

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Oferta de serviços ambientais na agricultura

Laura Barcellos Antoniazzi

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Ciências. Área de concentração: Economia Aplicada

**Piracicaba
2008**

Laura Barcellos Antoniazzi
Engenheiro Agrônomo

Oferta de serviços ambientais na agricultura

Orientador: Prof. Dr. **RICARDO SHIROTA**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Ciências. Área de concentração: Economia Aplicada

**Piracicaba
2008**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Antoniuzzi, Laura Barcellos
Oferta de serviços ambientais na agricultura / Laura Barcellos Antoniuzzi - Piracicaba,
2008.
91 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.
Bibliografia.

1. Agricultura sustentável 2. Poluição ambiental 3. Recursos hídricos I. Título

CDD 630.2745

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer ao Prof. Dr. Ricardo Shirota pela orientação e estímulo na vida acadêmica.

Também agradeço aos Profs. Silvia Helena Galvão de Miranda, Roberto Arruda de Souza Lima, Carlos José Caetano Bacha e a Pesq. Ana Maria Pereira Amaral pelas sugestões ao trabalho.

Agradeço aos colegas do Programa, especialmente Carlos Eduardo Osório Xavier, Davi Rogério de Moura Costa, Débora da Costa Simões, Egmar Del Bel Filho, Francine Rossi Rodrigues, José Eduardo Holler Branco, José César Cruz Junior, Luis André da Costa Diz e Mauricio J. P. de Souza pelo apoio e companheirismo nos estudos.

À Maria Aparecida Maielli Travallini, pelas infinitas e mais diversas ajudas, meu muito obrigada.

Agradeço à Universidade de São Paulo, à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e ao Departamento de Economia, Administração e Sociologia pela oportunidade.

Agradeço ao apoio financeiro da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e à Canadian International Development Agency - CIDA.

A toda equipe do Projeto Bacias Irmãs, especialmente os Profs. Ellie Perkins e Pedro Jacobi, agradeço a oportunidade de ampliar horizontes.

Finalmente agradeço a meu pai, Marcelo Antoniazzi.

“A real viagem de descoberta se dá não em buscar novas paisagens, mas em ter novos olhos para vê-las.”

Marcel Proust

“Um indivíduo sem informações não pode assumir responsabilidades; um indivíduo que recebe informações não pode evitar as responsabilidades.”

Jan Carlzon

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	11
LISTA DE SIGLAS	13
1 INTRODUÇÃO.....	15
2 OBJETIVOS	19
3 PRINCÍPIOS DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E DESCRIÇÃO DAS REGIÕES DO ESTUDO.....	21
3.1 Bacias hidrográficas e a gestão de recursos hídricos no Brasil	21
3.2 Bacia do Corumbataí e a Região do PCJ	22
3.3 Sub-Bacia Cabeceiras e a região do Alto Tietê	27
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	33
4.1 Áreas de Preservação Permanente - APPs: importância para a qualidade e quantidade de água e situação atual.....	33
4.2 Agricultura e água	35
4.3 Erosão e sedimentação.....	39
4.4 Economia da poluição agrícola	43
5 METODOLOGIA	65
5.1 Plantio de cana na Bacia do Corumbataí	68
5.2 Horticultura na Sub-bacia Cabeceiras	71
6 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	73
6.1 Bacia do Corumbataí.....	73
6.2 Cabeceiras do Tietê	77
7 CONCLUSÕES.....	81
REFERÊNCIAS.....	85

RESUMO

Oferta de Serviços Ambientais na Agricultura

A erosão hídrica é a principal causa de degradação do solo em ambientes tropicais e subtropicais úmidos e a perda da camada superficial do solo é o maior desafio para sustentabilidade da agricultura no mundo. Ela afeta a qualidade e o volume dos corpos d'água e diminui a qualidade dos solos. Apesar disso, o mercado não é capaz de corrigir estes problemas em razão da sua característica de bens públicos (não-exclusividade e não-rivalidade). Assim, o controle da erosão agrícola gera um serviço benéfico para toda a sociedade, mas os seus custos são exclusivamente dos agricultores. Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA são mecanismos de compensações em que os beneficiados pelos serviços pagam os seus provedores. PSA são mecanismos promissores para o financiamento da proteção ambiental e podem complementar as atuais regulações. Entretanto, a literatura atual ainda é limitada em termos de quantificação dos serviços gerados, da sua demanda e sua viabilidade econômica. Este estudo analisa a viabilidade econômica de esquemas de PSA para o controle da poluição hídrica advinda da agricultura no Brasil. O objetivo específico do estudo é estimar ofertas de Serviços Ambientais - SA de conservação do solo. As ofertas de SA foram estimadas para áreas de cana-de-açúcar (na Bacia do Rio Corumbataí) e horticultura (na Sub-Bacia Cabeceiras do Tietê) utilizando uma metodologia de dados mínimos. As ofertas foram estimadas para diferentes práticas agrícolas, permitindo a comparação da eficiência das diferentes práticas na produção do SA. No caso da cana, a implantação e manutenção de florestas nas APPs mostrou-se a prática mais eficiente. Gastos de R\$150,00/ha/ano com esta prática conservam cerca de 140.000 Mg de solo, enquanto o mesmo gasto aplicado na prática de não utilização das APPs conserva 70.000 Mg. Os resultados indicam que existe potencial para aplicação do modelo como forma de integrar as políticas públicas agrícolas com as ambientais. O estudo mostra que a adoção de práticas com maior produção de SA depende de incentivos. Nas condições atuais elas não são atrativas na medida em que geram menores retornos aos agricultores. Os incentivos podem ser através de subsídios das práticas adequadas, estímulo à demanda de produtos ambientalmente amigáveis ou pagamentos diretos pelos SA produzidos.

Palavras-chave: Oferta de serviços ambientais; Agricultura sustentável; Poluição agrícola; Recursos hídricos

ABSTRACT

Supply of Environmental Services from Agriculture

Water erosion is the main cause of soil degradation in tropical and sub-tropical environments and top soil loss is the biggest challenge for sustainable agriculture in the world. It affects water quality and quantity, and decreases soil quality. Despite this, the market is not able to solve these problems because of their public good characteristics (non-rivalness and non-excludability). Agricultural pollution control by farmers is a service society free rides because only farmers pay its costs. Payments for Environmental Services - PES schemes are flexible mechanisms in which providers of these services get paid by their users. PES schemes are considered to be promising mechanisms for financing environmental protection and restoration as well as for complementing and enforcing regulations. However, most of the on-going schemes don't use studies to quantify the services produced, to analyze the demand for them, or to check the schemes' economic viability. This study analyses the economic viability of PES schemes in order to control the agricultural pollution of water resources in Brazil. The specific objective is to estimate the Environmental Services - ES of conservation soil supplies. These supplies were estimated for sugar cane (Corumbataí Watershed) and horticulture areas (Tietê Cabeceiras Subwatershed), using a minimum-data model. The supplies were calculated for different practices, so it is possible to compare the different practices' efficiency to produce ES. For the sugar cane area it is more efficient to plant trees in the riparian buffer zones. Paying 150 reais per ha per year produces 140.000 Mg of conserved soil through tree planting, while with the same amount, the exclusion of the riparian zones from cultivation produces approximately 70.000 Mg. The results show this model can be applied as a way of integrating agricultural and environmental public policies. It was concluded that incentives are necessary to make the farmers adopt the practices that produce ES, because they are not economically feasible under current market conditions. The incentives could be either subsidies for these practices, fostering the demand for environmental friendly products, or direct payments for the ES produced.

Keywords: Supply of environmental services; Sustainable agriculture; Agricultural pollution; Water resources

LISTA DE SIGLAS

AFOCAPI - Associação dos Fornecedores de Cana de Piracicaba
ANA - Agencia Nacional de Águas
APM - Área de Proteção de Mananciais
APP - Área de Preservação Permanente
BHAT - Bacia Hidrográfica do Alto Tietê
BPA - boas práticas agrícolas
BMP - *best management practices*
CATI - Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, órgão da Secretaria de agricultura do Estado de São Paulo responsável pela extensão rural e pelo LUPA
CBH - Comitê de Bacia Hidrográfica
DAP - Disposição a Pagar
DAR - Disposição a Receber
DBO - Demanda Biológica de Oxigênio
EPA - Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
FAO - Organização para Alimentação e Agricultura das Nações Unidas
FUSP - Fundação Universidade de São Paulo
f.d.p - função de densidade de probabilidade
IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEA -Instituto de Economia Agrícola do Estado de São Paulo
K - potássio
LUPA - Levantamento Censitário de Unidades de Produção Agrícola
N - nitrogênio
P - fósforo
PCJ - Piracicaba, Capivari e Jundiá
PPR - Princípio do Protetor-Recebedor PSA: Pagamentos por Serviços Ambientais
PSA - Pagamento por Serviços Ambientais
RL - Reserva Legal
RMSP - Região Metropolitana de São Paulo
RPPN - Reserva Particular de Patrimônio Natural
SA - serviços ambientais

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação

UC - Unidade de Conservação

UGRHI - Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos

UPA - Unidade de Produção Agrícola

USDA - Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

VP - Valor Presente

1 INTRODUÇÃO

A Agência de Proteção Ambiental - EPA dos Estados Unidos estima que o deflúvio superficial¹ de áreas agrícolas responde por 50 a 70 % de toda a poluição não-pontual do país. Sedimentos são o principal poluente não-pontual nos ambientes rurais e a maior parte da erosão ocorre quando o solo está descoberto. Considerando que o controle da poluição pontual é relativamente bem efetivo, a poluição oriunda da agricultura é considerada pela EPA como a atividade mais degradante dos recursos hídricos (US-EPA², 1994 apud FAO, 1996).

A poluição não-pontual provocada pelo lixiviamento de adubos e defensivos é um processo bastante conhecido e citado, tanto no meio acadêmico (MAYS, 1996; MARCON, 2005; MERTEN; MINELLA, 2002; MARTINS, 2001) como nos meios de comunicação de massa. Sabidamente, os adubos e defensivos oriundos da agricultura afetam a qualidade de águas usadas para abastecimento, assim como causam outros efeitos ecológicos (BROUWER et al., 2003).

O uso do solo é o principal fator socioeconômico a afetar a saúde do ecossistema de bacias hidrográficas, e o deflúvio superficial de terras agrícolas é uma das principais formas de poluição das águas (HASCIC; WU, 2006). Arcova e Cicco (1999) monitoraram duas microbacias com Mata Atlântica e duas microbacias com usos agrícolas diversos na região da Serra do Mar, São Paulo, e constataram que as microbacias agrícolas apresentam temperatura, turbidez e cor mais elevadas do que as microbacias florestadas. Tais características influenciam na biodiversidade aquática. Segundo Manzatto et al. (2002) o grau de degradação dos solos é um indicador chave da sustentabilidade dos ecossistemas. A erosão hídrica é a principal causa de degradação do solo em ambientes tropicais e subtropicais úmidos, e de acordo com a Organização para Alimentação e Agricultura das Nações Unidas - FAO, a perda da camada superficial do solo é o maior desafio para sustentabilidade da agricultura no mundo.

¹ “Deflúvio superficial” também é conhecido por seu nome em inglês *runoff*.

² US-EPA. **National water quality inventory**. Washington: Office of Water, 1992. (Report to Congress, EPA-841-R-94-001).

No Estado de São Paulo, 80% da área cultivada sofre processos erosivos acentuados. Com isso cerca de 130 milhões de toneladas de solo são levados para os corpos hídricos por ano. Erosão e sedimentação são processos que interferem tanto na qualidade como na quantidade dos corpos d'água, além de representarem diminuição da qualidade dos solos (MARTINS, 2001).

Apesar das sérias conseqüências da poluição não-pontual (ou difusa) agrícola nos recursos hídricos, geralmente o mercado não é suficiente para corrigir estes problemas devido às características de não-exclusividade e não-rivalidade. Os bens com estas características também são conhecidos como bens públicos. O controle da poluição agrícola feito pelos agricultores é um serviço do qual a sociedade se beneficia, porém os custos são exclusivamente dos agricultores. Esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA são mecanismos de compensação flexíveis pelos quais os provedores de serviços ambientais são pagos pelos usuários destes serviços. PSA são considerados mecanismos promissores para o financiamento da proteção e restauração ambiental, assim como forma de complementar e reforçar as regulações existentes (FAO, 2004).

Nos últimos anos, varias experiências de esquemas de PSA em bacias hidrográficas foram implementadas, sendo que FAO (2004) cita pelo menos 36 experiências somente na América Latina. O mesmo documento afirma que a maior parte dos casos visa aumentar a disponibilidade e/ou qualidade da água para consumo humano em áreas urbanas ou para geração de energia hidroelétrica.

Na maior parte dos esquemas não há estudos para quantificar o quanto de serviço é gerado para cada tipo de uso do solo e, portanto, estes esquemas não foram baseados em valorações econômicas dos serviços (FAO, 2004). Além disso, argumenta-se que tanto provedores como usuários podem ter outras motivações que não as econômicas para entrar em um contrato de PSA, como por exemplo, reconhecimento informal de propriedade da terra e resolução de conflitos (FAO, 2004). Assim sendo, ainda há muito a ser explorado com relação à viabilidade e eficiência econômica do uso de esquemas de PSA para controle da poluição agrícola nos recursos hídricos.

A produção de Serviços Ambientais - SA na agricultura está cada vez mais sendo levada em consideração na formulação de políticas públicas nos países desenvolvidos e vem ganhando espaço também nos países em desenvolvimento. Além de alimentos, fibras e energia, a agricultura pode produzir uma série de SA. A produção agrícola junto com SA pode ser tanto uma exigência da sociedade, através de leis e normas, como um diferencial na comercialização – seja dos produtos agrícolas como dos próprios SA. No entanto, assim como outros serviços, os SA têm custos de produção e por isso os beneficiários destes serviços devem pagar por eles. Mas para que os mercados de SA se desenvolvam é necessário aprofundar os conhecimentos nessa área de modo a cobrar pelos SA com base em critérios objetivos. Como na maior parte dos esquemas de PSA ainda existem poucos estudos para quantificar e valorar estes serviços, pesquisas nessa linha podem ajudar muito o desenvolvimento destes mercados.

A quantificação da produção de SA é fundamental para dar base para esquemas de PSA, sejam públicos ou privados. Havendo a necessidade ou vontade de aumentar a produção de SA, é necessário conhecer a oferta destes serviços e como ela se comporta frente às mudanças de conjuntura.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é criar sustentação econômica para a implantação de esquemas de Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA para o controle da poluição não-pontual advinda da agricultura nos recursos hídricos no Brasil. Os objetivos específicos do trabalho são:

i-estimar ofertas do serviço ambiental de conservação do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar na Bacia do Rio Corumbataí;

ii-estimar ofertas do serviço ambiental de conservação do solo em áreas de horticultura na Sub-Bacia Cabeceiras do Tietê; e,

iii-testar o método para estimativa de oferta de SA com dados mínimos proposto por Antle e Valdivia (2006) e analisar os seus potenciais e limitações para as condições brasileiras.

A primeira hipótese referente a esses objetivos é que é possível estimar uma oferta para cada serviço ambiental produzido pela agricultura, desde que se possa quantificar a produção do SA e que se conheça o custo desta produção.

A outra hipótese é de que o método proposto por Antle e Valdivia (2006) pode ser usado para fins de políticas públicas no Brasil, por ser de relativamente fácil aplicação e resultar em estimativas consistentes.

3 PRINCÍPIOS DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS E DESCRIÇÃO DAS REGIÕES DO ESTUDO

3.1 Bacias hidrográficas e a gestão de recursos hídricos no Brasil

Apesar do País contar com grandes reservas de água doce e com a maior descarga média de rios no planeta, sua distribuição é bastante desigual. Nas Regiões Hidrográficas do Amazonas e Tocantins estão contidas 79% das recargas, enquanto sua participação na população brasileira é da ordem de 9% (REBOUÇAS, 2002). A Região Sudeste como um todo tem uma disponibilidade adequada de água, assim como o Estado de São Paulo, no entanto, devido à concentração populacional, há algumas regiões com escassez, ocasionando conflitos de uso.

Bacias hidrográficas são áreas de drenagem de um corpo d'água, delimitadas por divisores de águas, em que diversos fatores ambientais interagem e interferem no ciclo hidrológico. Uma bacia hidrográfica é a unidade que melhor reflete os efeitos das atividades humanas no ecossistema (MACHADO, 2002) e a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída através da Lei 9.433/1997, adotou a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão (BRASIL, 1997). Esta mesma lei, entre outras inovações, prevê a cobrança pelos usos dos recursos hídricos, com o intuito de gerar receitas para o seu gerenciamento e para incentivar o uso racional (BRASIL, 1997).

Os Comitês de Bacias Hidrográficas - CBHs, compostos pelo governo e sociedade civil, são os órgãos normativos responsáveis pelo Plano de Recursos Hídricos da bacia. Este Plano deve conter: diagnóstico atual, análise da demanda e oferta, metas e respectivas medidas a serem tomadas, prioridades de concessão de outorgas, áreas de proteção, e diretrizes e critérios para a cobrança (BRASIL, 1997). No Estado de São Paulo, as bacias hidrográficas foram divididas e agrupadas em 22 Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos - UGRHI, cada qual sob a responsabilidade de um Comitê. A Figura 1 ilustra essa divisão e destaca as UGRHIs onde estão localizadas as bacias analisadas neste trabalho.



Figura 1 – UGRHs do Estado de São Paulo, com destaque para as UGRHs Piracicaba, Capivari e Jundiaí – PCJ e Alto Tietê

Fonte: Rede das Águas (2007)

3.2 Bacia do Corumbataí e a Região do PCJ

A UGRHI-5 abrange as bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, conhecida como Bacias PCJ. Os três rios são afluentes da margem direita do Rio Tietê e são interligadas pela ação humana através de coletas de água e despejos de efluentes. A área total das três bacias é de 15.320 km², e 92% desta superfície está localizada no Estado de São Paulo e o restante em Minas Gerais (COPLAENGE, 2000). As Bacias PCJ abrangem 76 municípios com uma população de, aproximadamente, 4,5 milhões de pessoas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA, 2005).

Os recursos hídricos nas Bacias PCJ vêm enfrentando uma série de problemas, tanto em termos quantitativos como qualitativos. No primeiro grupo, a principal ameaça é a demanda crescente de água, especialmente do setor de saneamento, causada pelo

aumento populacional. A degradação dos rios – provocada pelas diversas fontes de poluição – agrava o problema em razão da diminuição dos mananciais adequados ao abastecimento humano (COPLAENGE, 2000).

Pioneiramente, o Comitê das Bacias PCJ vem organizando a gestão dos recursos hídricos na região para tentar resolver esses problemas. No entanto, as ações visando à melhoria do sistema esbarram, entre outras coisas, na falta de financiamento (MARCON, 2005).

O Plano de Bacias PCJ (2000-2003) prevê que sejam necessários R\$ 118 milhões para recuperar os recursos hídricos da região. Isto significa que, a partir do terceiro ano de cobrança, a arrecadação suprirá cerca de 16% dos investimentos totais, desconsiderando possíveis inadimplências e considerando que a Agência PCJ irá gastar 7,5% do total arrecadado para seu custeio (este percentual é o máximo permitido em lei). Portanto, verifica-se a necessidade da busca de alternativas de financiamento para a adequação ambiental da região referente à água.

A bacia do Piracicaba corresponde a maior parte da UGRHI- 5 (Tabela 1), e ela é dividida em cinco sub-bacias (Tabela 2). Por se tratarem de bacias que pertencem a mais de um estado, a dominialidade de seus principais rios são federais.

Tabela 1 - Área das bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, em km² e porcentagem de cada uma na UGRHI 5 (somente Estado de São Paulo), e no total da Bacia Hidrográfica (São Paulo e Minas Gerais)

Bacia	Área, em km ² , na UGRHI-PCJ	%	Área, em km ² , na Bacia Hidrográfica	%
Piracicaba	11.320	80,6	12.600	82,2
Capivari	1.570	11,2	1.570	10,2
Jundiaí	1.150	8,2	1.150	7,6
Total	14.040	100	15.320	100

Fonte: COPLAENGE (2000)

A qualidade das águas superficiais na região do PCJ está bastante comprometida, especialmente pelo lançamento de esgoto *in natura*. Apesar da coleta

de esgoto atender 84% da população, apenas 30% é tratado, e apenas parte deste porcentual inclui tratamento completo. Dos 19 pontos de medição de qualidade na Bacia do Piracicaba, 18 foram considerados eutrofizados em 2005. O número de ocorrências de mortandades de peixes na região do PCJ atingiram 39, maior número nas UGRHIs do Estado de São Paulo (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB, 2006).

