepress.com/ev/vol3/iss3/art2>>. Acesso em: abril de 2009.
- BRASIL, 1965. *Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965*. Institui o Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>>. Acesso em: janeiro de 2010.
- COASE, R. H. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, v. 3, p. 1-44, 1960.
- COSTA, S. S. T. Introdução à Economia do Meio Ambiente. *Análise*, v. 16, n. 2, p. 301-323, ago.-dez. 2005.
- COSTANZA, R. Nature: ecosystems without commodifying them. *Nature*, v. 443, p. 749, 2006.
- _____. Ecosystem services: multiple classifications systems are needed. *Biological Conservation*, v. 141, p. 350-352, 2008.
- _____; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.
- _____; _____. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics*, v. 25, p. 67-72, 1998.
- CUNHA, F. L. S. *Valoração dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas*. Tese (Doutorado) – Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas, 2008.
- DAILY, G. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystem*. Washington, DC.: Island Press, 1997.
- DAILY, G. C.; SÖDERQVIST, T.; ANIYAR, S.; ARROW, K.; DASGUPTA, P.; EHRLICH, P. R.; FOLKE, C.; JANSSON, A. M.; JANSSON, B.-O.; KAUTSKY, N.; LEVIN, S.; LUBCHENCO, J.; MÄLER, K.-G.; SIMPSON, D.; STARRETT, D.; TILMAN, D.; WALKER, B. The value of nature and nature of value. *Science*, v. 289, n. 5478, p. 395-396, 2000.
- DALY, H. E. The return of Lauderdale's paradox. *Ecological Economics*, v. 25, p. 21-23, 1998.
- DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-Use choices: balancing human needs and ecosystem function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 2, n. 5, p. 249-257, 2004.
- ECOAGRI. *Diagnóstico Ambiental da Agricultura no Estado de São Paulo: bases para um desenvolvimento rural sustentável*. III Relatório Técnico. Maio de 2006. Disponível em: <<http://ecoagri.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: janeiro de 2010.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics*, v. 65, p. 663-674, 2008.
- ERNST, C. *Protecting the Source: Land Conservation and the Future of America's Drinking Water*. Trust for Public Land. Washington D.C., 2004.
- FUNDAÇÃO SEADE. *População total, população urbana e população rural dos municípios paulistas – 2009*. Disponível em: <<http://www.seade.gov.br/>>. Acesso em: janeiro de 2010.

- GONÇALVES, J. S.; SOUZA, S. A. M.; ANGELO, J. A.; COELHO, P. J. Agropecuária paulista: transformações do período de 1969-1971 a 2002-2004. In: CANO, W.; BRANDÃO, C. A.; MACIEL, C. S.; MACEDO, F. C. (Org.). *Economia paulista: dinâmica socioeconômica entre 1980 e 2005*. Campinas: Alínea, 2007.
- GUO, Z.; XIANGMING, X.; GAN, Y.; ZHENG, Y. Ecosystem functions, services and their values – a case study in Xingshan County of China. *Ecological Economics*, v. 38, p. 141-154, 2001.
- HERENDEEN, R. A. Monetary-costing environmental services: nothing is lost, something is gained. *Ecological Economics*, v. 25, p. 29-30, 1998.
- HU, H.; LIU, W.; CAO, M. Impact of land use and land cover changes on ecosystem service in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 146, p. 147-156, 2008.
- IPEADATA. *Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA) – 1994-2007*. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em: janeiro de 2010.
- _____. *Produto Interno Bruto (PIB) dos municípios paulistas – 1985-2006*. Disponível em: <www.ipeadata.gov.br>. Acesso em: janeiro de 2010.
- KREUTER, U. P.; HARRIS, H. G.; MATLOCK, M.; LACEY, R. E. Change in ecosystem service values in San Antonio area, Texas. *Ecological Economics*, v. 39, p. 333-346, 2001.
- LAMBIN, E. F.; TURNER, B. L.; GEIST, H. J.; AGBOLA, S. B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J. W.; COOMES, O. T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P. S.; HOMEWOOD, K.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E. F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P. S.; RICHARD, J. F.; SKANES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G. D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T. A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, v. 11, p. 261-269, 2001.
- LI, R. Q.; DONG, M.; CUI, J. Y.; ZHANG, L. L.; CUI, G. Q.; HE, W. M. Quantification of the impact of land use and land cover changes on ecosystem services: A case study in Pingbian county, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 128, p. 503-510, 2007.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 2005.
- PAGIOLA, S.; PLATAIS, G. *Payment for Environmental Services: from theory to practice*. Washington, DC: Environmental Department, World Bank, 2007.
- POSTEL, S. L.; THOMPSON JR., B. H. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum*, v. 29, p. 98-108, 2005.
- SIMÕES, M. S., ANDRADE, D. C. Pagamento por serviços ecossistêmicos: incitando o debate crítico à abordagem mainstream. In: ENCONTRO NACIONAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 9., 2011. *Anais...* Brasília-DF, 2011.
- SLOOTWEG, R.; VAN BEUKERING, P. *Valuation of Ecosystem Services & Strategic Environmental Assessment: lessons from influential cases*. Netherlands Commission for Environmental Assessment, September 2008.
- TOMAN, M. Why not calculate the value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, v. 25, n. 1, p. 57-60, 1998.
- VERÍSSIMO, M. P.; ANDRADE, D. C. Determinantes econômicos da produção de etanol no Brasil no período 1980-2008. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 49., 2011. *Anais...* Belo Horizonte, 2011.
- WANG, Z. M.; ZHANG, B.; ZHANG, S. Q.; LI, Z. Y.; LIU, D. W.; SONG, K. S.; LI, J.; DUAN, H. Changes of land use and of ecosystem service values in Sanjiang Plain, Northeast China. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 112, p. 69-91, 2006.
- WUNDER, S. *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Occasional Paper n. 42, 2005.
- ZHAO, B.; KREUTER, U.; LI, B.; MA, H.; CHEN, J.; NAKAGOSHI, N. An ecosystem service value assessment of landuse change on Chongming Island, China. *Land Use Policy*, v. 21, p. 139-148, 2004.

Recebido em março de 2012.

Aceito em maio de 2012.

Publicado em junho de 2012.