



VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

metodologias e estudos de caso

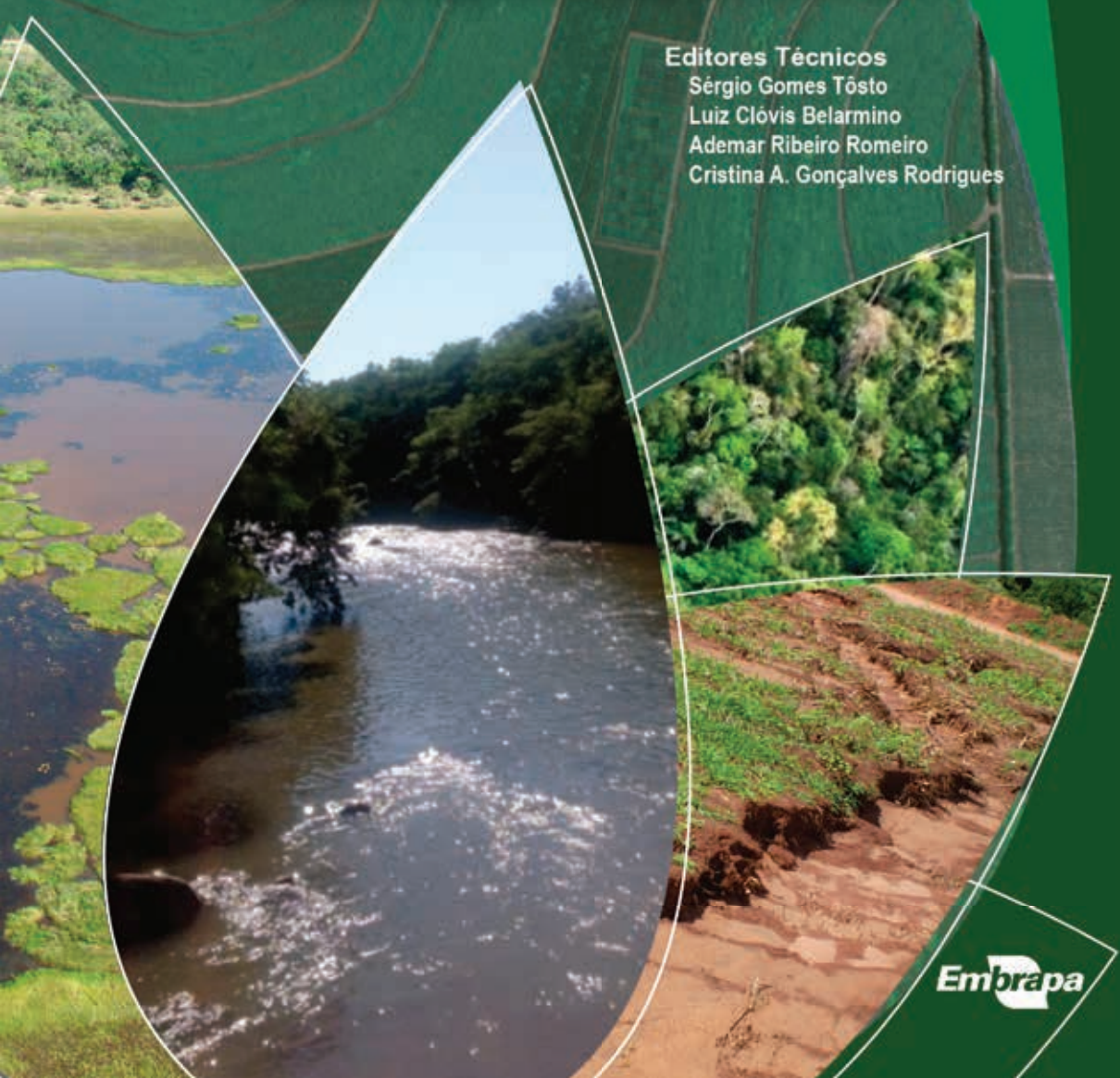
Editores Técnicos

Sérgio Gomes Tôsto

Luiz Clóvis Belarmino

Ademar Ribeiro Romeiro

Cristina A. Gonçalves Rodrigues



Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Monitoramento por Satélite
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento



**VALORAÇÃO
DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS**
metodologias e estudos de caso

Sérgio Gomes Tôsto
Luiz Clóvis Belarmino
Ademar Ribeiro Romeiro
Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues
Editores Técnicos

Embrapa
Brasília, DF
2015

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Monitoramento por Satélite

Av. Soldado Passarinho, 303
Fazenda Chapadão
CEP 13070-115 Campinas, SP
Fone: (19) 3211-6200
Fax: (19) 3211-6222
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações

| | |
|------------------------------|--|
| Presidente | <i>Cristina Criscuolo</i> |
| Secretária Executiva | <i>Bibiana Teixeira de Almeida</i> |
| Membros | <i>Daniel Gomes dos S. Wendriner Loebmann</i> <i>Fabio Enrique Torresan</i> <i>Janice Freitas Leivas</i> <i>Ricardo Guimarães Andrade</i> <i>Shirley Soares da Silva</i> <i>Vera Viana dos Santos Brandão</i> |
| Revisão editorial | <i>Sérgio Gomes Tôsto</i> |
| Revisão de texto | <i>Bibiana Teixeira de Almeida</i> |
| Normalização bibliográfica | <i>Vera Viana dos Santos Brandão</i> |
| Capa e editoração eletrônica | <i>Shirley Soares da Silva</i> |
| Fotos da capa | <i>Sérgio Gomes Tôsto, Raquel Bumelli e Sandra Santos</i> |

1ª edição

1ª impressão (2015): 1.500 exemplares

Todos os direitos reservados.

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

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

Valoração de serviços ecossistêmicos: metodologias e estudos de caso / Sérgio Gomes Tôsto, Luiz Clóvis Belarmino, Ademar Ribeiro Romeiro, Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues, editores técnicos. Brasília, DF: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2015.

360 p.: il. color; 16 cm x 22 cm.
ISBN 978-85-7035-489-1.

1. Economia do ambiente. 2. Valoração ambiental. I. Tôsto, Sérgio Gomes. II. Belarmino, Luiz Clóvis. III. Romeiro, Ademar Ribeiro. IV. Rodrigues, Cristina Aparecida Gonçalves. V. Embrapa Monitoramento por Satélite.

CDD 333.76 (21.ed.)