Tabela 2 - Participação, em %, das áreas das principais sub-bacias da Bacia do Rio Piracicaba dentro da UGRHI 5 (somente Estado de São Paulo), e no total da Bacia Hidrográfica (São Paulo e Minas Gerais)

Sub-bacia	UGRHI-PCJ (%)	Bacia Hidrográfica (%)
Camanducaia	7,6	8,2
Jaguari	19,2	26,1
Atibaia	24,9	22,4
Corumbataí	14,9	13,4
Piracicaba	33,4	29,9
Total	100	100

Fonte: COPLAENGE (2000)

A Bacia do Corumbataí ocupa uma área de cerca de 1.700 km² (170.000 ha), localizada na região noroeste da UGRHI PCJ. O Rio Corumbataí nasce na cidade de Analândia, na altitude de 1058 m, e percorre 110 km até desembocar no Rio Piracicaba, na cidade de mesmo nome, a 470 m de altitude. Os principais afluentes do Rio Corumbataí são os rios Passa-Cinco, Cabeça e Ribeirão Claro (VALENTE, 2001). A Bacia inclui os municípios de Ipeúna, Corumbataí, Santa Gertrudes, Rio Claro, e parte dos municípios de Analândia, Itirapina, Charqueada e Piracicaba (MARINO JUNIOR, 2006). A população da Bacia, em 1996, era de 216 mil pessoas, sendo 95% moradores em áreas urbanas (COPLAENGE, 2000). Estima-se que a população total abastecida pelas águas da Bacia é de cerca de 530 mil pessoas (REIS, 2004). Além disso, mais de 60% do consumo de água na Bacia é destinada a abastecimento público (REIS, 2004).

A declividade da Bacia é bastante heterogênea, apresentando relevos mais acentuados nas partes norte e oeste, e mais planos nas áreas centrais, leste e sul. O

clima da região é subtropical, com inverno seco e verão chuvoso, e precipitação média anual de 1.390 mm. Os solos predominantes da Bacia estão divididos em argissolos (46%), latossolos (30%) e neossolos (22%) (MARINO JUNIOR, 2006).

Aproximadamente 95% da área das Bacias é rural. A cobertura vegetal natural é composta por florestas ombrófilas densas e estacional semidecidual, capoeiras, cerrados, e vegetação natural de várzea. Nas áreas de reflorestamento predominam pinus e eucalipto, enquanto nas áreas de pastagens cultivadas predominam braquiárias. Quanto à agricultura, citros e fruticultura em geral são destaques nas culturas perenes, e entre as culturas temporárias cana, milho e olericultura (COPLAENGE, 2000).

A região é bastante adequada para agricultura, por não apresentar nenhuma restrição forte, temperaturas amenas, e regime pluviométrico razoavelmente regular, sendo que a irrigação só precisa ser utilizada em caráter suplementar, salvo cultivo de hortaliças (COPLAENGE, 2000). Os solos têm fertilidade natural de média a alta, podendo ser manejados sem técnicas muito sofisticadas.

As disponibilidades hídricas totais da Bacia do Corumbataí são de 4,55 m³/s (Q_{7,10}) e 7,65 m³/s (Q_{95%}). Os rios desta Bacias são enquadrados na classe 2, no entanto, o Relatório de Situação das Bacias PCJ, de 1999, indica que dos 30 parâmetros calculados pela CETESB, 2 indicam qualidade ruim, 7 qualidade aceitável e 21 qualidade boa. 98% do esgoto da Bacia é coletado, mas somente 5% é tratado, com isso são levados para os corpos hídricos pouco mais de 10 mil kg DBO/dia³. Além disso, existem 15 indústrias que lançam cerca de 4,3 mil kg DBO/dia. A Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI estimou o potencial de consumo de defensivos, de maneira a dar subsídios para análise de contaminação aos recursos hídricos, e calcula que na Bacia do Corumbataí, em uma área cultivada de quase 52 mil ha, são consumidos cerca de 690 mil kg de produtos químicos por ano (COPLAENGE, 2000).

Em relação ao uso e ocupação do solo, Marino Junior (2006) apresenta dados obtidos por mapas para o ano 2000, que podem ser visualizados na Tabela 3.

³ DBO significa Demanda Biológica de Oxigênio e é uma medida de poluição orgânica das águas, sendo que quanto maior a DBO, maior o nível de poluição.

Predominam pastagens em 44% da área total, seguido da cultura de cana de açúcar, com 26%, florestas nativas em 12% da área e florestas plantadas em 7% do total.

Segundo Marino Junior (2006), a expansão da cana entre os anos de 1985 e 2000 ocorreu mais na porção sudoeste da bacia, e na porção norte, entre as cidades de Itirapina e Analândia.

De acordo com os dados apresentados por Marino Junior (2006) do Levantamento Censitário de Unidades de Produção Agrícola – LUPA, da Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo, para o ano de 1995-96, 55% dos produtores da Bacia do Corumbataí apresentam baixo nível de escolaridade, com no máximo o antigo primário completo. Ainda segundo a mesma fonte, o uso de crédito agrícola é baixíssimo entre os produtores da região (6,26%), e 23 e 22% dos produtores usam assistência técnica oficial e privadas, respectivamente. Em relação ao uso de tecnologias, o LUPA indica que 40% das UPAs fazem análise e adotam alguma medida de conservação de solo, enquanto que a adubação verde ou orgânica é usada em cerca de 29% das UPAs. Existe um total de 974 UPAs na Bacia do Corumbataí.

Tabela 3 - Usos do solo na Bacia do Rio Corumbataí, em % da área total, e área total da Bacia

Uso do Solo	Participação no Total da Área (%)
Pastagens	43,68
Cana de açúcar	25,57
Floresta nativa	12,36
Floresta plantada	7,33
Fruticultura	2,86
Urbanização	2,77
Outras coberturas	5,43
Total	100,00
Total da área da bacia (ha)	170.775

Fonte: Marino Junior (2006), a partir de dados de Valente e Vettorazzi (2003)⁴

⁴ VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento do uso e cobertura do solo na Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 196, p. 1-9, maio 2003.

Desde 2000 o Rio Corumbataí passou a ser a principal fonte de abastecimento da cidade de Piracicaba, após as águas do rio do mesmo nome atingir elevado nível de poluição (REIS, 2004). Em 1999 o Serviço Municipal de Água e Esgoto de Piracicaba - SEMAE elaborou o Plano Diretor da Bacia do Corumbataí onde foram feitas análises multicritérios em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas), e as principais conclusões foram que a vazão do rio estava apresentando tendência de diminuição, além de aumento da turbidez. Corre o risco dele não poder mais ser usado como manancial de Piracicaba. Além disso, foram identificadas sub-bacias e microbacias prioritárias para recuperação florestal, como forma de melhorar a qualidade da água e regularizar a vazão (REIS, 2004).

Ainda segundo o Plano Diretor da Bacia do Corumbataí, há 12,4% de floresta nativa e 15% deveria ser recuperado devido às condições pedológicas. O Plano também recomenda a busca por mecanismos alternativos de financiamento para recuperação florestal, pois os recursos provenientes da cobrança da água não são suficientes, como por exemplo seqüestro de carbono e políticas tributárias estaduais e municipais (REIS, 2004).

Brito (2001) analisou os fragmentos florestais na Bacia do Corumbataí e concluiu que a grande maioria destes fragmentos tem área inferior a 10 ha e estão localizados nas áreas de maior declividade da Bacia.

Brugnaró (2000) realizou um estudo de valoração contingente para estimar a Disposição a Pagar - DAP da população pelas matas ciliares da Bacia do Corumbataí. A DAP média estimada pelo autor foi de R\$ 2,06 mensais, na forma de um adicional hipotético nas contas de água residenciais. Considerando a população total da região, atinge-se o valor de cerca de R\$ 274 mil mensais.

3.3 Sub-Bacia Cabeceiras e a região do Alto Tietê

A preocupação e os conflitos sobre uso e gestão dos recursos hídricos são crescentes, especialmente em regiões de alta densidade demográfica, como é o caso da Região Metropolitana de São Paulo - RMSP. Localizada quase que exclusivamente na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - BHAT, a RMSP tem hoje aproximadamente 18

milhões de pessoas e já enfrenta escassez quantitativa e qualitativa de água para o seu abastecimento (FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO – FUSP, 2001). A BHAT é composta por seis sub-bacias: Cabeceiras, Cotia-Guarapiranga, Billings, Juqueri-Cantareira, Jusante Pinheiros-Pirapora, e Penha-Pinheiros, sendo que suas áreas estão descritas na Tabela 4. Nestas sub-bacias, é captado um total de 43,3m³/s para atender as demandas de uso doméstico, industrial e irrigação. Como este total não é suficiente para atender tais demandas, 33m³/s são importados de outras bacias, sendo a maior parte (31m³/s) da Bacia do Rio Piracicaba (FUSP, 2001).

Como a oferta de água na região já enfrenta dificuldades, o risco da perda dos atuais mananciais superficiais devido à má qualidade das águas seria muito grave. Isto poderia acarretar em altos custos em obras de infra-estrutura, como reservatórios, estações de tratamento de água, entre outras obras. A dificuldade na preservação dos mananciais é grande, especialmente pois tal tarefa é de responsabilidade dos municípios e não do Sistema Gestor dos Recursos Hídricos (FUSP, 2001).

Tabela 4 - Área das sub-bacias pertencentes a BHAT, em km², e número de municípios que as compõe

Sub-Bacia	Área de Drenagem (km ²)	Municípios
Cabeceiras	1.694	9
Cotia- Guarapiranga	905	7
Penha- Pinheiros	1.019	1
Jusante Pinheiros-Pirapora	569	7
Juqueri-Cantareira	713	5
Billings	1.025	7
Total	5.985	35

Fonte: FUSP (2001)

A vazão demandada para uso da irrigação é estimada em 2,6m³/s, e concentra-se principalmente na sub-bacia Tietê-Cabeceiras. Esta sub-bacia tem uma área de drenagem de 1.694 km² e abrange nove municípios, desde a nascente do Rio Tietê, em Salesópolis, até a divisa de Itaquaquecetuba com a zona leste de São Paulo. Os municípios que compõe esta sub-bacia são Arujá, Guarulhos, Itaquaquecetuba, Ferraz

de Vasconcelos, Poá, Suzano, Mogi das Cruzes, Biritiba-Mirim e Salesópolis (FUSP, 2001).

A qualidade das águas é ameaçada por diversos fatores, principalmente a disposição inadequada de esgotos. Na BHAT, 65% do esgoto é coletado e apenas 32% é tratado (FUSP, 2001).

O impacto da agricultura local nos recursos hídricos não está suficientemente caracterizado. Os dados sobre consumo de água para irrigação são pouco precisos e ainda necessitam de um melhor acompanhamento. Além disso, são necessários também mais estudos em relação ao impacto qualitativo da agricultura, ou seja, ao uso de fertilizantes e defensivos. Levando-se em consideração que a prioridade de alocação da água é o abastecimento da RMSP, a agricultura praticada na região é tida como competidora e degradadora deste recurso. Há forte pressão para que este setor passe a adotar medidas mais eficientes de uso racional da água, a fim de diminuir o suposto desperdício e a poluição difusa (FUSP, 2001).

A segunda área de estudo é a sub-bacia Cabeceiras do Alto Tietê, localizada a leste da RMSP. A sub-bacia do Cabeceiras é a única em que a agricultura é considerada significativa pelo CBH - Alto Tietê. Das nove cidades pertencentes a esta sub-bacia, a agricultura pode ser considerada importante atividade econômica nos municípios de Suzano, Salesópolis e, principalmente, Mogi da Cruzes e Biritiba-Mirim. Andrade e Artigiani (2003) afirmam que grande parte do emprego na região é rural, sendo que em Biritiba-Mirim a participação ultrapassa 70%. Os autores enumeram três características principais na área estudada (Mogi da Cruzes, Biritiba-Mirim e Salesópolis): grande presença de áreas verdes preservadas, produção agrícola ímbar dentro do cenário nacional e grande importância na produção de água para a RMSP. A produção de água na região faz com que grande parte do território seja considerado Área de Proteção de Mananciais - APM (Tabela 5).

Apesar das áreas de pastagem, matas e urbanização serem predominantes como categorias de uso e ocupação das terras da sub-bacia Cabeceiras, as culturas temporárias é que têm papel importante na geração de renda, emprego e consumo de água para irrigação, principalmente as hortaliças. Estas áreas enfrentam competição com os demais usos, especialmente urbanização e reflorestamento, que vem

aumentando suas participações (Tabela 6). As culturas temporárias encontram-se principalmente em terrenos planos das várzeas e das colinas e morrotes baixos, onde estão localizados os solos favoráveis à agricultura (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT, 2000).

Tabela 5 - Área, em km², dos municípios estudados, e porcentagem de seus territórios de Área de Proteção de Mananciais - APM

Município	Área (km ²)	Área de Proteção de Mananciais (%)
Biritiba Mirim	317,5	88,6
Mogi das Cruzes	721,1	49,7
Salesópolis	426,8	97,8
Suzano	195	69,2

Fonte: Gonçalves (2005)

Tabela 6 – Área, em ha, dos diferentes usos do solo na Sub-bacia Cabeceiras em 2001, sua participação na área total da Sub-bacia e variação em relação ao ano 1988, em %

Uso do solo	Área, em 2001 (ha)	Participação no Total (%)	Variação em relação a 1988 (%)
Mata	63.441,5	35,2	-7,7
Área urbana	39.625,1	22,0	14,1
Reflorestamento	23.657,6	13,1	27,5
Pasto	23.227,5	12,9	9,9
Horticultura e fruticultura	13.125,9	7,3	-2,1
Várzea	8.804,5	4,9	-24
Água	4.591,0	2,6	40,7
Cultura temporária	1.881,0	1,0	-29,2
Mineração ou solo exposto	1.086,1	0,6	39
Edificações	423,8	0,2	24,7
Total	180.035,4	100,0	

Fonte: Gonçalves (2005)

Segundo Bouzid (2003), 90% dos agricultores de Cabeceiras são japoneses ou descendentes de japoneses e a agricultura desenvolvida por eles, assim como pelos

outros produtores da região, é tipicamente familiar. As propriedades caracterizam-se pelo pequeno tamanho: 70% das unidades de produção têm menos de 10 hectares. A região é produtora de hortaliças em geral, frutas, com destaque para o caqui e a ameixa, flores e plantas ornamentais. Tais características distinguem esta região de grande parte das áreas destinadas à produção agrícola no Brasil, onde predominam médias e grandes propriedades, e com mão de obra contratada.

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Áreas de Preservação Permanente - APPs: importância para a qualidade e quantidade de água e situação atual

Áreas de Preservação Permanente - APPs, são áreas protegidas por lei e incluem diversos locais sensíveis, com áreas muito íngremes e ao longo ou em volta dos corpos e nascentes d'água, com ou sem vegetação, e largura variável entre 30 e 500 metros, dependendo do tipo do corpo d'água e largura do rio, assim definidas pelo Código Florestal de 1965 na Lei 4.771 e alterada pela Medida Provisória 2.166-7, de 2001 (BRASIL, 1965). As APPs têm as seguintes funções definidas pela referida lei: preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Assim, as matas ciliares – aquelas em volta dos corpos d'água, que funcionam como cílios – são APPs protegidas por lei. Esta vegetação também é chamada de floresta ribeirinha ou de floresta ripária. Neste trabalho serão analisadas unicamente as APPs em áreas ciliares.

Os serviços ambientais para regularizar a vazão e garantir qualidade no abastecimento público de água em todo o mundo são estimados em US\$ 2,3 trilhões. A mata ciliar desempenha papel de filtrar os sedimentos, além de reduzir significativamente a chegada de defensivos e nutrientes vindos da agricultura (REIS, 2004).

Segundo Reis (2004), a floresta riparia reduz a formação de banco de sedimentos e regulariza a temperatura da água. Florestas diminuem a erosão e o movimento de massas, o que por sua vez diminui a sedimentação, além de impedir o transporte de outros contaminantes para os cursos d'água. A autora revisou estudos sobre a relação floresta-água e afirmou que não há consenso científico em relação ao aumento da regularidade do fluxo de água com a implantação de florestas. Enquanto alguns trabalhos indicam que florestas aumentam a vazão no período de estiagem, outros indicam o contrário. Sabe-se que a quantidade de água depende de diversos fatores, como as características da cobertura florestal e do solo.

No entanto, sabe-se que bacias hidrográficas florestadas produzem água de melhor qualidade se comparada com aquelas com agricultura, indústria e urbanização. Ou seja, florestas melhoram a qualidade da água (REIS, 2004).

São muitas as funções hidrológicas das zonas ripárias vegetadas, sendo que as principais são geração de escoamento direto em microbacias e aumento da quantidade de água na estação seca (devido ao aumento da capacidade de armazenamento de água na microbacia ao longo da zona ripária). Florestas ripárias também melhoram a qualidade da água, funcionando como um filtro superficial de sedimentos, nutrientes e defensivos. Além disso, estas florestas favorecem o ecossistema aquático, pois abastecem os cursos d'água com material orgânico, diminuem a velocidade da água em alguns pontos, e atenuam a radiação solar (LIMA; ZAKIA, 2004).

Além disso, Lima e Zakia (2004) destacam a função ecológica das matas ciliares, pois além de proteger os cursos d'água, protegem a biodiversidade. Barrella et al. (2004) resumem as funções ecológicas das matas ciliares em formação de microclima; formação de habitats, áreas de abrigo e de reprodução; corredores de migrações da fauna terrestre; e entrada de suprimentos orgânicos.

Segundo o Projeto Mata Ciliar (SÃO PAULO, 2004), 40% do estado é suscetível à erosão, existem cerca de 1 milhão de ha de áreas ciliares sem vegetação e 120 mil km de cursos d'água desprotegidos. Isso causa diversos problemas de qualidade e quantidade de água para abastecimento público.

Miranda et al. (2006) entrevistaram produtores de leite na região de Piracicaba sobre os entraves e incentivos à adequação a legislação ambiental. Os autores afirmam que 74% dos entrevistados fariam a adequação caso recebessem um pagamento direto para isso. Os principais motivos para o não cumprimento das áreas de APP e Reserva Legal - RL são, em ordem de importância, perda de área, custo, necessidade de materiais, mão-de-obra, orientação técnica e outros fatores, e por último, tempo disponível.

Toledo (1997), em estudo em uma microbacia no município de Pirassununga, SP, na bacia do Rio Pardo, concluiu que a viabilidade econômica da adoção de medidas conservacionistas – plantio de APPs e conservação de solo - variam bastante entre as propriedades estudadas. Além disso, enquanto algumas apresentam Taxa

Interna de Retorno - TIR positiva, outros apresentam TIR negativa. Além disso, Toledo (1997) verificou que o período de retorno do investimento é, para a maior parte das propriedades, de médio a longo prazo – de 7 até 30 anos - o que pode justificar a não adoção de medidas com alto custo no presente sem os devidos incentivos.

Farhat (2005) estudou a adequação ambiental dos fornecedores de cana de Piracicaba com relação à proibição de queimadas nos entornos de áreas urbanas e plantio em áreas de APP. O autor concluiu que metade das UPAs dos fornecedores de cana apresenta algum tipo de interferência em áreas de APP, no entanto, na metade destas UPAs a área de interferência é inferior a 0,5 ha. No total de UPAs analisadas, 4% da área de produção de cana estão localizadas em áreas de APP, o que significam cerca de 370 ha.

4.2 Agricultura e água

4.2.1 Quantidade

Em primeiro lugar, a agricultura é considerada por muitos autores como uma atividade altamente consumidora de água, e a estimativa da FAO de que 70% da água utilizada no mundo é destinada à agricultura é citada em muitos trabalhos (MARTINS, 2001; FAO, 1996). No Estado de São Paulo, estima-se que a agricultura consuma cerca de 40% da demanda total de água (MARTINS, 2001).

Na região das Bacias PCJ, estima-se que cerca de 19% da demanda de água seja usada para agricultura (COPLAENGE, 2000), como pode ser visto na Tabela 7. No entanto, é importante considerar que esta estimativa leva em consideração apenas os volumes de águas outorgados, sendo que é muito provável que muitas Unidades de Produção Agrícola - UPAs utilizem água, porém sem outorga.

Além do próprio consumo de água, as atividades agrícolas interferem na quantidade de água disponível em uma determinada bacia hidrográfica através de alterações no ciclo hidrológico devido às mudanças da cobertura vegetal e usos do solo em geral. Braga (2005) resume as conseqüências da substituição de florestas por outros usos, incluindo a agricultura: diminuição da infiltração, percolação e armazenamento de água, resultando em aumento da erosão e sedimentação; mudança

na qualidade da água; e alteração do regime hidrológico, através do aumento da vazão nos períodos de chuva (intensificando os riscos de enchentes) e diminuição da vazão nos períodos de seca (intensificando os riscos de estiagem).

Tabela 7 - Evolução e projeção da demanda total de água, em m³/s, e participação dos diferentes setores na demanda total, em %

Ano	Distribuição dos Tipo de Uso de Água (%)			Demanda Total de Água (m ³ /s)
	Abastecimento Público	Industrial	Agrícola	
2000	37,2	43,1	19,07	40,09
2005	37,8	42,9	19,3	43,61
2010	38,9	42,1	19	46,48
2020	41,1	41,6	17,3	51,44

Fonte: COPLAENGE (2000)

4.2.2 Qualidade

Os resíduos da agricultura que podem vir a se tornar poluentes nos corpos hídricos enquadram-se na categoria de poluição não-pontual (ou difusa), a qual se distingue bastante da poluição pontual. A primeira é caracterizada por responder as condições hidrológicas, e por não ser facilmente medida ou controlada diretamente. Por isso, a poluição não-pontual é difícil de ser regulada e se relaciona com o uso da terra e as práticas de manejo adotadas. Em países desenvolvidos, o controle da poluição não-pontual da agricultura ocorre principalmente através de educação, disseminação das práticas de manejo adequadas, e mudança no uso do solo (FAO, 1996).

Carlson et al. (1993) classificam os resíduos das atividades agrícolas em seis categorias: sedimentos, nutrientes, pesticidas, sais minerais, metais pesados, e contaminantes biológicos. A água é um importante mecanismo de transporte de poluentes via quatro processos: água da chuva, *runoff* superficial, percolação/lixiviamento, e irrigação e drenagem. O efeito conjunto destes processos, segundo os autores, complica ainda mais as decisões de alocação de água.

O transporte e destino dos poluentes oriundos da agricultura dependem de uma série de complexos processos, hidrológicos, físicos, químicos, biológicos e hidrodinâmicos. Basicamente podemos classificar as substâncias químicas potencialmente poluentes em fraco ou fortemente adsorvidas pelo solo. As substâncias pouco adsorvidas, como nitrogênio (N) e outros sais, dependem majoritariamente dos fluxos de água para serem transportadas. Já as substâncias fortemente adsorvidas, por exemplo, potássio (K) e DDT, são transportadas principalmente pela erosão e outros movimentos de solo (CARLSON et al., 1993). Por isso, a poluição de sedimentos está interligada com a de fertilizantes e defensivos e é complicado isolar os efeitos de cada uma delas.

Os efeitos destes poluentes são diversos e difíceis de serem mensurados. Dentre os efeitos *on-site*, isto é, dentro da propriedade agrícola, Carlson et al. (1993) citam que a erosão e perda de nutrientes reduzem a produtividade do solo, podendo levar a aumentos nos custos de produção e diminuição no valor da terra. Já a perda de pesticidas diminui sua efetividade, diminuindo a produção e/ou aumentando os custos. Os efeitos *off-site*, ou seja, fora da propriedade, são ainda mais difíceis de estimar e valorar. Clark et al. (1985) estimam prejuízos anuais da ordem de 7 bilhões de dólares aos recursos hídricos superficiais nos EUA, sendo que destes, 2,6 bilhões são atribuídos a plantações. Carlson et al. (1993) afirmam que os poluentes agrícolas podem criar sérios problemas de saúde se ingeridos, causar corrosão e reações químicas indesejáveis nos usos domésticos e industriais, além de afetar a produtividade de culturas irrigadas.

A Figura 2 ilustra a ordem de complexidade e de custos de controle dos diversos poluentes oriundos da agricultura. Vale salientar a diferença entre os impactos provocados por defensivos daqueles provocados por adubos. Os primeiros são agroquímicos e por isso, substâncias tóxicas que podem causar diversos efeitos nocivos, tanto para a saúde humana, como para a biodiversidade em geral. Já os adubos, sendo os mais utilizados na agricultura os nitratos e fosfatos, são nutrientes e causam eutrofização das águas, como já detalhado acima. Além disso, nitratos em concentrações elevadas são tóxicos para humanos, e podem causar uma rara doença em bebês conhecida como síndrome do bebê azul (ou metaglobinemia), além de

estarem relacionados com a incidência de vários tipos de câncer, especialmente de estômago (O'RIORDAN; BENTHAM,1993).

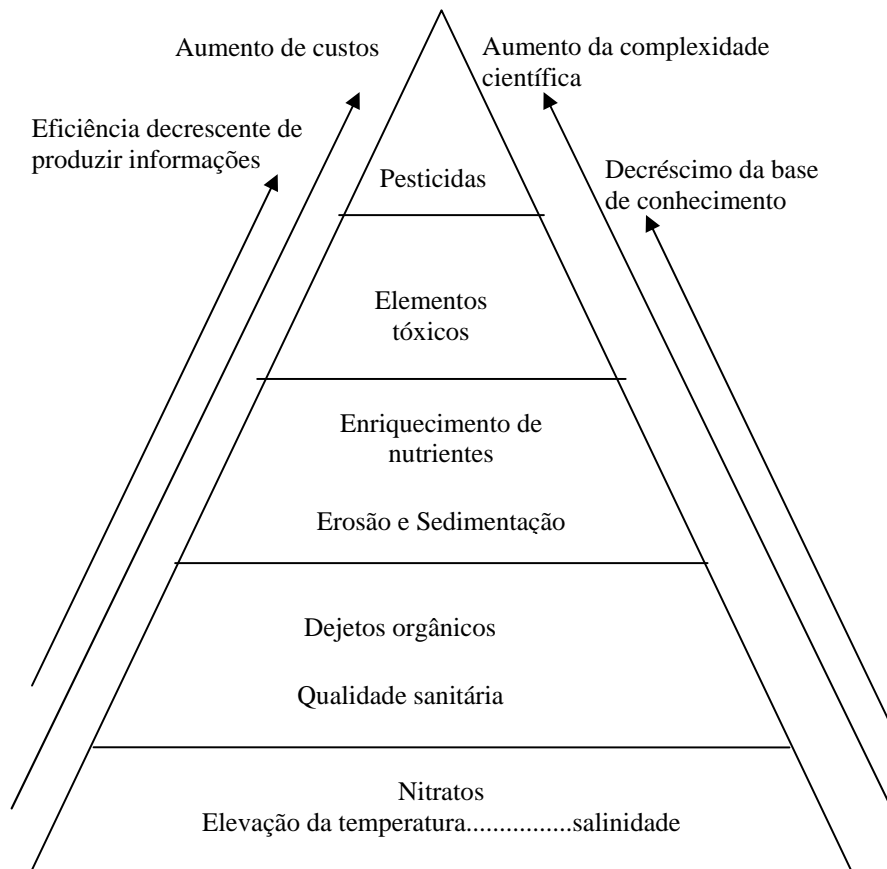


Figura 2 - Complexidade e custos de diferentes poluentes agrícolas

Fonte: Adaptado de FAO (1996)

Em um estudo nos Estados Unidos, Hascic e Wu (2006) determinaram a influência de diferentes usos de solo na qualidade das águas, medidas através de indicadores de qualidade de bacias hidrográficas em uso pela EPA. Os autores concluem que a conversão de florestas em culturas agrícolas aumenta a probabilidade do índice de qualidade de água convencional⁵ (elasticidade de 0,22), assim como a

⁵ índice de qualidade de água convencional é um indicador usado pela US-EPA que mede o número de amostras de água em uma bacia com concentração acima do nível de referência nacional de um ou mais das quatro medidas convencionais de qualidade da água: fósforo, amônia, oxigênio dissolvido e pH.

conversão para pastos (elasticidade de 0,07). Estes mesmos usos do solo não apresentaram impacto significativo no índice de poluição por metais pesados.

Apesar da situação nos países em desenvolvimento ser distinta, pois nem sempre há um rigoroso controle das fontes de poluição pontuais, a preocupação com a poluição agrícola é crescente. Nestes países, também há mais dificuldade de dados e monitoramento que permitam analisar a participação da poluição da agricultura em relação à poluição total, o que é muito importante para definição das prioridades e definições de onde alocar os escassos recursos de controle (FAO, 1996).

4.3 Erosão e sedimentação

A degradação dos solos é a perda da sua capacidade de desempenhar uma função. Os tipos de degradação são erosão hídrica e eólica, e degradação química, física e biológica. A erosão é um processo natural que ocorre em escala de tempo geológica, porém as atividades antrópicas podem acelerar muito o processo. O processo de erosão é dividido em três fases: desagregação, transporte e deposição e a erosão hídrica é a principal causa de degradação do solo em ambientes tropicais e subtropicais úmidos (HERNANI et al., 2002).

A erosão e a sedimentação também são processos que comprovadamente causam muitos prejuízos a qualidade dos recursos hídricos, sendo que Hernani et al. (2002) estima que os custos externos decorrentes destas externalidades ultrapassem US\$ 1,3 bilhões anuais no Brasil. Machado (2002) afirma que 600 milhões de toneladas de solos agrícolas são perdidos por ano no país.

Os sedimentos levados pela erosão podem ser classificados como poluição química e poluição física. Considerando esta última, ocorrem dois efeitos principais. Primeiro, cita-se o aumento da turbidez da água, o que ocasiona uma diminuição da infiltração de luz nos rios. Com isso, o ecossistema aquático pode ser alterado significativamente. O outro efeito é a alteração das características hidráulicas do canal, geralmente diminuição da profundidade. Como possíveis conseqüências, dificuldade de navegabilidade e aumento da incidência de enchentes. Com relação ao aspecto químico da sedimentação, o problema consiste nos compostos que são carregados

junto à argila e à silte, principalmente fósforo (P), pesticidas clorados e metais (FAO, 1996).

Os impactos da erosão do solo externos a propriedade também podem ser classificados em impactos dentro dos corpos d'água e impactos fora dos corpos d'água, estes últimos caracterizado por: aumento do dano das inundações e das dificuldades de condução da água, aumento das necessidades de tratamento de água, obstrução dos poros do solo e aumento dos desgastes de equipamentos. Os impactos dentro dos corpos d'água são o aumento do desgaste de equipamentos, diminuição da qualidade da água e do valor para usos recreativos, eutrofização, obstrução da navegação, impactos negativos para vida aquática, e diminuição da capacidade dos leitos (ORTIZ LÓPEZ, 1997).

O Plano de Bacias 2000-2003 (COPLAENGE, 2000) classificou a potencialidade à erosão das sub bacias PCJ, a partir do cruzamento das classes de potencialidade natural e antrópica, e o resultado é apresentado no Quadro 1. Rodrigues Junior (1998) estimou a erosão na Bacia do Rio Piracicaba, sendo 51 Mg/km²/ano de erosão física e 25,2 Mg/km²/ano de erosão química, o que indica uma perda significativa, se comparada a demais taxas⁶. A taxa de redução da espessura do solo é 28 m/Ma (metros de solo por milhões de anos), sendo que a taxa de formação do solo é 1,9 m/Ma. O autor também verificou que a maioria dos elementos químicos dissolvidos na água do Rio é proveniente de fontes pontuais, ao contrário de K⁺ e NO₃⁻, que apresentam origem difusa. O autor também mediu a concentração de sedimentos em suspensão no Rio Piracicaba, sendo 693 mg/L o valor máximo, no período de cheia, e 7,0 mg/L o mínimo, na estiagem.

Ortiz López (1997) levantou na literatura dados sobre as conseqüências econômicas internas e externas da erosão do solo, além de ter calculado ambas para a Bacia do Rio Corumbataí, sub-bacia da Bacia do Piracicaba e principal manancial da cidade de mesmo nome. As conseqüências internas são divididas em perda de produtividade, perda de nutrientes e redução do valor da terra agrícola. Já as conseqüências externas referem-se a impactos no tratamento de água para uso

⁶ Hernani et al. (2002) afirma que o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos - USDA estima que as perdas de solo pela erosão hídrica e eólica sejam de 0,14 Mg/km²/ano, sendo que a faixa considerada tolerável é entre 0,9 e 0,11 Mg/km²/ano. Mg significa megagramas, ou toneladas.

domiciliar e na produção de hidroeletricidade. O autor cita estudos que apontam um aumento nos custos de tratamento de água doméstico de US\$ 218 mil anuais no Estado do Paraná e US\$ 353 milhões por ano nos Estados Unidos. Quanto às conseqüências para produção de hidroeletricidade, há estudos que apontam perdas de US\$ 0,5 a 1 milhão por ano no Equador e de US\$ 64 a 74 milhões no Estado de São Paulo, por ano.

Sub-bacia	Criticidade*
Camanducaia	Muito crítica
Jaguari	crítica
Atibaia	crítica
Corumbataí	crítica
Piracicaba	Muito crítica
Bacia Capivari	Pouco crítica
Bacia Jundiá	Pouco crítica

Quadro 1 - Criticidade das sub-bacias ao desenvolvimento de processos erosivos

Fonte: COPLAENGE (2000)

*"Muito crítica": mais de 50% da área tem alta suscetibilidade à erosão.

"crítica": representa 25 a 50% da área nesta condição.

"Pouco crítica": menos de 25% da área tem alta suscetibilidade à erosão.

Na Bacia do Corumbataí, as conseqüências externas são bem menores, e representam 3,8% dos custos totais causados pela erosão. O aumento nos custos do tratamento de água devido à erosão é de R\$ 548.318,00 por ano, o que significa que cada família abastecida pela água produzida na Bacia paga R\$ 0,62 mensais adicionais devido a processos erosivos (ORTIZ LÓPEZ, 1997). Este tipo de estudo é fundamental para a análise dos custos sociais das externalidades e conseqüentemente da demanda por serviços ambientais, como será visto com mais detalhes adiante.

Como os impactos externos da erosão do solo são diversos e como é preciso um volume grande de informações para analisá-los em conjunto, a maior parte dos estudos analisa impactos isolados. Os mais comuns são os trabalhos estudando os impactos na produção de hidroelétricas (VELOZ et al., 1985), no tratamento de água para uso

doméstico (REIS, 2004), e na perda de espaços recreativos em represas (CROWDER, 1987; ROBERTSON; COLLETTI⁷, 1994, apud ORTIZ LÓPEZ, 1997).

Hernani et al. (2002) afirma que a erosão aumenta a turbidez da água de rios e represas, o que por sua vez aumenta os custos do tratamento da água para consumo humano. Segundo o autor, o Banco Mundial calculou o aumento do custo de tratamento da água devido à erosão no Estado do Paraná em R\$ 10,67/10.000 m³ de água tratada.

Segundo Holmes (1988), o efeito marginal da turbidez da água bruta sobre os custos de tratamento de água é de 0,05%, isto é, o aumento de 1% dos sedimentos erodidos aumenta em média 0,05% os custos de operação e manutenção de tratamento de água. Reis (2004) calculou os custos de operação de sete Estações de Tratamento de Água - ETA em função da cobertura florestal das bacias de onde é retirada água, e verificou que quanto mais vegetada a bacia, menor era o custo de tratamento (Figura 3).

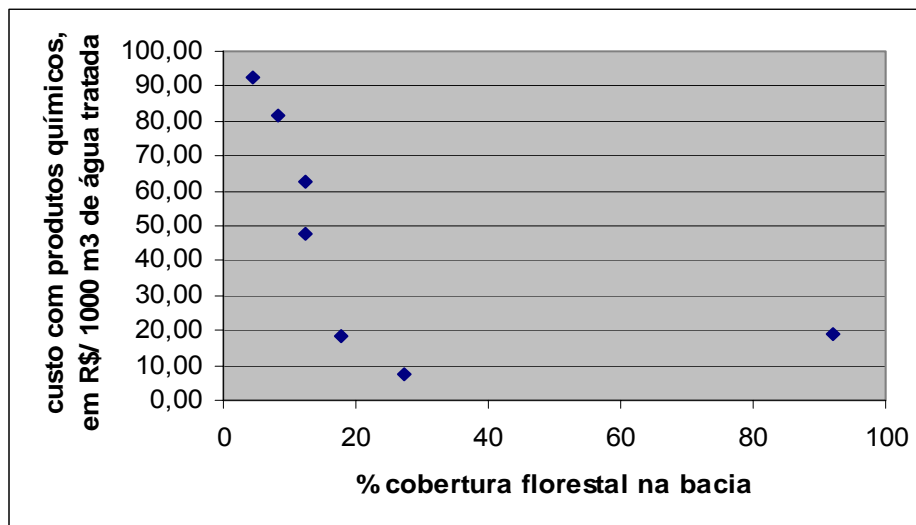


Figura 3 - Relação entre cobertura florestal e custo de tratamento de água

Fonte: Elaborada com base nos dados de Reis (2004)

⁷ CROWDER, B.M. Economic costs of reservoir sedimentation: a regional approach to estimating crop erosion damages. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 42, n. 3, p. 194-97, May/June 1987.

ROBERTSON, R.A.; COLLETTI, J.P. Off-site impacts of soil erosion on recreation: the case of lake Red Rock reservoir in central Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 49, n. 6, p. 576-81, Nov./Dec. 1994.

4.4 Economia da poluição agrícola

4.4.1 Teoria econômica

Carlson et al. (1993) citam quatro aspectos da demanda e oferta por melhoria da qualidade das águas que explicam o porquê do mercado não conseguir resolver o problema da qualidade dos recursos hídricos. Primeiramente, a solução eficiente depende de um conjunto de direitos de propriedade definidos, o que não ocorre em muitas situações. Segundo, as causas e efeitos da poluição das águas geralmente ocorrem separados no tempo e no espaço. Também é difícil de calcular os custos e benefícios marginais e de localizar e coordenar os “compradores” e “vendedores” deste mercado.

Um terceiro aspecto diz respeito à incerteza causada pela falta de informações completas sobre impactos na qualidade das águas e os custos de melhorar tal qualidade. Por fim, Carlson et al. (1993) acrescentam que muitos dos bens derivados da qualidade das águas são não-exclusivos, conforme definido por Randall (1987). Bens não-exclusivos são aqueles que não é possível, ou muito custoso, excluir pessoas de usarem tais bens. Isto faz com que não haja incentivo para pagar pelo uso do bem, já que todos poderão usá-lo, independentemente de terem pagado por ele ou não. E como todos os usuários pensam desta forma, na maior parte dos casos estes bens são produzidos em quantidade inferior ao desejado pela sociedade. A não-exclusividade introduz uma série de dificuldades, como a definição da quantidade ótima do bem, como provê-lo, e como pagar por ele, já que é praticamente impossível coletar pagamentos para a provisão destes bens.

As quatro explicações apresentadas por Carlson et al. (1993) para o mau funcionamento do mercado de qualidade de água estão muito resumidas, e por isso, faz-se necessário a explicação mais detalhada destas e outras abordagens teóricas sobre o problema.

Um conceito muito importante no caso da poluição agrícola (e de outras formas de poluição também) é o de externalidades. Segundo Coase (1960), externalidades ocorrem quando uma pessoa age provocando efeitos a outras pessoas,

independentemente do consentimento destas, podendo o efeito ser benéfico – externalidade positiva- ou prejudicial – externalidade negativa.