© Embrapa, 2015

Autores

Ademar Ribeiro Romeiro

Economista, Doutor em Economia, professor da Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP

Adriano Rolim da Paz

Engenheiro-civil, Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, professor da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, PB

Alexandre Gori Maia

Estatístico, Doutor em Economia Aplicada, professor da Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP

André Steffens Moraes

Oceanógrafo, Doutor em Economia, pesquisador da Embrapa Soja, Londrina, PR

Andrew Seidl

Economista, Doutor em Recursos Naturais, professor do Estado do Colorado, Ft. Collins, Colorado, EUA

Caetano Brugnaro

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Economia Aplicada, professor da Universidade Federal de São Carlos, Araras, SP

Célia Regina Grego

Engenheira-agrônoma, Doutora em Energia na Agricultura, pesquisadora da Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP

Daniel Caixeta Andrade

Economista, Doutor em Desenvolvimento, professor da Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Economia, Uberlândia, MG

Daniel de Castro Victoria

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Energia Nuclear na Agricultura, pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP

Eduardo Cuenca

Engenheiro-agrônomo, doutor em Ciências Econômicas, professor da Universidade de Granada, UGR, Espanha

Fernando Curi Peres

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Economia Rural, professor da Universidade de São Paulo, Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, MG

Jaenes Miranda Alves

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Economia Aplicada, professor da Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA

João Alfredo de Carvalho Mangabeira

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP

João Fernando Marques

Economista, Doutor em Economia, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Joaquim Raimundo de Lima Filho

Economista, Mestre em Desenvolvimento Econômico, pesquisador do Projeto CiVi.net na Universidade Estadual de Campinas, SP

Junior Ruiz Garcia

Economista, Doutor em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, professor da Universidade Federal do Paraná, Departamento de Economia, Curitiba, PR

Lauro Charlet Pereira

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

Lucas Ferreira Lima

Economista, Mestre em Desenvolvimento Econômico, pesquisador do Projeto CiVi.net na Universidade Estadual de Campinas, SP

Luiz Clóvis Belarmino

Engenheiro-agrônomo, Mestre em Economia Aplicada, pesquisador da Embrapa Clima Temperado, Pelotas, RS

Manuel Carlos Duarte de Mello Justo

Economista, Mestre em Desenvolvimento Econômico, diretor do Departamento de Meio Ambiente e Agricultura da Prefeitura Municipal, Mairinque, SP

Maria do Carmo Ramos Fasiaben

Engenheira-agrônoma, Doutora em Desenvolvimento Econômico, pesquisadora da Embrapa Informática, Campinas, SP

Margarita Navarro Pabsdorf

Economista, doutora em Ciências Econômicas, professora da Universidade de Granada, UGR, Espanha

Oscar Sarcinelli

Administrador de Empresas, Mestre em Desenvolvimento Econômico, professor da Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP

Ranulfo Paiva Sobrinho

Ecólogo, Doutor em Economia, Espaço e Meio Ambiente,
Instituto de Economia, Universidade Estadual de
Campinas, Campinas, SP

Ricardo Guimarães Andrade

Engenheiro-agrícola, Doutor em Meteorologia Agrícola,
pesquisador da Embrapa Monitoramento por Satélite,
Campinas, SP

Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva

Economista, Doutora em Desenvolvimento Econômico,
professora da Universidade Federal Fluminense, Volta
Redonda, RJ

Sérgio Gomes Tôsto

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Desenvolvimento
Econômico, Espaço e Meio Ambiente, pesquisador da
Embrapa Monitoramento por Satélite, Campinas, SP

Suzana Rastelli Sattamini

Engenheira-civil, Mestre em Engenharia Civil,
pesquisadora do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento
da Petrobrás, Rio de Janeiro, RJ

Yony de Sá Barreto Sampaio

Engenheiro-agrônomo, Doutor em Economia Agrícola,
professor da Universidade Federal de Pernambuco,
Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Recife, PE

Errata

(Ficha Catalográfica)

Onde se lê:

Leia-se:

Valoração de serviços ecossistêmicos metodologias e estudo de casos / Sérgio Gomes Tôsto, Luiz Clovis Belarmino, Ademar Ribeiro Romeiro, Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues, editores técnicos. – Brasília, DF: **Embrapa Monitoramento por Satélite**, 2015.

360 p.: il. color. ; 16 cm x 22 cm.

ISBN 978-85-7035-489-1.

1. Economia do ambiente. 2. Valoração ambiental. I. Tôsto, Sérgio Gomes. II. Belarmino, Luiz Clovis. III. Romeiro, Ademar Ribeiro. IV. Rodrigues, Cristina Aparecida Gonçalves. V. Embrapa Monitoramento por Satélite.

CDD 333.76 (21.ed.)

© Embrapa, 2015

Valoração de serviços ecossistêmicos metodologias e estudo de casos / Sérgio Gomes Tôsto, Luiz Clovis Belarmino, Ademar Ribeiro Romeiro, Cristina Aparecida Gonçalves Rodrigues, editores técnicos. – Brasília, DF: **Embrapa**, 2015.

360 p.: il. color. ; 16 cm x 22 cm.

ISBN 978-85-7035-489-1.

1. Economia do ambiente. 2. Valoração ambiental. I. Tôsto, Sérgio Gomes. II. Belarmino, Luiz Clovis. III. Romeiro, Ademar Ribeiro. IV. Rodrigues, Cristina Aparecida Gonçalves. V. Embrapa Monitoramento por Satélite.

CDD 333.76 (21.ed.)

© Embrapa, 2015

Errata

(Apresentação)

Onde se lê:

Leia-se:

Dr. José Geraldo e Souza

Dr. Geraldo da Silva e Souza

Errata

(Página faltante entre as páginas 107 e 108)

A última variável significativa foi “tarefa”, que representa a disposição do indivíduo a realizar alguma tarefa em prol da recuperação e preservação do Rio Paraíba do Sul. O resultado indica que entrevistados dispostos a realizar alguma atividade também têm maior probabilidade de aceitar o pagamento proposto, o que parece muito coerente.

Foi calculada, ainda, a probabilidade média de um indivíduo apresentar DAP positiva, que é de 45,65%.

A partir dos resultados dos coeficientes significativos é possível estimar o efeito marginal de cada variável sobre a probabilidade de aceitar a DAP, mantidas as demais variáveis constantes (Tabela 5).

Tabela 5. Efeitos marginais das variáveis determinantes da disposição a pagar (DAP) pela recuperação e conservação do Rio Paraíba do Sul.

| Variável | Efeito Marginal |
|-----------------|------------------------|
| Valor | -0,0097 |
| Sexo (mulher) | -0,2546 |
| Idade | 0,0084 |
| Tarefa | 0,4739 |

O efeito marginal da variável “valor” indica que o aumento de uma unidade monetária na contribuição proposta diminui a probabilidade de pagamento em 0,96 ponto percentual, em conformidade com a teoria econômica.

Quanto à variável “sexo”, o efeito marginal indica um aumento de 25,45 pontos percentuais na probabilidade de pagamento caso o entrevistado seja do sexo feminino. A idade também tem impacto sobre a DAP: cada elevação em um ano de vida eleva a probabilidade de pagamento em 0,84 ponto percentual.

Por fim, o efeito de maior influência sobre a DAP é a disponibilidade em atuar em uma tarefa com o intuito de recuperar e preservar o Rio Paraíba do Sul, que foi de 47,39 pontos percentuais.

Com base nos resultados do modelo e na abordagem de Hanemann (1984), foi calculada a DAP, que é de R\$ 10,51. Esse valor representa a disposição média mensal a pagar pelo programa de recuperação e conservação do Rio Paraíba do Sul, o que gera um valor anual de cerca de R\$ 8.937.746,04 para sua a despoluição.