Boadway e Bruce (1984) afirmam que existem duas fontes de externalidades: direitos de propriedade não definidos e produção ou consumo conjunto. No primeiro caso, indivíduos têm incentivos a usar recursos de propriedade comum sem pensar na sustentabilidade do recurso, gerando externalidades para o estoque do recurso que podem levar ao seu esgotamento. E quando a produção ou consumo de um bem afeta a utilidade ou função de produção de outros indivíduos ou firmas, também são geradas externalidades.

Uma das características da maior parte das externalidades, aquelas geradas por consumo ou produção conjuntas, é que são subprodutos acidentais de uma atividade desejada pela sociedade. A poluição agrícola é um subproduto não desejado, uma externalidade negativa, de uma atividade benéfica à sociedade, a produção agrícola. Ortiz López (1997) apresenta esta perspectiva de externalidades e acrescenta que no caso da erosão agrícola, esta aumenta os custos das empresas de tratamento de água. Quando as externalidades não são compensadas, o sistema econômico pode não gerar uma alocação eficiente dos recursos e o ponto de equilíbrio social difere do equilíbrio privado (Figura 4).

Pode-se utilizar para fins analíticos tanto a poluição agrícola como uma externalidade negativa, como o controle da poluição como uma externalidade positiva. O conceito de serviço ambiental, neste caso, também é flexível, dependendo da análise desejada. No caso da erosão agrícola, por exemplo, pode-se analisar os sedimentos erodidos como uma externalidade negativa produzida em quantidade superior ao ótimo social (Figura 4). O controle da erosão, através de práticas conservacionistas, por outro lado, pode ser visto como uma externalidade positiva, que na maior parte das situações ocorre em quantidade inferior ao ótimo social devido à característica de não-exclusividade explicada acima. O controle da erosão também pode ser considerado um serviço ambiental produzido pela agricultura, e como qualquer serviço prestado, é passível de ser remunerado.

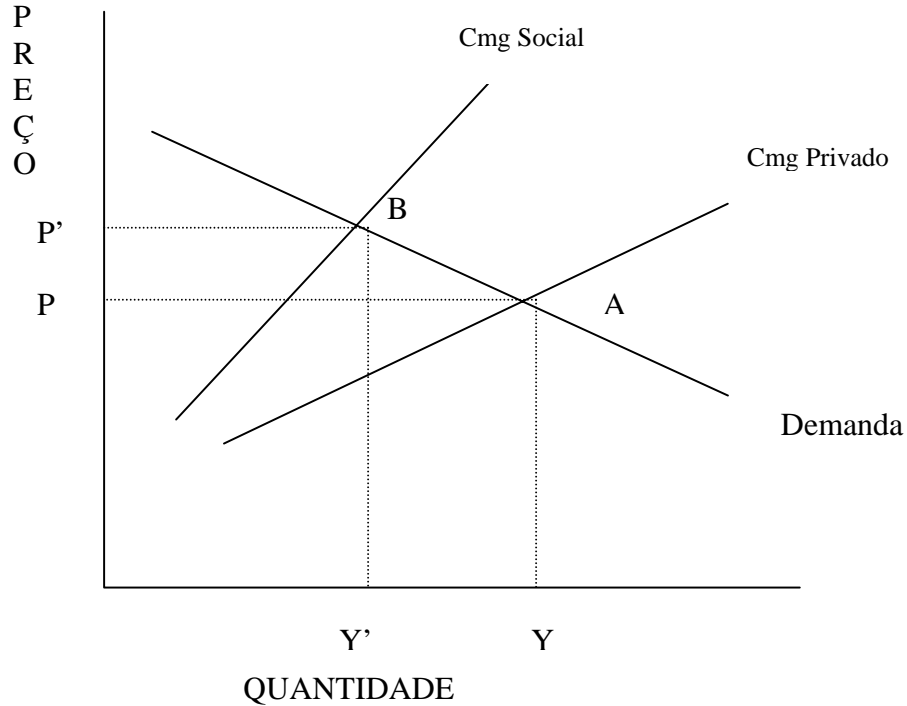


Figura 4 - Equilíbrio privado e equilíbrio social na presença de externalidades negativas na produção

Fonte: Ortiz López (1997)

Poluição é o exemplo mais citado de externalidades negativas e a teoria econômica apresenta algumas opções para seu controle. O economista Arthur Cecil Pigou, no início do século XX, propôs um esquema de controle da poluição feito pelo Estado através de impostos para as empresas poluidoras, ou de subsídios para os que produzem abatimento da poluição. No entanto, devido a dificuldades conceituais e empíricas, as agências governamentais responsáveis pelo controle da poluição dificilmente conseguem cobrar o imposto correto, isto é, aquele que traria equilíbrio para o mercado (RANDALL, 1987).

Outra alternativa para o controle da poluição é a regulação do governo, que determinaria um valor máximo permitido de poluição. Assim como no caso do imposto ou subsidio pigouviano, a agência enfrenta dificuldades para determinar a quantidade máxima permitida ideal. Além disso, esta abordagem apresenta outro ponto fraco por não incentivar as firmas a reduzirem mais a poluição após o nível determinado

(RANDALL, 1987). Também é preciso considerar os gastos da agencia com fiscalização e punição dos infratores, caso contrário os agentes não terão incentivo a cumprir a regulação.

Pela abordagem de Pigou, portanto, faz-se necessário a intervenção do Estado para internalizar as externalidades e atingir o ótimo social. Coase (1960) contesta esta abordagem ao afirmar que na ausência de custos de transação e de barganha, as partes envolvidas nas externalidades podem negociar e chegar a um ponto de ótimo de Pareto⁸, independente das dotações iniciais dos direitos de propriedade, desde que estes direitos sejam bem definidos. Suponha que uma fábrica A lance efluentes em um rio, ou seja, produza externalidades negativas, e uma outra fábrica B a jusante deste rio tenha seus custos de produção aumentados com estes efluentes, isto é, sofra com tais externalidades. As fábricas irão negociar a diminuição da produção de externalidades, dependendo de quanto a fábrica B perde com as externalidades e do custo de abatimento das externalidades da fábrica A.

Se o lucro da fábrica A é de \$ 3.000 e a fábrica B perde com os efluentes \$ 6.000 (ou qualquer outro valor maior que \$ 3.000) há espaço para que os donos da fábrica B adquiram a fábrica A ou então paguem a ela um valor superior a \$ 3.000 (mas inferior a \$ 6.000). Com isso, o produto social gerado será maior do que no inicio e ambas as fábricas estarão numa situação melhor. Randall (1987) apresenta a perspectiva proposta por Coase e afirma que aquele que produz a externalidade estará disposto a oferecer uma compensação aquele que sofre a externalidade no valor do seu preço de oferta de abatimento, mas não mais do que isso. Já quem sofre a externalidade estará disposto a aceitar uma compensação no valor do preço da demanda por abatimento, mas não inferior a isto (Figura 5).

⁸ Ótimo de Pareto é o ponto em que não é possível melhorar a situação de uma pessoa, sem piorar a situação de outra pessoa. Para uma explicação mais detalhada deste conceito, consulte Randall (1987).

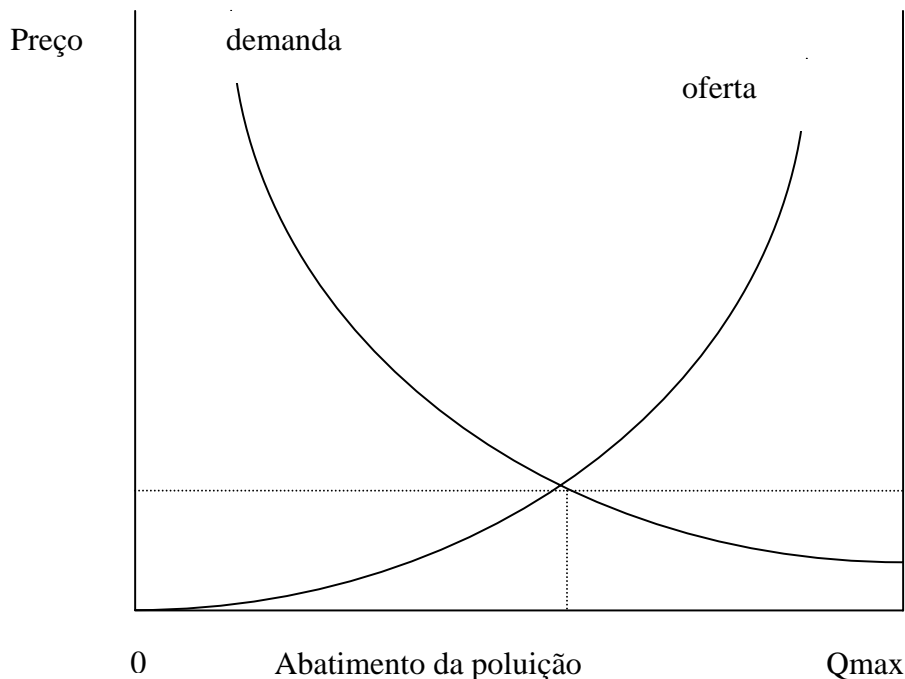


Figura 5 - Solução de mercado proposta por Coase para externalidades

Fonte: Randall (1987, p.187)

No entanto, a solução de barganha de Coase não leva a um abatemento total, ou externalidades zero, pois quando todas as possibilidades de comércio forem exauridas, ainda poderá existir externalidade, porém estas serão Pareto-irrelevantes (RANDALL, 1987). Além disso, a solução proposta por Coase (1960) não funciona em muitas situações práticas, especialmente devido a custos de transação e de barganha que inviabilizam a negociação entre as partes envolvidas, ou quando existe atenuação dos direitos de propriedade. Em muitas situações onde se observam externalidades, o número de agentes que sofrem e/ou geram as externalidades é muito grande, o que faz com que reuni-los para uma negociação seja demasiadamente custoso (MUELLER, 1989). Uma situação onde os custos de transação são positivos poderia ser representada na Figura 5 por deslocamentos pivotais das curvas de oferta para esquerda e da demanda para a direita, ocasionando preço e quantidade de equilíbrio maiores.

A poluição não pontual (ou difusa) advinda da agricultura caracteriza-se por ser originada por incontáveis fontes, e por isso, uma negociação com os agricultores para abatimento da poluição (externalidades negativas) implicaria em custos de transação positivos. Isso faz com que o controle da poluição agrícola utilize métodos diferentes dos do controle de poluição pontual, como já explicado no item 4.2.2.

Bunce, 1942⁹ apud Ortiz Lopéz (1997) afirma que é desejável o uso de políticas públicas para conservação do solo em três situações, sendo que a primeira delas é quando a conservação é economicamente vantajosa para o produtor, porém ele não a adota, caracterizando uma situação em que tanto indivíduos como a sociedade seriam beneficiados. A segunda situação é quando a conservação do solo é vantajosa economicamente para a sociedade, porém não para o produtor, enquanto a última situação é quando existem objetivos sociais intangíveis que justificam a intervenção pública.

4.4.2 Agricultura e Serviços Ambientais – SA

Dentro da recém-desenvolvida teoria de PSA, o controle da poluição não pontual gerada pela agricultura é considerado um serviço ambiental. A disseminação do conceito de multifuncionalidade da agricultura vem contribuindo para a propagação do conceito de serviços ambientais (ou serviços ecossistêmicos) providos pela agricultura. PSA são mecanismos flexíveis que se propõe a criar mercados, e assim superar as dificuldades apontadas por Carlton et al. (1993), como será visto adiante. Wolcott (2006) afirma que o conceito de serviços ambientais está se tornando o padrão de referencia pelos quais políticas e praticas de manejo são avaliadas. O autor também diz ser necessário o uso de conhecimentos tanto da biologia da conservação como da economia de recursos naturais para o desenvolvimento desta área.

O conceito de multifuncionalidade da agricultura pressupõe a produção de serviços ambientais diversos como biodiversidade, paisagens rurais e habitat para espécies selvagens, como pode ser visto na Figura 6 (ROMSTAD, 2004). Desta forma, faz-se necessário o estudo da teoria de produção de bens múltiplos para entender os

⁹ BUNCE, A.C. **Economics of soil conservation**. Ames: Iowa State College Press, 1942. 227 p.

trade-offs envolvidos no processo de produção de *commodities* agrícolas e serviços ambientais. Romstad (2004) apresenta a teoria relevante e a análise do ponto de vista de políticas públicas agro-ambientais. Estudando a função de produção e a fronteira de possibilidade de produção, pode-se verificar se *commodities* agrícolas e serviços ambientais são tecnicamente complementares ou concorrentes. Um dos pontos interessantes apresentado pelo autor é a relação inversa do aumento da intensidade de produção com biodiversidade, áreas para recreação e redução da poluição.

Segundo Kosoy et al. (2006) esquemas de PSA são derivados do teorema de Coase, ou seja, através de negociações os agentes envolvidos no esquema internalizam as externalidades e atingem eficiência, independentemente da dotação inicial dos direitos de propriedade e na ausência de custos de transação.

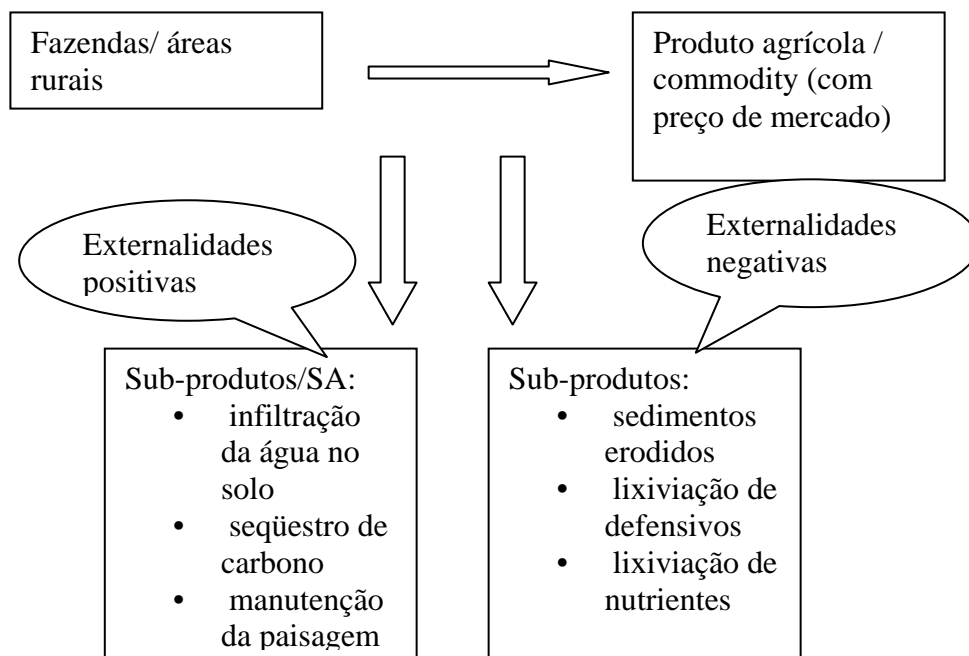


Figura 6 - Esquema simplificado de produção de Serviços Ambientais - SA pela agricultura

Num esquema simplificado de PSA em bacias hidrográficas, beneficiários de uma melhoria ou manutenção da qualidade da água, ou regulação da vazão, pagariam os provedores deste serviço a montante da bacia (Figura 7). Estes provedores podem

ser proprietários rurais que adotam práticas conservacionistas ou preservam áreas florestadas. Os mecanismos de pagamento são diversos (LANDELL-MILL; PORRAS, 2002).

Assim como no caso de recursos de propriedade comum (*common pool resources*, CPR), os serviços gerados nas terras a montante de bacias hidrográficas impõem custos aos seus proprietários, porém, geram benefícios coletivos (KOSOY et al., 2006).

Landell-Mills e Porras (2002) desenvolvem uma base analítica para estudar o desenvolvimento dos mercados de serviços ambientais e a aplicam para uma série de 287 casos, dentre eles 61 casos de proteção de bacias hidrográficas. Os seis pontos que devem ser analisados, segundo as autoras, são: Qual a forma dos mercados? Por que os mercados evoluem? Como os mercados evoluem? O que os mercados representam para o bem estar? O que os mercados representam para os pobres? E quais as restrições ao desenvolvimento do mercado?

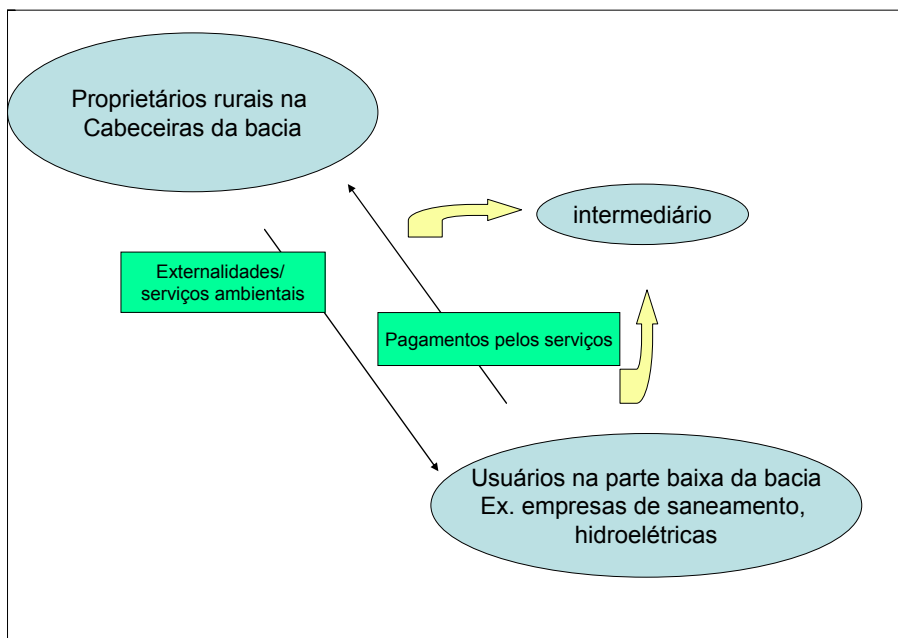


Figura 7 - Esquema simplificado de PSA em bacias hidrográficas

A fim de analisar a forma dos mercados de serviços ambientais, Landell-Mills e Porras (2002) propõe o detalhamento de sete aspectos dos esquemas propostos: a *commodity*, características dos participantes, nível de competição, mecanismo de pagamento, extensão geográfica do comércio, nível de maturidade e relações com outras instituições. Primeiramente, é importante definir a *commodity* a ser comercializada, e para um mesmo serviço ambiental diferentes *commodities* podem ser usadas. Segundo as autoras, as *commodities* devem funcionar como *proxies* dos serviços ambientais, porém devem superar os problemas de não-rivalidade¹⁰ e não-exclusividade, para que sejam comerciáveis.

De acordo com Landell-Mills e Porras (2002), os participantes podem ser empresas públicas e privadas, diversos níveis do governo, ONGs e organizações comunitárias. Dependendo do número de participantes, o nível de competição pode variar desde um mercado bastante competitivo e pulverizado, caracterizado por um leque de transações, até o contrato de compra e venda entre dois agentes. Quanto aos mecanismos de pagamento, uma gama de opções vem sendo desenvolvida, desde transações diretas ou com intermediários, até leilões, comércio de balcão e *clearing-houses*.

A extensão geográfica do comércio é outro fator importante a ser levado em consideração no desenho de um esquema de PSA, e dependem bastante da natureza do serviço e da *commodity* em questão. No caso dos serviços relacionados à água, bacias hidrográficas geralmente são a escala de comércio apropriada, mesmo havendo casos em que estas escalas são extrapoladas. O desenvolvimento de um mercado local oferece vantagens tais quais facilidade de coordenação dos agentes e diminuição dos custos de transação, além de ser mais fácil observar a relação causal entre usos do solo e práticas agrícolas com o serviço ambiental (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002).

O nível de maturidade do mercado pode ser analisado através de quanto tempo ele existe, sua liquidez, sofisticação do mecanismo de pagamento e nível de descobrimento de preço. A natureza das relações deste mercado com outras instituições é fundamental para saber como o esquema de PSA está inserido nos

¹⁰ Não-rival é o bem que seu consumo por uma pessoa não o torna indisponível para as demais, como por exemplo uma paisagem, acesso à informação, e alguns usos de água (RANDALL, 1987).

demais instrumentos de gestão de bacias, e também para verificar como o esquema se relaciona com outros mercados e com os agentes locais como um todo (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002).

Os arranjos institucionais dos esquemas de PSA são fundamentais na determinação dos custos de transação e de monitoramento que, por sua vez, são cruciais para a sua viabilidade econômica (KOSOY et al., 2006).

Os altos custos de transação de estudos preliminares e de implementação nas experiências atuais podem tornar os sistemas de PSA muito caros se comparados a outros sistemas de manejo. Os custos de transação podem ser reduzidos se a organização a implementar o sistema conhece bastante as condições locais e se este é parte de um esquema maior de gerenciamento de recursos naturais (FAO, 2004).

Wunder (2007) discute diversos aspectos referentes à eficiência dos esquemas de PSA nos países em desenvolvimento e também aborda a questão dos custos de transação. Para ele estes custos podem ser divididos em custos para começar o esquema - que incluem busca, negociação e contratos - e custos para operar o esquema - administração, monitoramento e *enforcement*. As experiências atuais apresentam uma variação muito grande na participação dos custos de transação, sendo que Wunder (2007) cita que esquemas com seqüestro de carbono apresentam de 6 a 45% de custos de transação. Na pesquisa de campo do autor em uma pequena bacia no Equador, o esquema de PSA apresentou altos custos de transação iniciais, US\$ 69/ha, enquanto os de operação foram relativamente baixos, US\$ 1,6/ha/ano.

Outros pontos relativos à eficiência dos esquemas de PSA discutidos por Wunder (2007) são “adicionalidade” e “escape e permanência”. Com relação à adicionalidade, o autor diz ser necessário o estabelecimento de uma referencia inicial da provisão de serviços, para então estabelecer o quanto será provido adicionalmente devido ao pagamento. Escape diz respeito aos efeitos na provisão de serviços ambientais em áreas não cobertas pelo esquema. E permanência refere-se a análise da continuidade na provisão dos serviços ao longo do tempo. Assim, Wunder (2007) frisa ser importante considerar tais aspectos na formulação de esquemas de PSA para garantir a eficiência dos sistemas.

Kosoy et al. (2006) afirmam que para que esquemas de PSA sejam eficientes estes precisam atingir duas condições: os pagamentos devem cobrir ao menos o custo de oportunidade do uso da terra a ser compensado, e o montante a ser pago deve ser inferior ao valor econômico da externalidade 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 prática fomentada. O montante pago deve ser inferior ao valor econômico da externalidade, pois se fosse maior, o usuário preferiria sofrer a externalidade.

Ferraro e Simpson (2002) comprovaram através de um modelo teórico que o pagamento direto para conservação de uma dada área é mais custo-eficiente que pagamentos indiretos através de suporte a atividades tidas como conservacionistas. Os autores também aplicaram o modelo para uma iniciativa de conservação de florestas tropicais em Madagascar que comprovou o resultado teórico. Considerando o objetivo de conservar uma área florestada, seria mais eficiente pagar diretamente por hectare protegido do que subsidiar atividades como turismo ecológico, manejo florestal, manejo de espécies aquáticas, ou apicultura.

Bacias hidrográficas vêm sendo estudadas como escala geográfica para a provisão de uma série de serviços ambientais, sendo que a regulação da vazão e a melhoria da qualidade das águas são consideradas as mais tangíveis e valiosas (POSTEL; THOMPSON, 2005). Estes autores dividem os serviços hidrológicos em bacias em quatro categorias: purificação da água, regulação do fluxo sazonal, controle de erosão e sedimentação, e preservação de habitats. Uma série de trabalhos estudam a relação do uso do solo e/ou de práticas agrícolas com o custo do tratamento de água (REIS, 2004; ORTIZ LÓPEZ, 1997; POSTEL; THOMPSON, 2005). Também são diversos os estudos sobre os impactos da conservação de bacias em represas e reservatórios de hidroelétricas (DAVIS et al., 1999; TAMENE; VLEK, 2007).

Florestas vêm sendo amplamente usadas como provedora de serviços ambientais para proteção de bacias, sendo que 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 químicos, e controle da salinidade), controle de erosão

e sedimentação, redução da salinidade de terras e regulação do lençol freático, e manutenção do habitat aquático. Apesar de uma percepção geral dos benefícios de florestas para bacias, há pouca evidências científicas e muita incerteza a respeito. Os impactos das florestas dependem muito de características próprias do local, do uso alternativo do solo, e do manejo adotado. Na maior parte dos casos, florestas podem adicionar mais valor se incorporadas dentro de estratégias mais amplas de manejo de bacias, incluindo outros usos de solo, e outras medidas conservacionistas (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002).

Já no caso da agricultura como provedora de serviços para proteção de bacias, a literatura é menos extensa, mas praticamente todos os serviços prestados por florestas podem potencialmente ser obtidos em áreas agrícolas. Algumas experiências de PSA utilizam uma combinação de usos do solo passíveis de receberem pagamentos, incluindo agricultura e florestas, como o caso do Programa de Bacias de Nova Iorque (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002), e o esquema em Jesus de Otoro, Honduras (KOSOY et al., 2006). Já em outros casos, apenas a agricultura conservacionista é contemplada nos esquemas (ANTLE; VALDIVIA, 2006). Na revisão sobre o tema de PSA em bacias hidrográficas, FAO (2004) afirma serem necessários estudos específicos para incluir terras agrícolas nos esquemas de PSA.

Swinton et al. (2006) classificam as florestas plantadas como parte da agricultura, e então analisam este setor como um todo para a provisão de serviços ambientais. Os autores argumentam que a agricultura oferece maior potencial para expansão da oferta de serviços ambientais em comparação com ecossistemas naturais. Isto porque as relações biofísicas de insumos e produtos nos sistemas agrícolas são mais conhecidas, pela facilidade da agricultura em responder a incentivos econômicos, e devido à vasta extensão territorial.

Em relação à resposta da agricultura a incentivos econômicos, existe uma série de trabalhos, sendo que alguns inclusive incorporam políticas agrícolas com performances ambientais. Just e Antle (1990) desenvolveram uma base analítica para o estudo das interações entre incentivos econômicos na agricultura e respostas visando diminuição dos impactos ambientais negativos da atividade. Os autores integram modelos físicos e econômicos para gerar um modelo desagregado geral, onde as

variáveis independentes são as características físicas do local, preços de fatores e produtos, e um vetor de parâmetros de políticas. Estas variáveis irão determinar a quantidade de insumos utilizados e a poluição gerada no local. Para prever o impacto de políticas na poluição gerada esperada, é fundamental saber a correlação entre uso de insumos e poluição gerada.

As políticas analisadas por Just e Antle (1990) são: restrição no uso de insumos e restrição no uso da terra (*land diversion*), ou uma combinação de ambas. Os autores concluem que se o uso de insumos e poluição estão positivamente correlacionados, a política preferível pra reduzir a poluição é restringir o uso de insumos, enquanto que se insumos e poluição são negativamente correlacionados, restrição no uso da terra seria preferível.

Tanaka e Wu (2004) analisaram a resposta dos agricultores do Alto Mississipi a três políticas governamentais visando conservação ambiental: pagamentos pelo pousio de terras, imposto sobre fertilizantes, e pagamento para rotação de culturas. Os autores concluíram que imposto sobre fertilizantes é custo-eficiente para reduzir a poluição, e que a adoção a programas de pagamentos de pousio incorpora principalmente áreas onde eram usados poucos insumos. Além disso, a resposta dos agricultores a pagamentos para rotação de culturas era bastante inelástico, ou seja, estes pagamentos têm pouco impacto. No entanto, tal análise refere-se a realidade norte-americana, e não é certo que a mesma poderia ser aplicada no Brasil, sem as devidas adaptações.

Muitos dos esquemas de PSA para agricultura incluem contratos de boas práticas agrícolas, BPA (*best management practices*, BMP, em inglês), que podem incorporar diferentes determinações de práticas, dependendo do objetivo do esquema. Estes contratos são negociados entre os proprietários de terras (a montante) e os beneficiários (a jusante) de bacias, estabelecendo detalhadas práticas de manejo em troca de pagamentos (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). BPAs podem ser definidas como práticas que minimizam o efeito nocivo ao ambiente, sem sacrificar a produtividade econômica e são agrupadas em três grandes grupos: redução do uso de insumos (fertilizantes, esterco e defensivos), controle da erosão e do *runoff*, e zonas de vegetação para proteção (HILIARD; REEDIK, 2000). Em diversas partes do mundo,

BPA's são usadas tanto em esquemas de PSA como em diversos programas governamentais.

Landell-Mills e Porras (2002) revisaram 61 casos de PSA para proteção de bacias, sendo 18 na América Latina. FAO (2004) afirma que o número de experiências na América Latina mais que dobrou. No entanto, na maior parte dos casos os serviços, seus provedores e usuários não são propriamente definidos e os esquemas foram executados sem mecanismos de *follow-up* e controle (FAO, 2004).

4. 4.3 Ofertas, demandas e valor de serviços ambientais

Diversos programas governamentais em países desenvolvidos estimulam a produção de serviços ambientais da agricultura (RANDALL, 2002). Estes serviços são muito difíceis de serem valorados e a valoração errada pode distorcer o mercado internacional de *commodities* agrícolas, assim como o bem-estar doméstico (RANDALL, 2002). Para começar a tarefa de valoração, é necessário conhecer a função de produção e entender se os serviços ambientais são produzidos de forma complementar ou competitivas com as *commodities*.

Muitos métodos podem ser utilizados na valoração de serviços ambientais da agricultura. Estes podem ser divididos em métodos baseados direta ou indiretamente em mercados existentes, e métodos baseados em levantamentos ou experimentos (RANDALL, 2002). Estes últimos são os métodos de valoração contingente, basicamente Disposição a Pagar - DAP e Disposição a Receber - DAR, e experimentos de escolha contingentes. O autor recomenda o uso de ambas estratégias desde que seguidas algumas recomendações, consideradas muito complexas e custosas por Smith (2006), e portanto, de difícil aplicação prática.

O valor da melhoria da qualidade de água é usado como exemplo para o uso do método do custo evitado e do método do custo de reposição por Randall (2002), ambos baseados em mercados existentes. No primeiro método, seriam calculados, por exemplo, os custos evitados de tratamento de água, os quais representariam o valor do serviço ambiental de melhoria da qualidade da água gerada por áreas agrícolas. O cálculo dos custos externos da erosão feitos por Ortiz López (1997) enquadra-se nesta

categoria. Já o método do custo de reposição poderia ser utilizado para calcular o valor da diminuição da erosão em uma bacia, através do custo de reposição de um reservatório assoreado pela sedimentação.

Strobel et al. (2006) propõe uma metodologia para cobrança do serviço ambiental de melhoria da qualidade da água, como uma aplicação do Princípio do Protetor-Recebedor - PPR¹¹ presente na legislação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC. A metodologia foi testada para um sistema de cobrança da melhoria na qualidade da água oferecida pelo Parque Estadual dos Três Picos, no Rio de Janeiro.

Strobel et al. (2006) consideram que a Unidade de Conservação - UC atua como um monopolista de um bem público, que é a qualidade do recurso hídrico (também poderia ser a regularização da quantidade, ou outro serviço ambiental). A cobrança do serviço tem o único objetivo de financiar a sua provisão, portanto os autores utilizam como arcabouço teórico a cobrança de um bem público para cobrir seu financiamento. Para tanto, partem da regra básica de precificação de bens públicos, ou Regra de Ramsey¹², a qual postula que não se deve arrecadar mais do que o necessário para cobrir os custos, e que usuários mais elásticos pagariam menos (pois estes tendem a desviar mais suas demandas com variações positivas do preço).

Segundo Strobel et al. (2006), o importante é que a tarifa não seja muito alta para nenhum usuário, o que poderia levar à inadimplência ou litígio, mas que não ocorra déficit de financiamento. Isto é, os custos de provisão precisam ser recuperados pela tarifa. A tarifa a ser paga pelo usuário (t_i) do serviço ambiental provido pela UC é determinada pela seguinte equação:

$$t_i = t \cdot b_i \cdot d_i \cdot \left(\frac{1}{e_i} \right) \quad (1)$$

Em que:

¹¹ O PPR foi estabelecido na área do direito ambiental como a aplicação inversa do conhecido Princípio do Poluidor-Pagador (RIBEIRO, 2007).

¹² A equação da Regra de Ramsey é: $t - C_{mg}/t = \beta/e_i$, em que: t = preço cobrado pelo bem público (água); C_{mg} = custo marginal do bem; β = utilidade marginal da renda; e e_i = elasticidade da demanda de cada usuário.

t é a tarifa básica do m^3 da água protegida;

b_i é a proporção do uso do usuário i vinda da área protegida da UC;

d_i é o peso distributivo atribuído ao usuário i ; e,

e_i é a elasticidade-preço da demanda de água do usuário i em valor absoluto.

Sobre os parâmetros da equação proposta, Strobel et al. (2006) acrescentam que b_i é estimado de acordo com o balanço hidrológico, enquanto e_i pode ser estimado para bacia, ou a partir de dados da literatura (dependendo do custo versus a necessidade de precisão). Já d_i é um parâmetro subjetivo, decidido arbitrariamente de acordo com a necessidade de se subsidiar certos grupos. Caso a UC esteja no meio da bacia, pode se adicionar um parâmetro para indicar o quanto ela filtra a água. Se o estudo abordar o serviço “quantidade de água”, sugere-se o uso de duas equações, uma para cada serviço. O valor da tarifa básica (t) da água protegida, em R\$/ m^3 , é estimada pela equação:

$$GT = \sum_{i=1}^n (t \cdot v_i) \quad (2)$$

Em que:

GT é o gasto total de proteção da UC a ser recuperado; e,

v_i é o volume de água consumido pelo usuário i , sendo $i = 1, 2, \dots$, até o usuário n .

Mas como os usuários vão responder a tarifa, diminuindo a quantidade consumida, então:

$$\Delta GT = \sum_{i=1}^n (\%c_i \cdot e_i \cdot v_i \cdot t_i) \quad (3)$$

Em que:

$\%c_i$ é o acréscimo no custo do m^3 de água do usuário i com a aplicação de t_i , estimado como (t_i/c_i) .

Esta última equação não seria necessária se as elasticidades de todos os usuários fossem nulas. Resolvendo-se as equações interativamente, determinam-se os valores de t e t_i .

Este método poderia ser aplicado em áreas privadas de conservação ou demais áreas rurais que prestem o serviço de melhoria ou manutenção da qualidade da água. No entanto, não existe uma legislação específica instituindo o PSA nestas áreas, como no caso das UCs, o que poderia dificultar a sua implementação.

Uma abordagem interessante é a determinação do valor da disposição a pagar por uma diminuição na poluição difusa, como por exemplo no uso de pesticidas e, conseqüentemente, menor risco ambiental aos recursos hídricos e à biodiversidade. Na província de Ontário, Canadá, estima-se que cada família esteja disposta a pagar, em média, 188 dólares anuais pela diminuição de 40% no uso de pesticidas observado entre 1983 e 1998. Considerando a população total de Ontário, tal diminuição no uso e conseqüente aumento da qualidade ambiental é da ordem de 700 milhões de dólares (BRETHOUR; WEERSINK, 2001).

Em relação à oferta de serviços ambientais produzidos pela agricultura, a literatura é menos extensa. Apesar da recomendação de se iniciar um esquema de PSA a partir do estudo da demanda pelos serviços, já existem evidências de que a própria oferta pode fomentar o desenvolvimento do mercado (FAO, 2004).

Lubowski et al. (2001) desenvolveram um modelo econométrico para determinação da oferta de seqüestro de carbono nos Estados Unidos. Segundo os autores, a função desta oferta é equivalente à curva de custo marginal da implantação de florestas. O modelo consiste em uma equação em que o proprietário de terra maximiza o Valor Presente - VP do fluxo de benefícios futuros líquidos esperados. Foi usado o modelo logit para estimar as probabilidades da matriz de Markov, e assim, determinar as probabilidades de transição de uso do solo a partir das estimativas de retornos obtidos em cada uso do solo.

Os próprios autores reconhecem a demasiada complexidade do modelo e a incerteza quanto à incorporação de todas as variáveis pertinentes. No entanto, o esforço para o desenvolvimento de um método capaz de captar a oferta de seqüestro

de carbono em nível nacional é louvável e contribui para outros métodos mais específicos, como os de Antle e Stoorvogel (2006) e Antle e Valdivia (2006).

Antle e Stoorvogel (2006) analisaram os determinantes da oferta de serviços ambientais da agricultura e concluíram que esta depende do tipo de mecanismo de incentivo – por unidade de serviço produzido, ou por contrato de práticas – e da distribuição espacial dos benefícios líquidos da mudança de práticas.

Considerando um modelo simplificado onde o agricultor pode optar por duas práticas agrícolas A e B, em que A não produz o serviço ambiental e B o produz, o custo de oportunidade da mudança (w) da atividade A para atividade B torna-se crucial na análise da oferta de SA. (w) é função dos preços dos insumos e produtos e do local, e pode ser interpretado como “o custo de oportunidade por hectare, em termos de retornos perdidos, por adotar a prática B”. Aqui este custo de oportunidade será chamado apenas de custo da mudança de práticas. A e B podem representar qualquer uso do solo, desde que possa ser atribuído um valor tanto dos retornos obtidos como da produção de serviços ambientais (ANTLE; STOORVOGEL, 2006).

O benefício líquido da mudança de práticas (n) é o pagamento a ser recebido pelo serviço ambiental produzido (p_a) menos o custo da mudança (w), de acordo com:

$$n = p_a(l) - w(p,l) \quad (4)$$

Em que:

l é a variável que indica o local; e

p é o vetor de preços (da *commodity* e dos insumos).

Assim, a prática B será adotada se o benefício líquido da mudança de práticas for positivo. Este modelo permite também incorporar os custos de adoção e de transação relacionados à mudança de práticas e aos contratos de PSA. A distribuição espacial de n irá determinar a oferta pelo serviço, de acordo com a seguinte equação:

$$S(p, p_a) = S(p) + \int_0^{\infty} u \cdot a(n) \cdot \phi(n) dn \quad (5)$$

Em que:

$S(p, p_a)$ representa a oferta de serviço ambiental, em função dos preços da *commodity* e dos insumos (p) e do pagamento pelo serviço ambiental (p_a);

$S(p)$ é a oferta de serviço ambiental no equilíbrio inicial, independente do pagamento pelo serviço ambiental (*baseline*);

u é o tamanho de cada unidade de produção;

$a(n)$ é a produção do serviço ambiental em função de n ; e,

$\Phi(n)$ é a distribuição espacial de n .

O formato da curva de oferta de SA depende da distribuição espacial de n ($\Phi(n)$). Esta, por sua vez, depende da heterogeneidade espacial tanto das condições biofísicas como econômicas, além da complexidade do próprio modelo. Isto é, $\Phi(n)$ depende da distribuição espacial do custo da mudança de práticas (w) e da distribuição espacial da produção de SA (a).

Antle e Stoorvogel (2006) discutem brevemente a questão da distribuição espacial da produção de SA (a) e sua relação com o local. No caso de seqüestro de carbono, pode-se considerar que a produção do SA será independente espacialmente, enquanto que no caso de proteção aos recursos hídricos, entre outros SA, pode haver dependência espacial. Isto significa dizer que uma mesma atividade, como por exemplo o plantio de árvores, produzirá mais proteção aos recursos hídricos em determinadas áreas (próximas aos rios, neste caso), comparado com demais áreas (longes dos rios).

Antle e Stoorvogel (2006) afirmam que com os dados disponíveis publicamente nos Estados Unidos, o Censo Agropecuário e o Inventário de Recursos Naturais, não é possível estimar a oferta através deste modelo, sendo necessário o levantamento de dados mais específicos, o que torna a análise mais custosa, especialmente para o uso em políticas públicas.

Frente à complexidade dos modelos de oferta de serviços ambientais da agricultura, Antle e Valdivia (2006) propõe um modelo simplificado utilizando dados mínimos. Considerando a estimativa da distribuição do custo da mudança de práticas, assim como definida por Antle e Stoorvogel (2006), como base para o modelo, os autores verificam a possibilidade de utilização de dados secundários para tal estimativa.