Para efeito de comparação, foi calculada a DAP com a exclusão dos casos que apresentaram o viés de protesto. A partir da estimativa, realizada sob os mesmos fundamentos da regressão anterior, foi encontrada a DAP de R\$ 34,06, que geraria um valor anual de R\$ 28.964.760,24 para o rio.

Apresentação

A Avaliação Ecosistêmica do Milênio demonstra que cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos que garantem o bem-estar humano estão degradados como resultado da contínua destruição e exploração dos recursos naturais.

Em sua evolução, a sociedade volta-se globalmente para preservar o meio ambiente em prol das gerações futuras. Nesse contexto, a questão e a consideração da dimensão econômica, associada às questões ambientais, representa um imperativo e é essencial para a formulação de diretrizes básicas para a sociedade. Saber o valor econômico da natureza por meio dos serviços ecossistêmicos ofertados por ela é um assunto emergente e um elemento imprescindível para decisões socioeconômicas em prol da manutenção dos recursos ambientais; permite, assim, que as gerações futuras usufruam desses benefícios produzidos, além de subsidiar a gestão e formulação de políticas ambientais para o setor e de facilitar a compreensão dos fatos e das relações sociais, culturais e políticas; tem como finalidade a sustentabilidade agropecuária a ser alcançada.

Entendendo que o tema da “Valoração de Serviços Ecossistêmicos” desempenha um papel importante na contribuição do desenvolvimento sustentável, esta obra é uma iniciativa da Embrapa Monitoramento por Satélite em conjunto com outras Unidades da Embrapa e em parceria com o Instituto de Economia da Unicamp, fruto de um convênio assinado entre a Embrapa e a Unicamp que reúne estudos brasileiros e busca apresentar a base teórica e metodológica de diferentes instrumentos de análise econômica das relações entre meio ambiente e agropecuária. Além disso, os estudos de caso apresentados indicam algumas das possíveis formas para incorporar na prática a preocupação ambiental nos processos de tomada de decisão. Com isso, pretende-se contribuir para que este tema seja compreendido e adequadamente utilizado na tomada de decisões, na pesquisa e na gestão ambiental e agrícola.

Dr. José Geraldo e Souza
Secretaria de Gestão Institucional
Embrapa

Capítulos

14

Quanto vale o Pantanal?
A valoração ambiental aplicada ao Bioma Pantanal

1

Por uma economia dos ecossistemas

2

Simulação hidrológica de grandes bacias hidrográficas e estimativa de precipitação e evapotranspiração por sensoriamento remoto como subsídios para avaliação econômica de serviços ecossistêmicos — Aplicação na Bacia do Rio Ji-Paraná, RO

13

Custo-efetividade de tratamentos de dejetos de suínos no Oeste Catarinense

12

Sustentabilidade no espaço rural do Município de Machadinho D'Oeste, Rondônia, Brasil

15

Impacto econômico da reserva legal sobre diferentes tipos de unidades de produção agropecuária

11

Uso da MAP ambiental na valoração monetária das degradações e externalidades ambientais na produção de maçãs

3

Análise espacial aplicada à valoração de serviços ecossistêmicos da agricultura: exemplo do café em Machadinho D'Oeste, RO

10

Efeito da valoração econômica de serviço ecossistêmico na competitividade da cadeia produtiva do etanol na região Centro-Sul do Brasil

Valoração e cobrança pelo uso da água: uma abordagem econômico-ecológica

4

Custo de adequação ambiental das áreas de vegetação ripária: estudo de caso da Microbacia do Córrego Oriçanguinha

16

Avaliação do serviço ecossistêmico de regulação de água — aplicação do modelo Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services (Mimes)

9

5

A valoração ambiental a partir da Economia Ecológica: um estudo de caso para a poluição hídrica na cidade de Volta Redonda, RJ

Integração metodológica entre o processo sociotécnico M-Macbeth de apoio multicritério à decisão e a percepção ambiental na busca de valores tradicionais

Valor econômico de serviços ecossistêmicos da mata ciliar em Mata Atlântica

17

6

Economia Ecológica e o pressuposto da escala sustentável

Valoração econômica como subsídio à gestão agroambiental de bacias hidrográficas: estudo de caso no Estado de São Paulo

19

7

Modelo sociotécnico M-Macbeth para determinação de índice de sustentabilidade ambiental

A valoração ambiental da erosão do solo na cana-de-açúcar em São Paulo

18

Sumário

| | |
|---|-----|
| 1. Por uma economia dos ecossistemas•Daniel Caixeta Andrade e Ademar Ribeiro Romeiro | 13 |
| 2. Simulação hidrológica de grandes bacias hidrográficas e estimativa de precipitação e evapotranspiração por sensoriamento remoto como subsídios para avaliação econômica de serviços ecossistêmicos — Aplicação na Bacia do Rio Ji-Paraná, RO•Daniel de Castro Victoria, Adriano Rolim da Paz e Ricardo Guimarães Andrade | 35 |
| 3. Análise espacial aplicada à valoração de serviços ecossistêmicos da agricultura: exemplo do café em Machadinho d'Oeste, RO•João Alfredo de Carvalho Mangabeira, Sérgio Gomes Tôsto, Ademar Ribeiro Romeiro e Célia Regina Grego | 53 |
| 4. Valoração e cobrança pelo uso da água: uma abordagem econômico-ecológica•Junior Ruiz Garcia e Ademar Ribeiro Romeiro | 71 |
| 5. A valoração ambiental a partir da economia ecológica: um estudo de caso para a poluição hídrica na cidade de Volta Redonda, RJ•Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva | 93 |
| 6. Economia Ecológica e o pressuposto da escala sustentável•Sérgio Gomes Tôsto, Lauro Charlet Pereira, Ranulfo Paiva Sobrinho, Ademar Ribeiro Romeiro e João Alfredo de Carvalho Mangabeira | 115 |
| 7. Modelo sociotécnico M-Macbeth para determinação de índice de sustentabilidade ambiental•Sérgio Gomes Tôsto, Ranulfo Paiva Sobrinho, Lauro Charlet Pereira e João Alfredo de Carvalho Mangabeira | 125 |
| 8. Integração metodológica entre o processo sóciotécnico M-Macbeth de apoio multicritério à decisão e a percepção ambiental na busca de valores tradicionais•Lucas Ferreira Lima, Suzana Rastelli Sattamini e Sérgio Gomes Tôsto | 133 |
| 9. Avaliação do serviço ecossistêmico de regulação de água — aplicação do modelo Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services (Mimes)•Daniel Caixeta Andrade, Sérgio Gomes Tôsto, Ranulfo Paiva Sobrinho e Ademar Ribeiro Romeiro | 153 |
| 10. Efeito da valoração econômica de serviços ecossistêmicos na competitividade da cadeia produtiva do etanol na região Centro-Sul do Brasil•Jaenes Miranda Alves, Sérgio Gomes Tôsto, Lauro Charlet Pereira e João Alfredo de Carvalho Mangabeira | 169 |
| 11. Uso da MAP ambiental na valoração monetária das degradações e externalidades ambientais na produção de maçãs•Luiz Clóvis Belarmino, Joaquim Raimundo de Lima Filho, Eduardo Cuenca e Margarita Navarro Pabsdorf | 189 |
| 12. Sustentabilidade no espaço rural do Município de Machadinho d'Oeste, Rondônia, Brasil•Ranulfo Paiva Sobrinho, Sérgio Gomes Tôsto, João Alfredo de Carvalho Mangabeira e Ademar Ribeiro Romeiro | 207 |
| 13. Custo-efetividade de tratamentos de dejetos de suínos no Oeste Catarinense•Alexandre Gori Maia, Ademar Ribeiro Romeiro e Manuel Carlos Duarte de Mello Justo | 223 |
| 14. Quanto vale o Pantanal? A valoração ambiental aplicada ao Bioma Pantanal•André Steffens Moraes, Yony de Sá Mello Sampaio e Andrew Seidl | 243 |
| 15. Impacto econômico da reserva legal sobre diferentes tipos de unidades de produção agropecuária•Maria do Carmo Ramos Fasiaben, Ademar Ribeiro Romeiro, Fernando Curi Peres e Alexandre Gori Maia | 277 |
| 16. Custo de adequação ambiental das áreas de vegetação ripária: estudo de caso da Microbacia do Córrego Orizanguinha•Oscar Sarcinelli, João Fernando Marques e Ademar Ribeiro Romeiro | 313 |
| 17. Valor econômico de serviços ecossistêmicos da mata ciliar em Mata Atlântica•Sérgio Gomes Tôsto, Caetano Brugnar, Alexandre Gori Maia e Lauro Charlet Pereira | 325 |
| 18. A valoração ambiental da erosão do solo na cana-de-açúcar em São Paulo•Sérgio Gomes Tôsto e Lauro Charlet Pereira | 341 |
| 19. Valoração econômica como subsídio à gestão agroambiental de bacias hidrográficas: estudo de caso no Estado de São Paulo•João Fernando Marques e Lauro Charlet Pereira | 355 |