Ao invés de utilizar dados espaciais, isto é, dados de cada UPA, Antle e Valdivia (2006) mostram ser possível utilizar os parâmetros que definem o formato da distribuição do custo da mudança de práticas.

Antle e Valdivia (2006) calcularam a oferta de SA utilizando dados primários obtidos em cada propriedade na região de Montana (EUA) e compararam com a oferta estimada através de dados mínimos. Os autores concluem que a aproximação é adequada pra níveis de políticas públicas, pois estas foram apenas cerca de 2 vezes inferiores às obtidas com o “modelo completo”.

Obtendo os parâmetros que definem as distribuições dos retornos esperados com as atividades A e B, é possível determinar o formato da distribuição do custo da mudança de práticas (w), pois esta é definida entre a diferença destas primeiras distribuições. Se for considerado que o retorno obtido com as atividades A e B apresentam distribuição normal, apenas com a média e a variância dos retornos de cada uma das atividades, além da correlação dos retornos destas, será possível determinar o formato da distribuição do custo da mudança de práticas (w).

Para as UPAs que apresentam custo da mudança de práticas menor do que zero, a atividade B já é mais lucrativa. Portanto, já estão ofertando SA e constituem a oferta inicial de base, de acordo com:

$$S(p) = \int_{-\infty}^0 \phi w dw \cdot H \cdot \bar{a} \quad (6)$$

Em que:

Φw é a distribuição espacial da mudança de práticas;

H é a área da região estudada; e,

\bar{a} é a média de SA produzida em 1 ha na região.

Antle e Valdivia (2006) consideram três casos de produtores, o grupo 1 é aquele em que a atividade B já é mais lucrativa, para o grupo 2 a atividade A é mais lucrativa, mas com pagamento pelos SA, a atividade B torna-se mais lucrativa. Já para o grupo 3, mesmo com pagamento pelo SA, a atividade A é mais lucrativa.

A variância do custo da mudança de práticas tem um papel crítico na determinação do formato da curva de oferta de SA. Usando dados estimados da média e variância dos retornos esperados das atividades A e B, além da correlação dos

retornos das duas atividades, Antle e Valdivia (2006) mostram ser possível simular as decisões de uso da terra parametrizando a distribuição do custo da mudança de práticas e usando a equação abaixo:

$$S(p, p_a) = S(p) + \int_0^{pa} \varphi \frac{w}{a} d \frac{w}{a} \cdot H \cdot \bar{a} \quad (7)$$

A variável w/\bar{a} representa o custo da mudança de práticas por unidade de SA produzido e sua distribuição espacial é obtida multiplicando-se a distribuição espacial de w pela quantidade média de SA produzido em um hectare na região de estudo¹³. Com relação à variância do custo da mudança de práticas, esta pode ser obtida a partir da variância de cada uma das atividades e da covariância entre elas (ou do coeficiente de correlação)¹⁴. A covariância entre as atividades pode ser assumida como alta e próxima de 1, considerando duas atividades para um mesmo produto, ou baixa, se os produtos das atividades forem diferentes. Este parâmetro deverá ser analisado caso a caso.

Antle e Valdivia (2006) usam como *proxy* da variância dos retornos das atividades a variância da produtividade. Por isso, as pressuposições deste modelo são: os produtores têm mesma expectativa de preços do produto, os produtores têm mesmos custos de produção, produtores compram insumos pelo mesmo preço. A pressuposição da distribuição normal dos retornos, como já citado anteriormente, independe do uso desta proxy. A mais forte pressuposição é a de que os produtores têm mesmos custos de produção, pois tais custos são muito dependentes do sistema de produção adotado e das características físicas da propriedade. As demais pressuposições são razoavelmente aceitáveis, especialmente por se tratar de uma área específica de produção.

¹³ Uma função de distribuição de variável aleatória $f(y)$ pode ser obtida a partir de outra função de variável aleatória $f(x)$ multiplicada por uma constante (b), sendo que $f(y) = f(x) 1/b$.

¹⁴ $\sigma_{a-b}^2 = \sigma_a^2 + \sigma_b^2 - 2\sigma_{ab}$, isto é, a variância de A menos a variância de B é igual a soma das variâncias de A e B menos duas vezes a covariância de A com B. E como $\sigma_{ab} = \rho_{ab} \sigma_a \sigma_b$, isto é, a covariância de A com B é igual ao coeficiente de correlação entre A e B multiplicado pelo desvio padrão de A e pelo desvio padrão de B, a partir do coeficiente de correlação entre A e B é possível calcular a variância de A menos a variância de B.

5 METODOLOGIA

Este estudo aplica o método proposto por Antle e Valdivia (2006) nas duas áreas de estudo. Na Bacia do Corumbataí, o plantio de cana convencional será a atividade A enquanto para as atividades B será considerado o plantio de cana em diferentes sistemas alternativos de cultivo (Quadro 2). Na Sub-Bacia Cabeceiras, a horticultura convencional será a atividade A, e alguns sistemas alternativos serão caracterizados como atividades B (Quadro 4). Nos dois casos, a não utilização das APPs e a implantação de florestas nessas áreas serão considerados como sistemas alternativos.

Em cada sistema alternativo será determinado um serviço ambiental correspondente. Estes serviços são considerados não dependentes da localização da UPA¹⁵.

A distribuição espacial do custo da mudança da prática A para B - denominado de $g(w)$, que equivale à sua função de densidade de probabilidade - f.d.p. (Figura 8) - é obtida da diferença entre a f.d.p. dos retornos esperados da atividade A, denominada $f(A)$, e a f.d.p. dos retornos esperados da atividade B, $g(B)$.

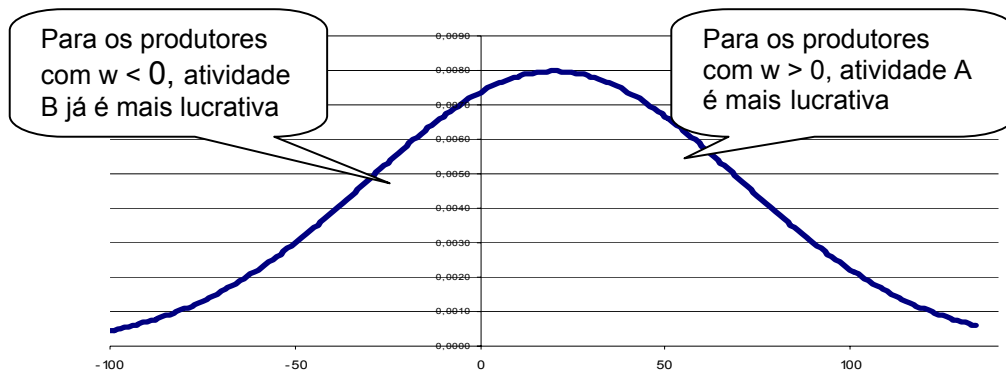


Figura 8 - Distribuição espacial do custo da mudança de práticas $g(w)$, isto é a f.d.p. de w

¹⁵ Mesmo sabendo que os SA relacionados à água muito provavelmente são dependentes de sua localização – UPAs localizadas próximas a cursos d’água podem ter um potencial maior de impacto do que as distantes, por exemplo – esta variável não será incorporada por motivos de simplificação.

Assume-se que as duas f.d.p. apresentam distribuições normais. Portanto, suas médias e variâncias determinam, precisamente, as suas distribuições, a partir da seguinte fórmula:

$$f(x; \mu, \sigma^2) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \exp \frac{-(x-\mu)^2}{2\sigma^2}, -\infty < x < \infty \quad (8)$$

Em que:

μ é a média da variável aleatória x ; e
 σ^2 é a variância da variável aleatória x .

Integrando a função $g(w)$ de $-\infty$ a zero obtém-se a proporção das UPAs que possuem custo de mudança de práticas negativo. Nestes casos, a prática B gera maiores retornos que a prática A, e as UPAs têm incentivos em adotá-la. Portanto, estas UPAs já produzem SA e representam a oferta inicial (Figura 8), de acordo com a seguinte equação:

$$S_i(p, x) = \int_{-\infty}^0 g(w)dw \cdot H_{bh} \cdot \bar{a} \quad (9)$$

Em que:

S_i = oferta inicial de SA em função dos preços dos produtos (p) e dos fatores de produção (x);

$g(w)$ = f.d.p. do custo da mudança de práticas;

H_{bh} = área da bacia hidrográfica estudada; e

\bar{a} = média de produção do serviço ambiental em 1 hectare da região.

A oferta do serviço ambiental será então estimada pela equação abaixo:

$$S(p, x, p_a) = S_i(p, x) + \int_0^{pa} g(w)dw \cdot H_{bh} \cdot \bar{a} \quad (10)$$

O modelo proposto difere daquele apresentado por Antle e Valdivia (2006) especialmente por considerar que o pagamento pelo serviço ambiental será feito por hectare e não por unidade produzida do SA. Outra diferença significativa é que a variância dos retornos esperados será obtida de dados relativos ao retorno financeiro de amostras de produtores e não estimado a partir de dados de variância da produtividade, como feito por Antle e Valdivia (2006). Assim, o modelo aqui proposto é menos restritivo e mais aplicável a realidade, pois tem como única pressuposição a distribuição normal dos retornos esperados¹⁶. Além disso, aqui considera-se explicitamente que a oferta do SA depende de um vetor de fatores de produção (x), já que tal oferta depende dos retornos esperados das atividades.

Para cada uma das áreas de estudo, diversas atividades B serão caracterizadas e estimados seus retornos esperados e produção de SA. Primeiro calcula-se a f.d.p. do custo da mudança de práticas (w) utilizando a média e desvio padrão obtidos em cada atividade a partir da equação 8. Em seguida, utilizando a equação 9, calcula-se a função de distribuição acumulada (f.d.a.) da mesma variável w de infinito a zero, pois trata-se daqueles produtores que possuem custo da mudança de práticas (w) negativo e já adotam a prática B. Por fim, a equação 10 estima a oferta de SA, somando-se o valor da oferta inicial encontrada pela equação 9 com a f.d.a. de w multiplicada pela área e pela quantidade média de SA produzido em 1 ha. Todos esses cálculos serão feitos com o auxílio do programa Excel, utilizando valores de w num intervalo entre -100 e 450.

A correlação dos retornos das atividades A e B é um parâmetro que interfere significativamente nos resultados. Como as atividades B aqui caracterizadas produzem o mesmo produto final que a atividade A, espera-se que a correlação entre as atividades seja alta. Seguindo as recomendações de Antle e Valdivia (2006), será feito um teste de sensibilidade para verificar como a oferta de SA é alterada por esse parâmetro.

¹⁶ O retorno esperado por hectare (R) é igual a receita esperada (obtida pela quantidade produzida por hectare - y/ha - vezes o preço do produto- p) menos o custo de produção por hectare (C/ha), ou seja, $R = [(y/ha) p] - (C/ha)$. Por utilizarem a produtividade (y/ha) como aproximação do retorno esperado (R), Antle e Valdivia (2006) tiveram que considerar que os produtores compram insumos pelos mesmos preços, têm mesmos custos de produção, e têm mesma expectativa de preço do produto, como explicado no final da seção 4.4.3.

5.1 Plantio de cana na Bacia do Corumbataí

A atividade B₁ será caracterizada como plantio de cana no sistema convencional, porém incluindo a implantação de terraços, medida de conservação de solo. A atividade B₂ será o plantio de cana no sistema convencional, sem a utilização das APPs na UPA. A atividade B₃ será o plantio de cana com o plantio de florestas nas APPs, enquanto a atividade B₄ será o plantio de cana com a manutenção da floresta. O Quadro 2 resume as diferentes atividades estudadas. O plantio destas florestas ribeirinhas produz uma série de SA, porém, por motivos de simplificação, aqui será considerado apenas um serviço, relacionado à conservação dos recursos hídricos e que foi possível de ser quantificado na área de estudo. Assim, considera-se o efeito de filtro de sedimentos, numa taxa média de 36% (FILIPPE, 2006), o que representa 35,35 Mg/ha/ano de solo conservados, considerando uma taxa de erosão nas áreas de cana convencionais média de 98,2 Mg/ha/ano (FILIPPE, 2006).

Outros SA também serão produzidos com a implantação de florestas em APPs. O aumento da taxa de infiltração de água, que em áreas florestadas em relação às áreas com cana é de 98%, significa melhora na recarga do lençol freático e do fluxo de água na bacia de maneira geral (FILIPPE, 2006). Junto com os sedimentos serão filtrados nutrientes e defensivos, além do aumento da biodiversidade local e seqüestro de carbono. Assim, estes outros SA não quantificados podem ser considerados como serviços extras que serão produzidos sem custos adicionais.

O custo de implantação e manutenção de florestas nativas nas áreas de APP é alto, no entanto, os gastos com implantação ocorrem somente no primeiro ano (cerca da metade do total), e os de manutenção nos próximos 3 anos. Já a produção de SA oriundas desta floresta aumenta conforme a floresta vai se formando e pode ser mantida uma produção constante indefinidamente, tomando simples cuidados de manutenção (especialmente para evitar incêndios). Por isso, após a amortização dos custos nestes quatro primeiros anos, o produtor arcaria apenas com o custo do não uso da área. Aqui o custo de implantação de florestas em APPs será decomposto em três diferentes atividades: primeiramente será considerado apenas o custo da não utilização destas áreas, segundo será considerado o custo de implantação da floresta, e por fim

será considerado o custo de manutenção do plantio, que ocorre nos três anos seguintes ao plantio. Após estes três anos, o custo da mudança de práticas volta a ser somente a não utilização da área.

Atividade	Descrição	Serviços Ambientais produzidos	Referências para definição dos custos da atividade e do SA produzido
B ₁ Terraço	Plantio de cana convencional com implantação de terraços.	Conservação de solo, evitando a erosão de sulcos e voçoroca, numa taxa de 10 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	AFOCAPI ¹⁷ (informação pessoal) Filippe (2006)
B ₂ Sem Uso de APP	Plantio de cana convencional com a não utilização das APPs (média de 4% da área das UPAs).	Filtração dos sedimentos erodidos, a uma taxa de 10 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	Filippe (2006) Farhat (2005)
B ₃ Plantio Floresta	Plantio de cana convencional com plantio de floresta nativa nas APPs.	Filtração dos sedimentos erodidos, a uma taxa de 20 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	Filippe (2006) Farhat (2005) Fundação Florestal (2007)
B ₄ Manutenção Floresta	Plantio de cana convencional com manutenção da floresta nativa nas APPs.	Filtração dos sedimentos erodidos, a uma taxa de 35,35 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	Filippe (2006) Farhat (2005) Fundação Florestal (2007)

Quadro 2 - Sistemas alternativos de cultivo de cana analisados

Os dados necessários para o modelo são as médias dos retornos das atividades A e B, a variância dos retornos, a correlação dos retornos das atividades A e B, a quantidade de SA produzido por ha na região, e área total com as atividades A e B na região a ser estudada. Estes serão obtidos através de fontes secundárias e são descritos no Quadro 3.

Os custos de produção foram obtidos junto a Associação dos Fornecedores de Cana de – AFOCAPI. Quanto à variância dos retornos obtidos em cada atividade, esta será obtida a partir de levantamento dos custos de produção de cana na região de

¹⁷ ASSOCIAÇÃO DOS FORNECEDORES DE CANA DE PIRACICABA - AFOCAPI. **Custos de produção de cana.** Piracicaba, jun. 2007.

Piracicaba, realizado pelo Projeto BENTEVI com parceria da AFOCAPI¹⁸ (informação pessoal). Com posse dos elementos que compõe os custos da mudança de práticas desagregados (insumos constituintes dos custos de produção e preço do produto final) será possível analisar como estes interferem na oferta de SA.

Variável	Fonte dos dados	Valor	Outras fontes potenciais
custo de produção e produtividade médios da atividade A	AFOCAPI	R\$ 2.837,21/ ha 82,3 Mg/ ha 148,53 kg de ATR/ Mg	IEA, dados primários
custos de produção da atividade B ₁	AFOCAPI	R\$ 2.884,56	
preços do produto final (ATR)	ORPLANA (2007)	R\$ 0,3485 por kg de ATR	
Coefficiente de variação dos custos de produção ¹⁹	Projeto BENTEVI	0,4196	AFOCAPI, dados primários
Custo de reflorestamento	Fundação Florestal (2007)	R\$ 2.402,76 (plantio) R\$ 2.634,24 (manutenção por 3 anos)	dados primários
Custos de produção da atividade B ₂	AFOCAPI + Fundação Florestal (2007)	R\$ 2.894,13 /ha	
Custos de produção da atividade B ₃	AFOCAPI + Fundação Florestal (2007)	R\$ 2.990,24 /ha	
Custos de produção da atividade B ₄	AFOCAPI + Fundação Florestal (2007)	R\$ 2.929,25 /ha	

Quadro 3 - Fonte dos dados da pesquisa

Considerou-se que a área de cana em APP é de 4% do total, assim como estimado por Farhat (2005) para o município de Piracicaba. Nestas áreas, será descontado o valor da produção, além de calculado os custos para o reflorestamento. Será utilizada a estimativa de custos de recomposição florestal divulgado pela Fundação Florestal, de R\$ 5.037,00 por ha (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2007), considerando a taxa de cambio de 31 de agosto de R\$ 1,96 = US\$ 1,00. Deste custo total, cerca de R\$ 2.400,00 são referentes ao plantio, enquanto o restante é para a manutenção no 3 anos seguintes. Assim, serão consideradas duas atividades distintas,

¹⁸ PROJETO BENTEVI: Benchmarking na Agropecuária. **Programa de gestão empresarial com fornecedores de cana-de-açúcar da região de Piracicaba associados da AFOCAPI.** Parceria IGEAgro - COPLACANA - SAI/SEBRAE. Safra 2005/2006. Piracicaba, 2006.

¹⁹ O coeficiente de variação não é afetado pela magnitude dos dados, e é determinado pelo desvio padrão dividido pela média amostral. Assim, o coeficiente de variação obtido pelo Projeto BENTEVI foi multiplicado pela média obtida pela AFOCAPI, resultando no desvio padrão utilizado nos cálculos.

uma com o plantio e outra com a manutenção da floresta, sendo que neste último caso, o custo total de manutenção será dividido por três para ser referente a um ano.

O preço do kg de ATR foi obtido na Organização dos Plantadores de Cana da Região Centro-Sul – ORPLANA referente ao preço pago na safra 2006-07 para a região de Piracicaba, no valor de R\$ 0,3485 (ORPLANA, 2007).

É importante ressaltar que os dados aqui utilizados foram coletados de fontes diversas e nem todas oficiais. Informações referentes a custos de produção são bastante sensíveis, e isto é especialmente significativo para os dados de recomposição florestal. Isto porque tais dados não têm um histórico significativo de tal forma que a metodologia de coleta seja bastante confiável.

5.2 Horticultura na Sub-bacia Cabeceiras

Assim como no caso da canavicultura na Bacia do Corumbataí, também serão estudadas diversas atividades alternativas à horticultura convencional que produzem SA. As três situações relativas à APP – não utilização da área, plantio de floresta e manutenção da floresta – também serão analisadas para a Sub-bacia Cabeceiras. A outra atividade caracterizada será o uso de cobertura nos canteiros (mulching) com o intuito de evitar erosão. As atividades analisadas estão descritas no Quadro 4.

Uma diferença significativa do estudo da horticultura em relação ao cultivo de cana se refere ao período das culturas, enquanto a rentabilidade da cana é descrita anualmente, a da horticultura é mensal, ambas por ha.

Outra diferença importante diz respeito às origens dos dados de custos de produção e receitas obtidas com as atividades. Para o cultivo de cana foram utilizados dados secundários obtidos nas organizações do setor, e já para horticultura na Cabeceiras, há a disponibilidade de dados primários coletados em uma amostra estatisticamente significativa na região. As fontes dos dados utilizados estão descritas no Quadro 5.