Introdução

As diferenças teóricas entre Economia Ambiental e Economia Ecológica têm implicações tanto no que diz respeito à formulação de políticas ambientais quanto à contabilização ambiental. No que concerne a esta última, a economia ambiental tem como premissa que todo o valor do meio ambiente, do seu conjunto de serviços ecossistêmicos, pode ser expresso usando uma métrica monetária única. Também, em decorrência de uma postura de pouco diálogo interdisciplinar, tende a trabalhar com modelos ecológicos reducionistas, que deixam de fora parte, muitas vezes crucial, dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelo ecossistema em processo de valoração. Para a Economia Ecológica, o meio ambiente tem três dimensões – econômica, ecológica e social –, e somente a primeira é passível de expressão usando uma métrica monetária. As duas outras não são, uma vez que representam, respectivamente, valores de sustentabilidade e de identidade cultural insubstituíveis.

A métrica da dimensão ecológica é aquela da resiliência ecossistêmica: cada ecossistema deve ser avaliado segundo a contribuição relativa de suas funções para a resiliência do ecossistema maior do qual ele é parte, o que implica ter em conta um horizonte de tempo de muito longo prazo. A métrica da dimensão sociocultural é aquela da identidade cultural de uma sociedade: a importância de dado ecossistema para a preservação de uma dada cultura não é redutível à métrica monetária como serviço cultural a ser comprado ou não.

O valor da dimensão econômica soma-se aos valores das duas outras dimensões no processo de decisão. Há uma correlação entre valor ecológico (sustentabilidade) e valor econômico, uma vez que um ecossistema muito importante para a sustentabilidade provavelmente também conta com funções ecossistêmicas que geram importantes serviços. No entanto, raramente é possível calcular o valor econômico em perfeita correspondência com o valor ecológico de um ecossistema em decorrência de duas razões instrumentais: (a) as limitações da ciência diante da complexidade ecossistêmica, que tornam incompletas as avaliações das funções ecossistêmicas que podem se traduzir em serviços ecossistêmicos mensuráveis monetariamente; e (b) as deficiências metodológicas da própria valoração monetária: o valor monetário de um dado serviço ecossistêmico é temporal e espacialmente contingente, bem como pode variar amplamente, dependendo do método de valoração utilizado.

Desse modo, para a Economia Ecológica, o processo de valoração do meio ambiente é um processo bem mais complexo que aquele utilizado pela Economia Ambiental neoclássica. É preciso, em primeiro lugar, fazer uma avaliação da importância ecológica do ecossistema – uma avaliação ecossistêmica – e de quais seriam as consequências para a resiliência ecossistêmica do contexto maior em que está inserido se ele fosse total ou parcialmente modificado. Essa avaliação ecossistêmica é importante também para a valoração econômica, na medida em que permite identificar funções ecossistêmicas que podem gerar serviços ecossistêmicos, funções essas que normalmente passariam despercebidas nos processos de valoração predominantes.

Esta coletânea apresenta uma ampla variedade de situações de valoração. Os trabalhos têm em comum a preocupação em levar em conta a visão da complexidade ecossistêmica que caracteriza a Economia Ecológica – boa parte deles discute explicitamente a visão teórica subjacente, outra parte não, embora essa visão esteja presente na escolha dos métodos de avaliação – e representam uma amostra relevante do esforço de construção do que poderia ser chamado de um protocolo econômico ecológico.

Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro
Universidade Estadual de Campinas



Amazônia:

Caatinga:

Pantanal:

Cerrado

Pampas:

Mata
Atlântica

Por uma economia dos ecossistemas^{1, 2}

Daniel Caixeta Andrade e Ademar Ribeiro Romeiro

Recentemente, percebe-se a intensificação do debate sobre as consequências nefastas do aumento sem precedentes da escala do sistema econômico sobre o capital natural da Terra. A expressão “something new under the Sun”, título da obra de J.R. McNeill (MCNEILL, 2002), ficou conhecida como epíteto da elevação incomum da capacidade humana em interferir nos ciclos naturais da Terra ao longo do século passado e início deste.

Análises globais como a Avaliação Ecosistêmica do Milênio e o “The Economics of Ecosystem and Biodiversity Study” (MEA, 2003, 2005; SUKHDEV, 2008) apontam para uma trajetória de degradação dos ecossistemas terrestres, reduzindo os benefícios derivados para o bem-estar humano e colocando em risco a própria sustentabilidade do sistema econômico e o bem-estar das gerações futuras. A crescente perda de diversidade biológica associada ao não reconhecimento das contribuições dos ecossistemas para as atividades humanas são as principais causas desse estado.

Em novembro de 2008, foi publicado um número especial da revista americana *New Scientist* com o sugestivo título de “The folly of growth: how to stop the economy killing the planet” (THE FOLLY, 2008), no qual pesquisadores de várias áreas demonstram suas preocupações com a manutenção das condições de vida no planeta vis-à-vis a contínua destruição do meio natural. Novamente, em setembro de 2009, um artigo da revista *Nature*, “A safe operating space for humanity” (ROCKSTRÖM et al., 2009), afirma que pode estar sob grave ameaça a longa era de estabilidade – conhecida como Holoceno – em que a Terra foi capaz de absorver de maneira mais ou menos suave perturbações internas e externas. Um novo período, o Antropoceno, vem emergindo desde a Revolução Industrial, e seu traço característico é a centralidade das ações humanas sobre as mudanças ambientais globais.

Essas questões sugerem que a era atual enfrenta o que se pode chamar de crise do regime socioeconômico-ecológico, considerado como o conjunto das regras econômicas e sociais dentro de seu contexto ecológico mais amplo. Seu enfrentamento requer a reconsideração do modo como a humanidade vem interagindo com o meio ambiente, e a Economia tem especial relevância para a busca de soluções razoáveis. Enquanto ciência comprometida com o sentido de criar pistas teóricas e práticas que evitem e/ou revertam a atual trajetória de contínua degradação das condições mínimas de vida na Terra.

¹ Adaptado de: ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. D. Degradação ambiental e teoria econômica: algumas reflexões sobre uma “economia dos ecossistemas”. *Economia*, Brasília, DF, v. 12, n. 1, p. 3–26, jan./abr. 2011.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Apesar de sua proeminência, a teoria econômica convencional de cunho neoclássico não oferece um aparato teórico e metodológico adequado para tratar os desafios colocados. Em primeiro lugar, ela não reconhece a problemática do capital natural enquanto obstáculo para o contínuo aumento do sistema econômico, uma vez que o progresso tecnológico e a possibilidade de substituição entre os diversos tipos de capital assegurarão que sua perda não danifique a atual engrenagem econômica.

Em segundo lugar, sua base de inspiração mecanicista sugere que todos os fenômenos são reversíveis e que não há possibilidade de perdas irreparáveis. Sua visão pré-analítica não vê o sistema econômico como inserido em um sistema maior que o sustenta, o que ratifica a falácia do argumento de expansão econômica contínua. Dentro desse paradigma, a quimera de um sistema econômico harmônico e autoregulável é suportada pela crença na existência de um conjunto de leis previsíveis que supostamente regulam seu funcionamento.

Por último, o *mainstream* neoclássico é profundamente falho em reconhecer a complexidade dos nexos entre o sistema econômico e sua base ecológica, desconsiderando solenemente a base vital sobre a qual se constroem todas as relações econômicas e sociais entre os homens. É como se o esquema analítico convencional fosse atormentado por um avassalador fundamentalismo reducionista que o impede de lidar com a natureza complexa e adaptativa dos sistemas econômico e ecológico.

Dada essa inadequação, o pressuposto básico sobre o qual se alicerçam as ideias contidas nesse trabalho é o de que o confronto dos desafios emergentes deve ocorrer por meio de abordagens alternativas que se afastam do obscurantismo puramente economicista. Apenas por meio da operacionalização do conceito de *transdisciplinariedade* é que poderá haver esquemas analíticos mais apropriados para tratar de uma temática que é inerentemente complexa e transversal. A questão da degradação do capital natural e da perda de diversidade biológica e dos serviços ecossistêmicos deve ser tratada por abordagens que reconheçam, primeiramente, sua essencialidade para a vida humana e suas especificidades enquanto entidades majoritariamente insubstituíveis, o que sugere que a teoria econômica deve dispensar tratamento singular a essa questão.

Baseado, pois, nas argumentações acima, este trabalho traz algumas reflexões sobre a relação entre degradação ambiental e teoria econômica e apresenta, ao final, uma proposta de disciplina aqui chamada de “Economia dos Ecossistemas”, já esboçada por autores da chamada Economia Ecológica, cujo objetivo principal é a gestão eficiente e sustentável do capital natural, considerado como um portfólio de ativos que rendem benefícios cruciais às atividades humanas. O capítulo divide-se em duas seções além desta introdução e das considerações finais. Na primeira, procura-se discutir o conceito de capital natural, serviços ecossistêmicos e suas especificidades, bem como sua relação com o bem-estar humano.

Na segunda seção, discute-se a necessidade de uma nova abordagem e apresenta-se a proposta da “Economia dos Ecossistemas”, a qual deve estar baseada em alguns princípios básicos derivados do reconhecimento dos fatos ecológicos em jogo e de considerações de ordem ética.

Por fim, à guisa de conclusão, são feitas algumas considerações sobre o enquadramento da “Economia dos Ecossistemas” no âmbito da teoria econômica. Esse esquema analítico afastaria-se do paradigma expansionista e aproximaria-se de uma visão econômico-ecológica na qual os princípios básicos de sustentabilidade ecológica, justiça distributiva e eficiência econômica são explicitamente considerados.

Capital natural, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano

Historicamente, o termo “capital natural” foi primeiramente utilizado como metáfora para se referir aos recursos naturais disponíveis para o homem. Entretanto, apenas no fim do século 20 é que o termo deixou de ser apenas uma metáfora usada para chamar atenção ao problema da depleção dos recursos naturais e passou a ser um conceito formal e técnico, utilizado juntamente com definições de outros tipos de capital³ (DALY; COOB JUNIOR, 1989).

Segundo Roterling (2008), “capital” refere-se a um fator de produção produzido pelo sistema econômico ou a ativos financeiros subjacentes a esses fatores. Em termos gerais, pode-se dizer que “capital” designa os estoques de materiais ou informações existentes num determinado período que geram fluxos de serviços que podem ser usados para transformar outros materiais ou sua configuração espacial, contribuindo para a melhoria do bem-estar humano (COSTANZA et al., 1997).

O capital natural pode ser considerado como o estoque de recursos naturais existentes que gera um fluxo de serviços tangíveis e intangíveis direta e indiretamente úteis aos seres humanos, conhecido como renda natural (COSTANZA; DALY, 1992). Em outras palavras, o capital natural é a totalidade dos recursos oferecidos pelo ecossistema terrestre que suportam o sistema econômico e que contribuem direta e indiretamente para o bem-estar humano. Essa definição explicitamente considera a ideia de que o sistema econômico é um subsistema de um sistema maior que o sustenta e que lhe fornece os meios necessários para expansão.

Vários autores criticam a noção de natureza como um tipo de capital. Roterling (2008), por exemplo, afirma que o termo é incoerente e desnecessário, pois se a natureza pode ser considerada como um tipo de capital é difícil refutar o argumento

³ Além do capital natural, há, ainda, o capital humano, que é o trabalho físico e humano e o conhecimento armazenado pela humanidade, o capital manufaturado, que inclui todas as máquinas/equipamentos e toda a infraestrutura do sistema econômico, e o capital social, o qual se refere à teia de relações interpessoais, bem como às regras, normas e arranjos institucionais criados pelo homem (COSTANZA, 2000).

da economia convencional de que a natureza pode ser destruída desde que haja incrementos em outros tipos de capital⁴. Chiesura e De Groot (2003) afirmam que o conceito de capital natural, tal como é comumente enunciado, reitera o reducionismo e o antropocentrismo neoclássico.