Atividade	Descrição	Serviços Ambientais produzidos	Referências para definição dos custos da atividade e do SA produzido
B ₁ Mulching	Horticultura com uso de cobertura do solo (mulching)	Conservação de solo, evitando a erosão laminar. Melhoria da qualidade da água.	Antoniazzi (2004)
B ₂ Sem Uso de APP	Horticultura convencional com a não utilização das APPs (média de 10% da área das UPAs).	Filtração dos sedimentos erodidos, a uma taxa de 10 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	estimado
B ₃ Plantio Floresta	Horticultura convencional com plantio de floresta nativa nas APPs.	Filtração dos sedimentos erodidos, a uma taxa de 20 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	Filippe (2006) Farhat (2005) Fundação Florestal (2007)
B ₄ Manutenção Floresta	Horticultura convencional com manutenção da floresta nativa nas APPs.	Filtração dos sedimentos erodidos, a uma taxa de 35,35 Mg/ha/ano. Melhoria da qualidade da água.	Filippe (2006) Farhat (2005) Fundação Florestal (2007)

Quadro 4 - Atividades alternativas ao cultivo convencional de hortaliças analisadas

Variável	Fonte dos dados	Valor
lucro da atividade A	Média da amostra coletada por Martins et al. (2007)	R\$ 691,48
lucro da atividade B ₁	Estimado, a partir de Martins et al. (2007) e dados da revenda local	R\$ 474,78
Coeficiente de variação da rentabilidade (utilizado para todas as atividades)	Calculado a partir da amostra de Martins et al. (2007)	0,97
lucro da atividade B ₂	Martins et al. (2007) + Fundação Florestal (2007)	R\$ 622,33
lucro da atividade B ₃	Martins et al. (2007) + Fundação Florestal (2007)	R\$ 602,31
lucro da atividade B ₄	Martins et al. (2007) + Fundação Florestal (2007)	R\$ 618,31

Quadro 5 - Fonte dos dados usados como parâmetros para estimativa da oferta de SA na Cabeceiras

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Bacia do Corumbataí

Os resultados obtidos são apresentados nas Figuras 9, 10, 11 e 12. A Figura 9 apresenta a função de densidade de probabilidade (f.d.p.) da mudança de prática da atividade A para as 4 atividades B, e lá se pode observar como os comportamentos da mudança de prática B_1 (terraço) e B_2 (sem uso de APP) são aparentemente muito similares, assim como os das mudanças para as práticas B_3 (plantio de floresta) e B_4 (manutenção de floresta) são próximas entre si.

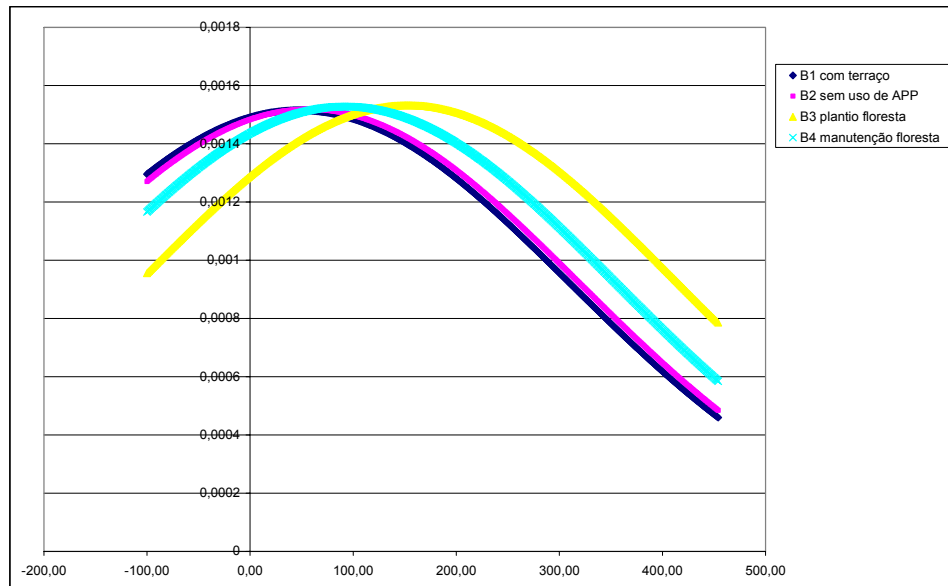


Figura 9 - Função densidade de probabilidade (f.d.p.) do custo da mudança de atividade A para atividades B, na Bacia do Corumbataí

Estas f.d.p. originam as ofertas dos SA ilustrados na Figura 10. Pode-se verificar como as ofertas com a conversão para as atividades B_1 e B_2 são mais inelásticas que a oferta relativa à atividade B_3 , e esta é menos inelástica que a referente à atividade B_4 .

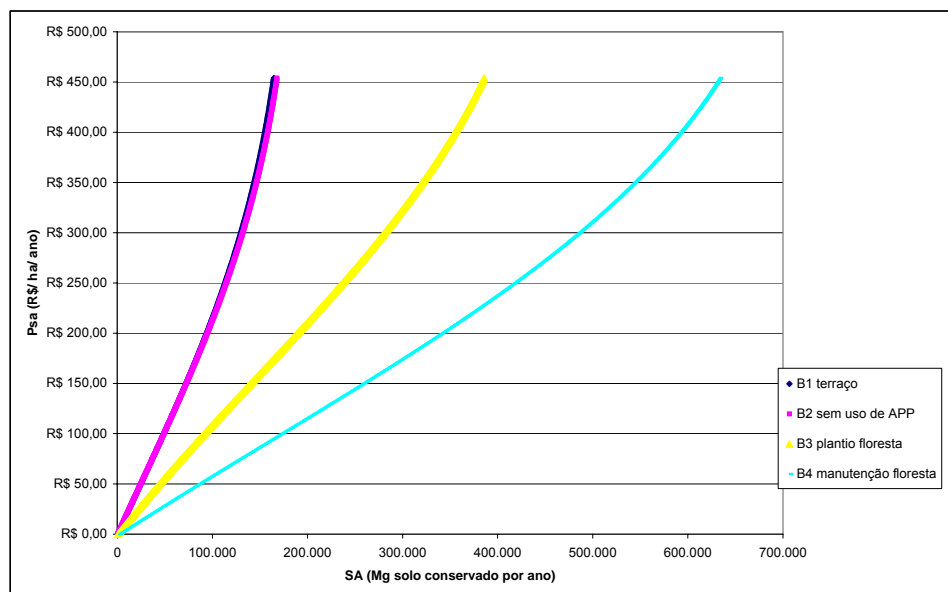


Figura 10 - Oferta de SA da produção de cana, em Mg de solo conservado, em função do pagamento pelo serviço, em reais por hectare, na Bacia do Corumbataí

Como foram estimadas ofertas para diferentes práticas, é possível comparar a eficiência de diferentes práticas na produção do serviço. Conhecendo práticas agrícolas alternativas que produzam um mesmo SA – neste caso, conservação do solo – e seus respectivos custos, pode-se escolher aquela que produz o SA no menor preço, isto é, aquela com o menor custo de produção. No caso da canavieira no Corumbataí, é mais eficiente implantar a floresta nas APPs, e depois mantê-las. Gastando 150 reais por ha por ano, obtém-se cerca de 140.000 Mg de solo conservado com o plantio de florestas e 250.000 Mg com a manutenção de florestas, enquanto obtém-se 70.000 Mg com apenas a não utilização de APPs. Além da filtração de sedimentos, também poderia ser quantificado o sequestro de carbono por estas florestas, de forma que poderiam ser comercializados ambos os serviços.

Nas análises acima foi considerada uma correlação entre as atividades A e B de 0,9. A análise de sensibilidade tem o intuito de verificar como os resultados seriam alterados se fossem adotados outros valores de correlação. A Figura 11 ilustra a análise feita para a oferta de SA da atividade B₃ (plantio de floresta) utilizando três valores de correlação 0,9, 0,95 e 0,99. Pode-se verificar que conforme a correlação aumenta, a oferta gira no sentido horário, tornando-se mais elástica. Estes resultados estão

coerentes com os apresentados por Antle e Valdivia (2006), que conduziram o mesmo tipo de análise de sensibilidade.

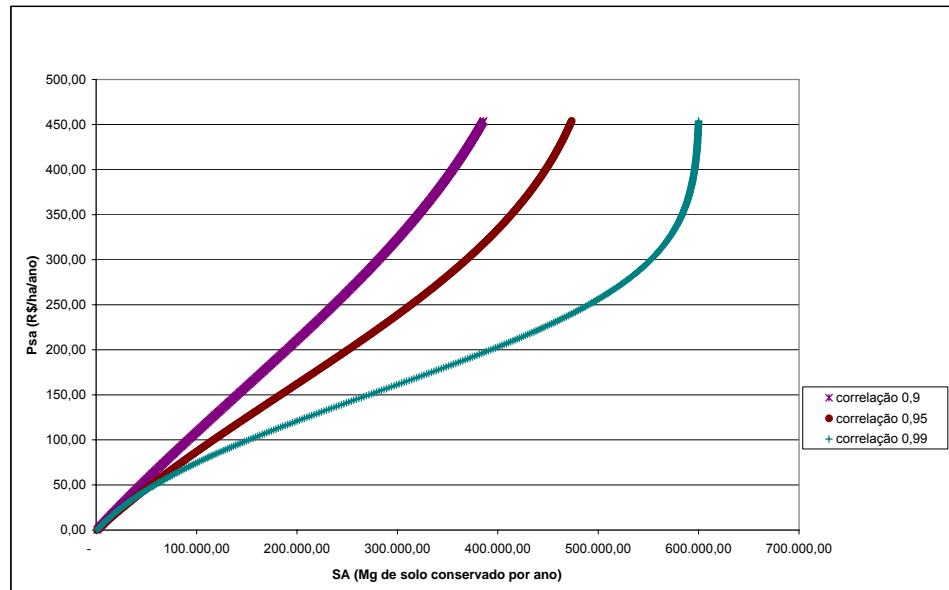


Figura 11 - Oferta de SA na produção de cana, em função da correlação entre as atividades A (convencional) e B₃ (plantio de floresta), na Bacia do Corumbataí

Para entender como a oferta de SA se comportaria com modificações nos preços dos insumos e do produto final, foi feita uma simulação considerando variações de 10% em relação aos preços obtidos e pagos, para a situação de plantio de florestas em APPs. A Figura 12 ilustra tal análise, onde pode ser verificado que um aumento no preço do produto final de 10% faz com que a curva de oferta gire para esquerda, tornando-se menos elástica. Nesta situação, para um mesmo valor a ser pago pelo SA, os produtores estariam menos dispostos a ofertar os SA, pois o custo da não utilização das APPs aumenta.

Por outro lado, na situação em que o preço do produto cai 10% ou os preços dos insumos aumentam em 10%, o custo da não utilização das APPs diminui e a oferta de SA gira para a direita, tornando-se mais elástica.

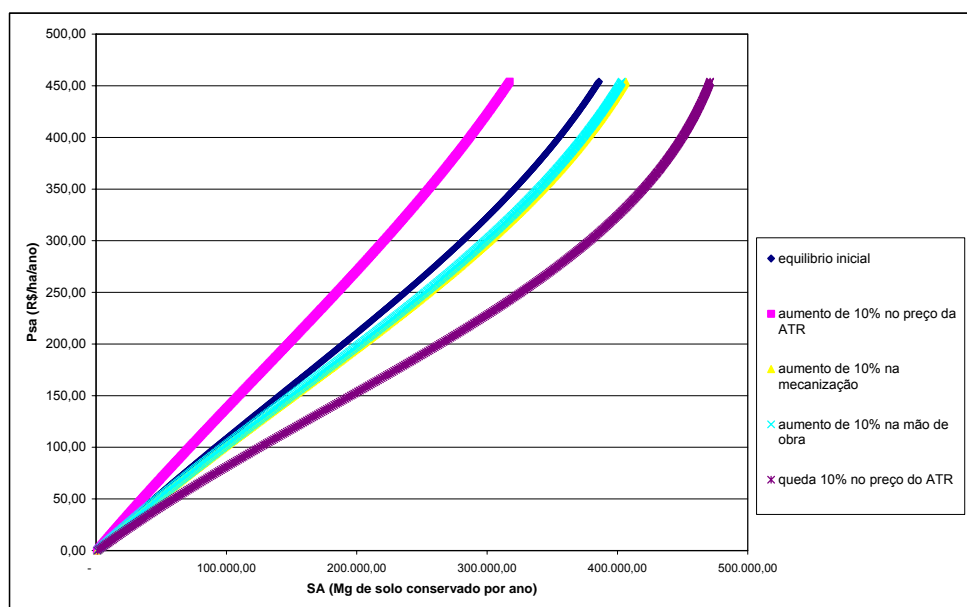


Figura 12 - Oferta de SA na produção de cana considerando variações nos preços de insumos e produto para a atividade B₃ (plantio de floresta), na Bacia do Corumbataí

A partir dos resultados obtidos, pode-se pensar em diversas possibilidades de implantação de esquemas de PSA nas bacias de estudo. A cobrança pelo uso da água já está em vigor nas Bacias PCJ, porém a agricultura ainda não é cobrada. Quando este setor começar a pagar pela água consumida, o método aqui utilizado poderia ser utilizado como critério para abatimento da cobrança, isto é, onde a agricultura produzir SAs que protejam ou recuperem a água, o recurso poderá não ser cobrado.

Outra alternativa interessante seria a comparação do valor da oferta de SA com estimativas de demanda por SA. Por exemplo, a DAP pela mata ciliar na Bacia do Corumbataí calculada por Brugnaro (2000) foi de R\$ 274 mil mensais, o que representa cerca de R\$ 3,29 milhões anuais. Se todo esse montante fosse dividido pela área de cana na bacia, poderia ser pago aproximadamente R\$ 100 por ha, o que geraria uma oferta de cerca de 90.000 Mg de solo filtrados pelas matas no primeiro ano, e 170.000 Mg nos demais anos, quando a mata já estivesse formada. Além da conservação do solo, outros SA como biodiversidade e captação de carbono também seriam produzidos.

Considerando que os principais beneficiados da melhoria da qualidade da água na bacia sejam as empresas de abastecimento e a população abastecida, há espaço para negociações entre os beneficiados e os agricultores. Neste caso, o modelo proposto pode ser usado como instrumento para quantificar os SAs e seus preços. Na possibilidade de elaborar uma curva de demanda pela qualidade da água a partir dos custos de seu tratamento, é possível analisá-la junto com a oferta de SA aqui proposta para determinação do preço do SA.

6.2 Cabeceiras do Tietê

Os resultados obtidos para sub-bacia Cabeceiras do Tietê são apresentados nas Figuras 13, 14 e 15. Verifica-se nas f.d.p. das diferentes práticas ilustradas na Figura 13 como aparentemente a atividade B1 (mulching) é aquela com comportamento mais distinto, sendo que as três demais estão muito próximas.

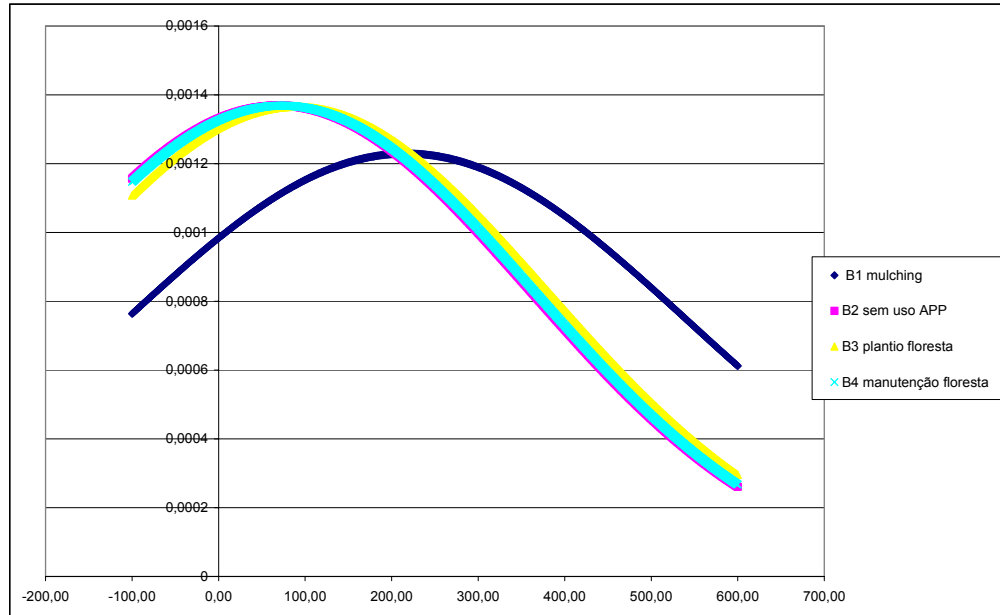


Figura 13 - Função densidade de probabilidade (f.d.p.) do custo da mudança de atividade A para atividades B, em Cabeceiras do Tietê

As ofertas de SA representadas na Figura 14 ilustram como a atividade B₁ (mulching) é mais elástica que as demais, e capaz de produzir mais SA de conservação

de solo do que as demais atividades, dado um mesmo pagamento. Considerando como exemplo um pagamento de R\$ 300,00 enquanto a atividade B₁ produz cerca de 360 mil Mg de solo conservado por ano, as atividades B₂, B₃ e B₄ produzem 50, 100 e 175 mil Mg, respectivamente.

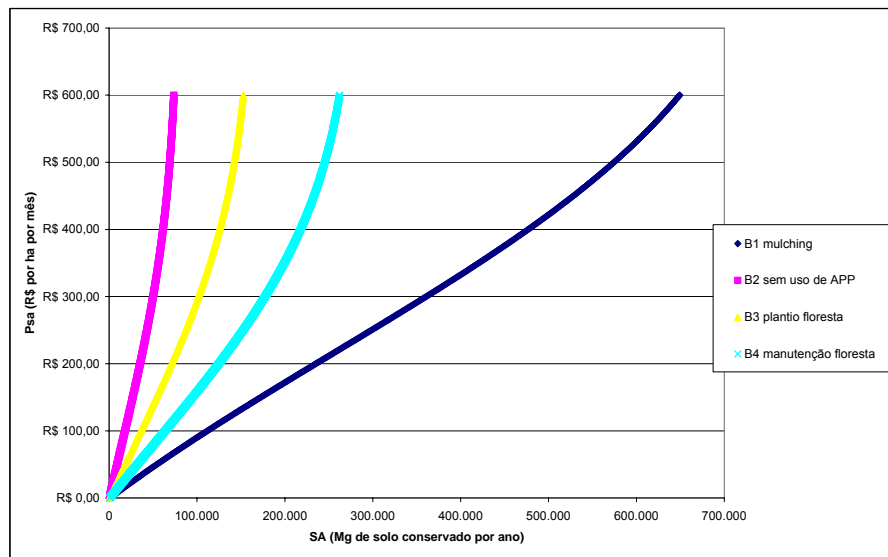


Figura 14 - Oferta de Serviço Ambiental da horticultura, em Mg de solo conservado, em função do pagamento pelo serviço, em reais por hectare por mês, na Cabeceiras do Tietê

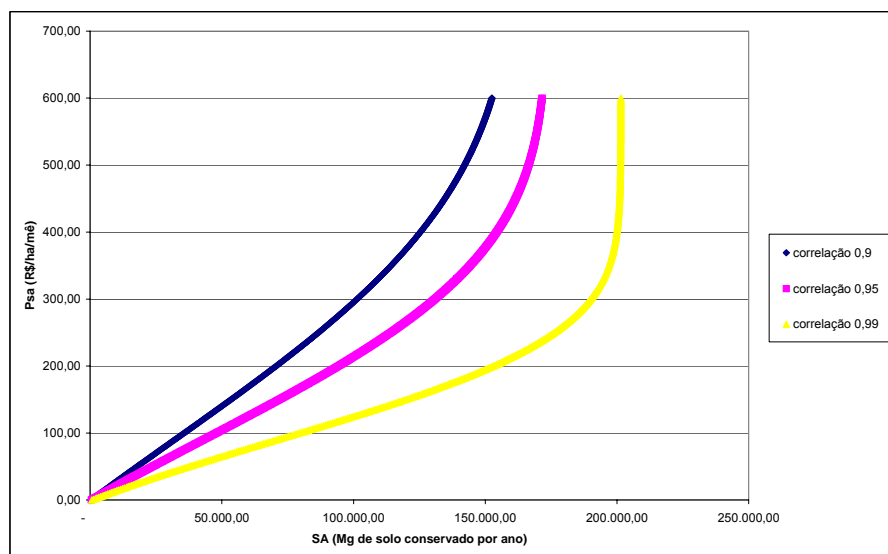


Figura 15 - Oferta de SA na horticultura, em função da correlação entre as atividades A (convencional) e B₃ (plantio de floresta), na Cabeceiras do Tietê

A análise de sensibilidade para a correlação das atividades A e B conduzida para a região de Cabeceiras (Figura 15) apresentou resultados semelhantes à análise da canavicultura no Corumbataí. Isto é, conforme a correlação aumenta, a oferta gira no sentido horário, e também com um formato diferente, menos reto e mais próximo a um degrau.