Neste trabalho, o conceito de capital natural utilizado considera todos os fluxos de benefícios tangíveis e intangíveis provenientes de todos os recursos naturais e que são direta e indiretamente apropriáveis pelo homem. Ao adotar este conceito mais amplo, esta definição confere ao capital natural um caráter multidimensional, no qual dimensões ecológica, econômica e sociocultural estão relacionadas e interagem entre si para a promoção do bem-estar humano (BERKES; FOLKE, 1994).

Recentemente, os fluxos de benefícios gerados pelo estoque de capital natural têm sido referidos como serviços de ecossistemas (ou ecossistêmicos), cuja importância para o sistema econômico e o bem-estar humano vem sendo crescentemente reconhecida (COSTANZA et al., 1997; DAILY, 1997; TALLIS; KAREIVA, 2005). O conceito de serviços ecossistêmicos aqui adotado refere-se aos benefícios tangíveis (alimentos e madeira, por exemplo) e intangíveis (beleza cênica e regulação do clima, por exemplo) obtidos pelo homem por meio das dinâmicas e complexas interações entre os diversos componentes do capital natural.

Por fornecerem tanto benefícios tangíveis e intangíveis (fluxo de materiais e serviços, respectivamente), é necessário que se entenda a natureza dos recursos que compõem o capital natural (componentes do capital natural). Daly e Farley (2004), seguindo divisão originalmente sugerida por Georgescu-Roegen (1971), os classificam em recursos estoque-fluxo e recursos fundo-serviço (*stock-flow resources* e *fund-service resources*, respectivamente). A distinção entre a natureza dos componentes do capital natural é importante no sentido de que apenas a partir de um correto entendimento da dinâmica de cada tipo de recurso é que há condições de se tomar ações para proteção do capital natural. Ademais, essa classificação distancia-se da tradicional denominação comum de ambos como “fatores de produção” feita pela economia convencional.

Recursos estoque-fluxo são aqueles recursos do capital natural que são incorporados ao produto final. Produzem um fluxo material que pode ser de qualquer magnitude, e o estoque que gerou esse fluxo pode ser usado a qualquer taxa. A unidade apropriada para mensurar a produção de um recurso estoque-fluxo é a quantidade física de bens que podem ser produzidos, e o fluxo material resultante pode ser estocado para usos futuros.

Os recursos fundo-serviço, por sua vez, são aqueles que não são incorporados ao produto final. Eles produzem serviços a taxas fixas e

⁴ Ver adiante discussão sobre as possibilidades de substituição entre os vários tipos de capital.

não podem ser estocados para uso futuro. Ao contrário dos recursos estoque-fluxo, os quais são completamente “gastos” no processo de produção, os recursos fundo-serviço são apenas depreciados e podem ser reutilizados em um novo ciclo de produção. A preocupação central é com a capacidade de os recursos fundo-serviço proverem seus serviços⁵.

As complexas e dinâmicas interações entre os recursos estoque-fluxo e fundo-serviços (componentes do capital natural), cuja totalidade pode ser chamada de “elementos estruturais” do capital natural⁶, produzem o que é conhecido como “funções ecológicas” ou “funções ecossistêmicas”. Estas incluem transferência de energia, ciclagem de nutrientes e da água, regulação de gases, regulação climática, etc. O conhecimento humano sobre como as funções ecossistêmicas emergem do funcionamento e da interação dos elementos estruturais do capital natural é muito limitado, o que dificulta a antecipação dos impactos das atividades humanas sobre tais funções. As tomadas de decisão relacionadas às funções ecossistêmicas envolvem elevado grau de incerteza, o que justifica o recurso ao chamado “princípio da precaução” (DORMAN, 2005; ILGRA, 2002).

O relacionamento entre os componentes estoque-fluxo e fundo-serviço do capital natural ilustra um dos mais importantes conceitos subjacentes a uma abordagem alternativa de tratamento das questões ambientais. Grosso modo, o raciocínio presente é que “não se pode criar alguma coisa do nada”. Esse fato, por mais evidente que possa parecer, é enunciado pela Primeira Lei da Termodinâmica e muitas vezes não é corretamente incluído em esquemas analíticos mais tradicionais. Toda produção econômica requer um fluxo físico de recursos naturais gerados pelo capital natural. Esse fluxo é proveniente dos seus componentes estruturais, os quais também podem ser fundos para a produção de outros benefícios (intangíveis) úteis para o ser humano. Assim, a depleção dos componentes estruturais do capital natural reduz os benefícios tangíveis (fluxo de recursos naturais) e compromete as funções ecossistêmicas e a capacidade de geração dos benefícios intangíveis.

Há, portanto, um caráter interdependente entre estrutura e funções ecológicas, o que pressupõe a análise conjunta dessas duas categorias. O problema com análises convencionais é que elas frequentemente enfocam apenas uma dimensão dos componentes do capital natural, mas não levam em conta as interconexões existentes entre estrutura e funções do capital natural⁷.

⁵ Pode-se também dizer que os recursos estoque-fluxo são a “causa-material” do processo produtivo, enquanto que os recursos fundo-serviço são a “causa-eficiente” da produção. Como exemplo, a produção de pizzas conta com os ingredientes, o cozinheiro e a cozinha onde a produção é realizada. Os primeiros são causa-material e os dois últimos (cozinheiro e cozinha) são causa-eficiente.

⁶ A estrutura básica do capital natural provém do que é conhecido como biodiversidade. Esta pode ser definida como a variabilidade entre os organismos vivos de todas as fontes, incluindo, entre outros, aqueles pertencentes aos ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos dos quais fazem parte. Inclui a diversidade dentro das espécies, entre as espécies e entre os ecossistemas (Convention on Biological Diversity, *article 2*) CBD (1992). A perda da biodiversidade representa a maior ameaça aos ecossistemas e à sua capacidade em sustentar processos ecológicos básicos que suportam a vida no planeta (NAEEM et al., 1999).

Outra classificação dos componentes do capital natural diz respeito à renovabilidade dos recursos. Recursos abióticos, como combustíveis fósseis e minerais, são virtualmente considerados como não renováveis, embora alguns minerais sejam recicláveis. Tais recursos são considerados como inventários e sua liquidação é função da demanda e das decisões da geração atual.

Quanto aos recursos renováveis, estes são a parte do capital natural que tem capacidade própria de renovação a partir do consumo direto ou indireto de energia solar. Todavia, sua renovabilidade é comprometida quando a taxa de extração supera a reprodução natural do elemento do capital natural (COSTANZA; DALY, 1992).

Independentemente do prisma teórico sob o qual são analisadas as relações entre economia e meio ambiente, o ponto consensual é o de que os sistemas naturais vêm sendo ameaçados pelas constantes intervenções humanas, o que torna necessário compreender de que forma ocorrem as interconexões entre os sistemas econômico e natural, bem como os fatores que acarretam mudanças no meio ambiente. O princípio norteador é propor medidas para o uso sustentável e eficiente do capital natural. Como já foi assinalado, uma preocupação central é em relação aos benefícios intangíveis gerados pelo capital natural, uma vez que tais benefícios são insubstituíveis na prática.

A crescente escassez relativa do capital natural alude à necessidade de adoção de políticas que criem incentivos para sua preservação. Muito embora haja um amplo consenso político sobre a necessidade de um “desenvolvimento sustentável”, ainda existem controvérsias sobre o tipo de capital que se deve sustentar. A definição mais usual de desenvolvimento sustentável é dada pelo Relatório Brundtland, que o define como “aquele desenvolvimento que permite às gerações presentes satisfazerem suas necessidades sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias” (BRUNDTLAND, 1987, p. 24). Assim colocado, o desenvolvimento sustentável pressupõe a igualdade de oportunidades socioeconômicas e ecológicas entre a geração corrente e as gerações futuras. Resta saber se a depleção atual do capital natural poderá ser substituída, no futuro, por outras formas de capital para satisfação das necessidades das gerações vindouras.

Em se tratando das possibilidades de substituição dos diversos tipos de capital, há, por um lado, aqueles que advogam ser possível substituir capital natural por capital construído pelo homem, originando o conceito de “sustentabilidade fraca”. Para os adeptos desse conceito, o progresso tecnológico será sempre capaz de relativizar os eventuais obstáculos colocados pela escassez do capital natural

⁷ Exemplo é a tradicional divisão da economia ambiental neoclássica entre economia da poluição – que foca o meio ambiente no seu caráter de absorvedor dos resíduos da atividade econômica – e a economia dos recursos naturais, que enfatiza a característica de *inputs* dos recursos naturais. Como se verá mais adiante, a “Economia dos Ecossistemas” tem como desafio fundir os dois tipos de análises numa tentativa de entender os mecanismos pelos quais são geradas as funções ecossistêmicas.

ao crescimento econômico. Segundo esse ponto de vista, uma sociedade será sustentável se a queda do capital natural for compensada pelo aumento dos demais tipos de capital, mantendo-se, assim, todo o estoque de capital do sistema econômico.

Por outro lado, os que não concordam com a visão acima afirmam que alguns elementos do capital natural não são substituíveis por outras formas de capital, o que exige uma postura de manutenção do estoque do capital natural. Essa postura é conhecida como “sustentabilidade forte” e parece a mais pertinente conduta para tratar de recursos que envolvem alto grau de incerteza ou mesmo ignorância.

Sobre a relação entre o capital natural e os demais tipos de capital construído pelo homem, é evidente o caráter de complementaridade entre eles. A hipótese de quase perfeita substituição entre o capital natural e o capital construído pelo homem, adotada pelos otimistas tecnológicos, tem pouco suporte lógico e prático. Se o capital construído pelo homem fosse um substituto perfeito do capital natural, este também seria um substituto perfeito para o primeiro. Se esse fosse o caso, não haveria necessidade de produção de capital construído pelo homem, uma vez que o capital natural já está disponível (COSTANZA; DALY, 1992). O fato de que historicamente a sociedade vem empreendendo esforços para o acúmulo de capital (principalmente de capital físico) demonstra que esses dois tipos de capital (natural e construído pelo homem) são complementares e não substituíveis entre si.

Os adeptos da “sustentabilidade forte” admitem certo grau de substituição entre capital natural e demais tipos de capital. No entanto, consideram que essas possibilidades de substituição são bastante limitadas, principalmente quando são levados em conta componentes do capital natural que geram serviços de suporte à vida que são impossíveis de serem substituídos. Esses componentes formam o chamado “capital natural crítico”, para o qual não existe substituto, e a condição necessária para a sustentabilidade é a manutenção desse estoque ao longo do tempo (LIMA, 1999)⁸.

Considerando o fato essencial subjacente ao debate sobre a “substituibilidade” ou complementaridade entre os diversos tipos de capital, qual seja, a incerteza sobre a disponibilidade de recursos naturais no futuro, Costanza et al. (2000) propõem uma estratégia de precaução cética, que assume a possibilidade de ocorrência de problemas futuros relacionados à falta de capital natural, mas que deixa abertas as possibilidades de que esses problemas sejam solucionados e de que não sejam tão graves como é inicialmente previsto. Segundo tais autores, essa posição pode ser adotada independentemente da visão otimista ou pessimista em relação ao futuro. Tal estratégia não pressupõe o desestímulo a novas tecnologias

⁸ Para uma discussão mais detalhada sobre as especificidades do capital natural crítico, ver Brand (2009).

e a aversão total aos riscos envolvidos. Ao contrário, ela advoga o gerenciamento apropriado dos riscos, em linha com seus potenciais benefícios, custos e incertezas, não comprometendo a saúde das populações humanas e dos ecossistemas.

Quanto à renda natural gerada, os benefícios tangíveis (fluxos de recursos naturais, como madeira e alimentos, por exemplo) e intangíveis (amenidades, como beleza cênica e regulação do clima) provenientes do capital natural podem ser classificados numa definição ampla de “serviços ecossistêmicos”⁹. As funções ecossistêmicas são reconceituadas como serviços ecossistêmicos na medida em que trazem implícitas a ideia de valor humano, sendo que uma função é considerada serviço ecossistêmico quando apresenta possibilidade/potencial de ser utilizada para fins humanos (HUETING et al., 1998).

Os processos (funções) e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções ou uma única função pode gerar mais de um serviço ecossistêmico (COSTANZA et al., 1997; DE GROOT et al., 2002). A natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes, resguardando a capacidade dinâmica de os ecossistemas gerarem seus serviços (LIMBURG; FOLKE, 1999). Além disso, o fato de que as funções e serviços ecossistêmicos podem ocorrer em várias escalas espaciais e temporais torna suas análises uma tarefa ainda mais complexa.

A vida no planeta Terra está intimamente ligada à contínua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; SUKHDEV, 2008). A demanda humana por esses serviços vem crescendo rapidamente, ultrapassando, em muitos casos, a capacidade dos ecossistemas de fornecê-los. Assim, faz-se premente não apenas o esforço de compreensão da dinâmica inerente aos elementos estruturais do capital natural, mas também é de fundamental importância entender quais são os mecanismos de interação entre os fatores de mudança dos ecossistemas e sua capacidade de geração dos serviços ecossistêmicos, bem como seus impactos adversos sobre o bem-estar humano.

Seguindo a taxonomia da Avaliação do Milênio, os serviços ecossistêmicos podem ser classificados em quatro categorias, a saber: i. serviços de provisão (ou serviços de abastecimento); ii. serviços de regulação; iii. serviços culturais; e iv. serviços de suporte. Os serviços de provisão incluem os produtos obtidos dos ecossistemas, tais como alimentos e fibras, madeira para combustível e outros materiais que servem como fonte de energia, recursos genéticos, produtos bioquímicos, medicinais e farmacêuticos, recursos ornamentais e água. Sua sustentabilidade não deve ser medida apenas em termos de fluxos, isto é,

⁹ Esta definição segue Daily (1997), que também classifica os benefícios tangíveis e intangíveis numa mesma categoria ampla de “serviços ecossistêmicos”.

quantidade de produtos obtidos em determinado período. Deve-se proceder a uma análise que considere a qualidade e o estado do estoque do capital natural que serve como base para sua geração, atentando para restrições quanto à sustentabilidade ecológica. Em outras palavras, faz-se necessário observar os limites impostos pela capacidade de suporte do ambiente natural (física, química e biologicamente), de maneira que a intervenção antrópica não comprometa irreversivelmente a integridade e o funcionamento apropriado dos processos naturais.