Como a região de Cabeceiras é uma área de manancial para abastecimento público da RMSP, existe a possibilidade de estudar a viabilidade de esquemas de PSA para os produtores agrícolas da região. Além disso, também esta prevista a implantação da cobrança pelo uso da água na Bacia do Alto Tietê, o que possibilitaria o uso do presente modelo como critérios para a cobrança do setor rural.

7 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste trabalho levam a uma série de conclusões de cunho acadêmico, como também geram implicações para políticas públicas. Em relação à primeira, obteve-se um avanço metodológico, considerando que o modelo proposto por Antle e Valdivia (2006) é novo, e esta pesquisa foi a primeira experiência com o modelo no Brasil. O presente trabalho mostrou ser possível utilizar a proposta metodológica dos autores, com adaptações para diferentes realidades locais. O uso do modelo em diferentes contextos contribui para a sua consolidação como base para variados esquemas de PSA. Como foi verificado que o método é factível de ser utilizado para diversos SA, este trabalho pode motivar demais estudos similares para outras regiões ou outros SA.

Como mostrado no trabalho, a maioria dos agricultores tem retornos financeiros menores com a adoção de práticas conservacionistas e ambientalmente adequadas. Isto é, nas condições atuais de mercado, a adoção de tais práticas não é vantajoso do ponto de vista econômico. Por isso, a maior parte deles não as adota, e provavelmente não as adotarão sem incentivos extras. Pode-se concluir que tal afirmativa justifica a adoção de políticas públicas para corrigir a situação. Assim, garantiria-se a produção de uma quantidade mínima de SA e atingiria-se determinado nível de qualidade ambiental – neste caso, um certo nível de qualidade das águas e uma perda tolerável de solo.

De modo a atingir tal nível, existem basicamente três possibilidades para aumentar a rentabilidade dos agricultores que venham a adotar práticas conservacionistas e assim garantir a produção de SA. Primeiro, poderiam ser reduzidos os custos para adotar tais medidas, o que incluiria algum tipo de subsídio. Alguns exemplos são a doação de mudas para reflorestamento e o apoio técnico para práticas de conservação de solo (terraços, mulching, plantio direto, entre outras) e para projetos de reflorestamento. Uma segunda opção seria através de um incentivo para a demanda de produtos produzidos adotando-se as práticas agrícolas desejadas. Pode haver uma política de preços mínimos por tais produtos ou então uma ampla campanha de promoção, de tal forma a expandir a demanda. Existem vários indícios de que existe potencial para aumentar a demanda por produtos ambientalmente amigáveis. O consumidor pode estar disposto a adquirir tais produtos por apresentarem mais

atributos de qualidade (mais saudável, mais saboroso, etc). Além disso, consumidores podem optar por adquirir um produto, alguns mesmo tendo que pagar mais por isso, por estar embutido a compra de SA. Isto é, junto com o produto o consumidor compra SA, pois estes proporcionam uma melhoria de qualidade de vida ou agradam sua consciência.

Por fim, uma terceira forma de aumentar a rentabilidade dos agricultores que adotam práticas conservacionistas é o pagamento direto pelos SA produzidos. Como discutido brevemente junto com a apresentação dos resultados (Capítulo 6), tais pagamentos podem ser feitos diretamente pelo governo, ou por organizações privadas. Exemplos de aplicação prática do método aqui utilizado é seu uso como critério de cobrança pelos recursos hídricos, através de descontos na cobrança para os agricultores que produzam determinados SA. Também pode-se pagar os agricultores por estes serviços com o dinheiro arrecadado com a cobrança pela água de outros setores. Há ainda possibilidades de negociação entre um grande consumidor de água (uma empresa de saneamento, ou indústria de bebidas, por exemplo) e um grupo de agricultores que receberiam pagamentos diretos pela adoção de práticas que produzam SAs de conservação de água, entre outros esquemas públicos ou privados de PSA. Além disso, existe potencial para aplicação do modelo como forma de integrar as políticas públicas agrícolas com as ambientais, por exemplo, utilizando a produção de SA como critério para concessão de crédito agrícola. Assim, junto com outros estudos relativos à demanda, é possível utilizar as análises aqui apresentadas para subsidiar esquemas diversos de PSA.

Quanto às limitações do trabalho, a pouca disponibilidade de dados foi o maior empecilho. Como não existem dados oficiais de custos de produção, pesquisas baseadas nestas informações dependem de organizações de classe ou outros organismos privados. Além disso, a produção de SA de uma dada prática agrícola depende das características físicas do local, como por exemplo, tipo de solo, declividade, clima. Este tipo de informação, por sua vez, nem sempre está disponível na escala que se pretende estudar. Para a região da Sub-bacia de Cabeceiras do Tietê, por exemplo, não foram encontradas informações sobre a taxa média de erosão nas áreas de horticultura. Assim, a solução encontrada foi utilizar o mesmo valor disponível

para a Bacia do Corumbataí. Portanto, foi verificado que o modelo ainda pode apresentar dificuldades de aplicação caso não sejam feitas coletas de dados específicos, mesmo sendo um modelo de dados mínimos. Tais dificuldades podem ser superadas através de estimativas de especialistas ou extrapolações com dados de diferentes regiões.

Sempre há um *trade-off* entre complexidade e precisão de um modelo com o custo e o tempo de implantá-lo. A proposta aqui é apresentar um modelo relativamente robusto e factível de ser implantado por formuladores de políticas públicas e organizações privadas, de maneira simples e com baixo custo. No entanto, novas pesquisas poderiam colaborar para elaborar o modelo, testando diferentes níveis de complexidade e robustez. A comparação dos resultados obtidos com o modelo de dados mínimos com um modelo alimentado com dados primários, assim como feito por Antle e Valdivia (2006), também poderia ser feito. Fazendo tal comparação em um ambiente diverso, poderia se comprovar a eficiência do modelo de dados mínimos. No entanto, a coleta de dados primários requer mais tempo e recursos financeiros não disponíveis neste momento.

Por se tratar de um modelo multidisciplinar, que requer informações econômicas e ambientais, seria interessante que o mesmo fosse aplicado por uma equipe com profissionais diversos, ou que existisse uma parceria entre diversas equipes para a obtenção de dados e análise dos resultados. Tal esforço contribuiria para amadurecer o modelo e torná-lo mais aplicável em diferentes contextos e para diversas finalidades, e fica como sugestão para próximos trabalhos.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Cobrança pelo uso dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí.** 2005 (Nota Técnica, 476). Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br>>. Acesso em: 15 jun. 2006.
- ANDRADE, J.P.S.; ARTIGIANI, E.L. **Diagnóstico sócio-ambiental da zona rural da Sub-bacia Hidrográfica Alto Tietê Cabeceiras.** São Paulo: IEA, 2003. 214 p. Relatório técnico APTA-IEA.
- ANTLE, J.M.; STORVOGEL, J.J. Predicting the supply of ecosystem services from agriculture. **American Journal of Agricultural Economics**, Ames, v. 88, n. 5, p. 1174–1180, 2006.
- ANTLE, J.M.; VALDIVIA, R.O. Modelling the supply of ecosystem services from agriculture: a minimum-data approach. **Australian Journal of Agricultural and Resource Economics**, Oxford, v. 50, n. 1, p. 1-15, 2006.
- ANTONIAZZI, L.B. **Custos de produção de alface na Sub-bacia Tietê Cabeceiras: o papel da água.** 2004. 36 p. Monografia (Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Agrônoma) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. de. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na Região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 56, p.125-134, dez. 1999.
- BARRELLA, W.; PETRERE JUNIOR, M.; SMITH, W.S.; MONTAG, L.F.A. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares, conservação e recuperação.** São Paulo: EDUSP / FAPESP, 2004. cap. 12, p. 187-208.
- BOADWAY, R.W.; BRUCE, N. **Welfare economics.** Oxford: Basil Blackwell, 1984. 344 p.
- BOUZID, M. **Usos múltiplos e gestão integrada da água em uma bacia hidrográfica periurbana: que perspectivas agrícolas?** Montpellier: CIRAD, 2003. 176 p.
- BRAGA, R.A.P. **Avaliação dos instrumentos de políticas públicas na conservação integrada de florestas e água, com estudo de caso na Bacia do Corumbataí - SP.** 2005. 310 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

BRASIL. Lei n. 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br/ccivil/Leis/L4771.htm>>. Acesso em: 12 jun. 2007.

BRASIL. Lei n. 9.733 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/Legislacao/docs/lei9433.pdf>>. Acesso em: 12 jun. 2007.

BRETHOUR, C.; WEERSINK, A. An economic evaluation of the environmental benefits from pesticide reduction. **Agricultural Economics**, Amsterdam, v. 25, n. 2-3, p. 219–226, Sep. 2001. 346 p.

BRITO, C.M.S. **Estudo exploratório da distribuição espacial dos fragmentos florestais na bacia hidrográfica do Rio Corumbataí - São Paulo**. 2001. 66 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

BROUWER, F.; HEINZ, I.; ZABEL, T. (Ed.). **Governance of water-related conflicts in agriculture: new directions in agri-environmental and water policies in the EU**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2003. 168 p.

BRUGNARO, C. **Valor atribuído pela população às matas ciliares da bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2000. 146 p. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

CARLSON, G.A.; ZILBERMAN, D.; MIRANOWSKI, J.A. (Ed.). **Agricultural and environmental resource economics**. New York: Oxford University Press, 1993. 528 p.

CLARK, E.H.; HAVERKAMP, J.A.; CHAPMAN, W. **Eroding soils: the off-farm impacts**. Washington, DC: The Conservation Foundation, 1985. 252 p.

COASE, R. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics**, Chicago, n. 3, p. 1-44, Oct. 1960.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade de águas interiores no Estado de São Paulo**: 2005. São Paulo: CETESB, 2006. 488 p.

COPLAENGE. **Plano de bacia hidrográfica 2000-2003 UGRHI - PCJ**. Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, 2000. 180 p. Relatório final.

DAVIS, J.A.; RUTHERFURD, I.D.; FINLAYSON, B.L. The Eppalock soil conservation project, Victoria, Australia: the prevention of reservoir sedimentation and the politics of catchment management. **Australian Geographical Studies**, Armidale, v. 37, n. 1, p. 37–49, 1999.

FAO. **Payment schemes for environmental services in watersheds**. Roma, 2004. 74 p. (Land and Water Discussion Paper, 3).

FAO. **Control of water pollution from agriculture**. 1996. (FAO Irrigation and Drainage Papers, 55). Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/w2598e/w2598e00.htm>>. Acesso em: 25 jan. 2006.

FARHAT, M. **Subsídios para adequar a canavicultura dos fornecedores de Piracicaba à legislação ambiental**. 2005. 121 p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

FILIPPE, J. **Avaliação da largura ideal de florestas ribeirinhas considerando modelagem matemática, estimativa de erosão por 'ANTPOT.137 Cs' e aspectos ecológicos**. 2006. 144 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FERRARO, P.; SIMPSON, D. The cost-effectiveness of conservation payments. **Land Economics**, Madison, v. 78, n. 3, p. 339-353, 2002.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Custos de implantação e manutenção de florestas nativas**. Disponível em: <http://www.fflorestal.sp.gov.br/recup_forest/custos_implantacao_florestas.xls>. Acesso em: 23 set. 2007.

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO - FUSP. **Plano da Bacia do Alto Tietê: relatório final**. São Paulo, out. 2001. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBH-AT/490/01_SUMARIO.PDF>. Acesso em: 25 ago. 2007.

GONÇALVES, J.C. **Urbanization in the metropolitan region of Sao Paulo: its patterns, determinants and regulation tools**. 2005. Relatório final de pesquisa – Projeto NEGOWAT. Disponível em: <http://www.negowat.org/Docs4Web/Brazil_pdf/07_Brazil.pdf>. Acesso em: 22 set. 2007.

HASCIC, I.; WU, J. Land use and watershed health in the United States. **Land Economics**, Madison v. 82, n. 2, p. 214-239, 2006.

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; MARIA, I.C. de; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J.N. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JUNIOR, E.; PERES, J.R.R. (Ed.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2002. p. 47-60.

HILIARD, C.; REEDIK, S. **Agricultural best management practices**. Ottawa: Agriculture and Agri-Food Canada, 2000. Disponível em: <<http://www.agr.gc.ca/pfra/water/facts/agribtme.pdf>>. Acesso em: 23 mar. 2007.

HOLMES, T.P. The offsite impact of soil erosion on the water treatment industry. **Land Economics**, Madison, v. 64, n. 4, p. 356-366, Nov. 1988.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT. **Subsídios do meio físico para planejamento do desenvolvimento da irrigação na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (BH-AT)**. São Paulo, 2000. 140 p. (Relatório, 44.667).

JUST, R.E.; ANTLE, J.M. Interactions between agricultural and environmental policies: a conceptual framework. **American Economic Review**, Nashville, v. 80, n. 2, p. 197-202, May 1990.

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**, Boston, v. 61, n. 2-3, p. 446-455, Mar. 2006.

LANDELL-MILLS, N.; PORRAS, T.I. **Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor**. London: International Institute for Environment and Development - IIED, 2002. 455 p. (Instruments for sustainable private sector forestry series).

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP / FAPESP, 2004. cap. 3, p. 33-44.

LUBOWSKI, R.N.; PLANTINGA, A.J.; STAVINS, R.N. **Land-use change and carbon sinks: econometric estimation of the carbon sequestration supply function**. Cambridge: Harvard University, John Kennedy School of Government, 2001. (Faculty Research Working Paper Series, RP-2005-01).

MACHADO, R.E. **Simulação de escoamento e de produção de sedimentos em uma microbacia hidrográfica utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento**. 2002. 154 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

MANZATTO, C.V.; FREITAS JUNIOR, E. de; PERES, J.R.R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002. 174 p.

MARCON, G. **Avaliação da política estadual de recursos hídricos do Estado de São Paulo nas Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí**. 2005. 256 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

- MARINO JUNIOR, E. **Análise integrada dos efeitos do uso da terra em fragmentos florestais da Bacia do Rio Corumbataí, SP.** 2006. 111 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" e Centro de Energia Nuclear da Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.
- MARTINS, R.C. Agricultura, gestão dos recursos hídricos e desenvolvimento rural: a convergência necessária. In: FELICIDADE, N.; MARTINS, R.C.; LEME, A.A. (Org.). **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil.** São Carlos: RIMA, 2001. cap. 6, p. 82-97.
- MARTINS, S.S.; CARVALHO, Y.M.C.; NOSSE, T.; ANTONIAZZI, L.B.; OLIVEIRA, M.D.M.; SATO, G.S. Indicadores econômicos da agricultura nas Cabeceiras do Alto Tietê, São Paulo. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 3, p. 2315- 2352, 2007.
- MAYS, L.W. **Water resources handbook.** New York: McGraw-Hill, 1996. 1 v.
- MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P. Qualidade das águas em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentado**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.
- MIRANDA, S.H.G.; GAVALDÃO, M.; PINTO, T.M.; LUCAS, A. Entraves e incentivos à adequação de propriedades rurais à legislação ambiental brasileira: a percepção de cooperados na região de Piracicaba, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL, 3., 2006, Campinas. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 2006. p. 420-424.
- MUELLER, D.C. **Public choice II.** London: Cambridge University Press, 1989. 518 p.
- O'RIORDAN, T.; BENTHAM, G. The politics of nitrate in the UK. In: BURT, T.P.; HEATHWAITE, A.L.; TRUDGILL, S.T. (Ed.). **Nitrate: processes, patterns and management.** West Sussex: John Wiley & Sons, 1993. chap. 13, p. 134-141.
- ORGANIZAÇÃO DOS PLANTADORES DE CANA DA REGIÃO CENTRO-SUL – ORPLANA. **Estatísticas.** Disponível em: <<http://www.orplana.com.br/estatisticas.asp>>. Acesso em: 31 ago. 2007.
- ORTIZ LÓPEZ, A.A. **Análise dos custos privados e sociais da erosão do solo: o caso da Bacia do rio Corumbataí.** 1997. 118 p. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.
- POSTEL, S.L.; THOMPSON J.R.; BARTON, H. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. **Natural Resources Fórum**, London, v. 29, n. 2, p. 98–108, 2005.

RANDALL, A. **Resource economics: an economic approach to natural resources and environmental policy**. Chicago: John Wiley & Sons, 1987. 434 p.

RANDALL, A. Valuing the outputs of multifunctional agriculture. **European Review of Agricultural Economics**, Berlin, v. 29, n. 3, p. 289-307, 2002.

REBOUÇAS, A.C. Aspectos relevantes do problema da água. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Org.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Ed. Escrituras, 2002. cap. 1, p. 1-35.

REDE DAS ÁGUAS. **Mapa dos comitês de bacias do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.rededasaguas.org.br/comite/comite_04.asp>. Acesso em: 15 out. 2007.

REIS, L.V.S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba**. 2004. 215 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

RIBEIRO, M.A. O Princípio Protetor Recebedor para preservar um bem natural. **Revista Eco 21**. Disponível em: <<http://www.ida.org.br/artigos>>. Acesso em: 28 mar. 2007.

RODRIGUES JÚNIOR, J.C. **Balanço da erosão na bacia do Rio Piracicaba**. 1998. 58 p. Dissertação (Mestrado em Energia Nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

ROMSTAD, E. Methodologies for agri-environmental policy design. In: BROUWER, F. (Ed.). **Sustaining agriculture and the rural environment: governance, policy and multifunctionality**. Cheltenham: Edward Elgar Pub. Lim., 2004. chap. 4, p. 56-79.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Projeto de recuperação de matas ciliares**. São Paulo, maio 2004. Disponível em: <<http://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam2/Repositorio/126/Documentos/RESUMO%20DO%20PROJETO%202004.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2007.

SMITH, K.R. Public payments for environmental services from agriculture: precedents and possibilities. **American Journal of Agricultural Economics**, Ames, v. 88, n. 5, p. 1167–1173, 2006.

STROBEL, J.S.; SOUZA JUNIOR, W.C.; SEROA DA MOTTA, R.; AMEND, M.R.; GONCALVEZ, D.A. **Crítérios econômicos para aplicação do Princípio do Protetor-Recebedor: estudo de caso do Parque Estadual dos Três Picos**. Rio de Janeiro: Critical Ecosystem Partnership Fund, 2006. 198 p.

SWINTON, S.M.; LUPI, F.; ROBERTSON, G.P.; LANDIS, D.A. Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspects. **American Journal of Agricultural Economics**, Ames, v. 88, n. 5, p. 1160–1166, 2006.

TAMENE, L.; VLEK, P.L.G. Assessing the potential of changing land use for reducing soil erosion and sediment yield of catchments: a case study in the highlands of northern Ethiopia. **Soil Use and Management**, Londres, v. 23, n. 1, p. 82–91, 2007.

TANAKA, K.; WU, J. Evaluating the effect of conservation policies on agricultural land use: a site-specific modeling approach. **Canadian Journal of Agricultural Economics / Revue Canadienne d'Agroeconomie**, Victoria, v. 52, n. 3, p. 217–235, 2004.

TOLEDO, P.E.N. de. **Impacto ambiental e análise econômica de medidas mitigadoras**: o caso da microbacia hidrográfica do córrego São Joaquim, Pirassununga (SP). 1997. 142 p. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1997.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VELOZ, A.; SOUTHGATE, D.; HITZHUSEN, F.; MACGREGOR, R. The economics of erosion control in a subtropical watershed: a dominican case. **Land Economics**, Madison, v. 61, n. 2, p.145-55, May 1985.

WOLCOTT, R.M. Prospects for ecosystem services in the future agricultural economy: reflections of a policy hand. **American Journal of Agricultural Economics**, Ames, v. 88, n. 5, p. 1181–1183, 2006.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 48-58, 2007.