Os esforços empreendidos para atender à crescente demanda pelos serviços de provisão ilustram a existência de *trade-offs* na geração de serviços ecossistêmicos. Ações no sentido de aumentar a produção de alimentos, as quais geralmente envolvem o incremento no uso de água e fertilizantes, além de frequentemente envolver expansão de área cultivada, impactam ou degradam outros serviços, incluindo a redução da quantidade e qualidade de água para outros usos, assim como o decréscimo da cobertura florestal e ameaças à biodiversidade.

Quanto aos serviços de regulação, estes se relacionam às características regulatórias dos processos ecossistêmicos, como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, purificação de água, tratamento de resíduos, regulação de doenças humanas, regulação biológica, polinização e proteção de desastres (mitigação de danos naturais). Diferentemente dos serviços de provisão, sua avaliação não é feita pelo “nível” de produção, mas sim pela análise da capacidade de os ecossistemas regularem determinados serviços.

Apesar das incertezas envolvidas e da falta de um completo entendimento sobre a dinâmica subjacente aos processos regulatórios dos ecossistemas, espera-se que o futuro de alguns serviços, como a capacidade de absorção de carbono (associado com a regulação climática), seja grandemente comprometido por mudanças esperadas nos usos do solo. Espera-se também uma queda na capacidade de mitigação de danos naturais, outro importante serviço de regulação, em decorrência das mudanças nos ecossistemas, o que pode ser evidenciado pelo aumento da frequência de desastres naturais.

Os serviços culturais incluem a diversidade cultural na medida em que a própria diversidade dos ecossistemas influencia a multiplicidade das culturas, os valores religiosos e espirituais, a geração de conhecimento (formal e tradicional), os valores educacionais e estéticos, etc. Esses serviços estão intimamente ligados a valores e comportamentos humanos, bem como às instituições e aos padrões sociais, características que fazem com que a percepção dos mesmos seja contingente a diferentes grupos de indivíduos, dificultando sobremaneira a avaliação de sua provisão.

As sociedades têm desenvolvido uma interação íntima com o seu meio natural, o que tem moldado a diversidade cultural e os sistemas de valores humanos. Entretanto, a transformação de ecossistemas biodiversos em paisagens cultivadas, com características mais homogêneas, associada às mudanças econômicas e sociais, como rápida urbanização, melhoramento e barateamento nas condições de transporte e aprofundamento da globalização econômica, têm enfraquecido substancialmente as ligações entre ecossistemas e diversidade/identidade cultural.

Por outro lado, o uso dos elementos do capital natural para objetivos de recreação e turismo tem aumentado principalmente em decorrência do aumento da população, da maior disponibilidade de tempo para o lazer entre as populações mais ricas e da maior infraestrutura de suporte a esse tipo de atividade. O turismo ecológico, por exemplo, corresponde a uma das principais fontes de renda para alguns países que contam com grande parte dos seus ecossistemas ainda conservada.

Os serviços de suporte são aqueles necessários para a produção dos outros serviços ecossistêmicos. Eles se diferenciam das demais categorias na medida em que seus impactos sobre o homem são indiretos e/ou ocorrem no longo prazo. Como exemplos, pode-se citar a produção primária, produção de oxigênio atmosférico, formação e retenção de solo, ciclagem de nutrientes, ciclagem da água e provisão de habitat.

Os ciclos de vários nutrientes-chave para o suporte à vida têm sido significativamente alterados pelas atividades humanas ao longo dos últimos dois séculos, com consequências positivas e negativas para os outros serviços ecossistêmicos, além de impactos no próprio bem-estar humano. A capacidade de os ecossistemas terrestres absorverem e reterem nutrientes suspensos na atmosfera ou fornecidos por meio da aplicação de fertilizantes tem sido comprometida pela transformação e simplificação dos ecossistemas em paisagens agrícolas de baixa diversidade. Em consequência, há incremento no vazamento desses nutrientes para rios e lagos, com seu transporte para ecossistemas costeiros e causando impactos adversos, como a eutrofização e a consequente perda de biodiversidade em ecossistemas aquáticos.

Como resultado da degradação do capital natural, a ameaça de alterações drásticas nos fluxos de serviços ecossistêmicos tem crescentemente preocupado a comunidade acadêmica e os tomadores de decisão. Parafraseando Hardin (1968), Lant et al. (2008) utilizam a expressão “tragédia dos serviços ecossistêmicos” para se referirem ao declínio da sua provisão, principalmente considerando os serviços de regulação, de suporte e culturais. Para esses autores, a degradação dos fluxos de serviços ecossistêmicos faz parte de uma armadilha social em que as falhas nas leis de propriedade comunal e os incentivos econômicos que abrangem apenas bens e serviços transacionados nos mercados são responsáveis pela destruição dos serviços de suporte à vida oferecidos “gratuitamente” pelos ecossistemas.

Em um cenário de contínua degradação dos ecossistemas, o alcance do desenvolvimento sustentável requer melhor entendimento da medida da dependência humana em relação a serviços ecossistêmicos e, por conseguinte, da vulnerabilidade do bem-estar humano em relação às mudanças nos ecossistemas (EFTEC, 2005). Embora ainda não completamente compreendidas, as relações entre o bem-estar e os serviços ecossistêmicos são complexas e não lineares. Quando um serviço ecossistêmico é abundante em relação à sua demanda, um incremento marginal em seu fluxo representa apenas uma pequena contribuição ao bem-estar humano. Entretanto, quando o serviço ecossistêmico é relativamente escasso, um decréscimo em seu fluxo pode reduzir substancialmente o bem-estar.

Os impactos de mudanças nos fluxos de serviços ecossistêmicos sobre os constituintes do bem-estar são complexos e envolvem relações de causação que se reforçam mutuamente, principalmente em decorrência da interdependência entre os processos de geração dos serviços ecossistêmicos e entre as próprias dimensões do bem-estar. As mudanças nos serviços ecossistêmicos de provisão, por exemplo, afetam todos os constituintes do bem-estar material dos indivíduos. Entretanto, os efeitos adversos de mudanças nos fluxos dos serviços de provisão podem ser minorados por circunstâncias socioeconômicas.

O papel dos serviços ecossistêmicos é crucial no alcance dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio. Esse fato pode ser evidenciado pela constatação de que as regiões com maiores dificuldades em atingir as metas são aquelas cujas populações apresentam maior dependência direta em relação aos ecossistemas e seus serviços (MEA, 2005). Considerando as ligações entre o bem-estar humano e os serviços prestados pelos ecossistemas, torna-se claro que qualquer ação que vise aumentar a qualidade de vida das populações e acelerar o processo de desenvolvimento deve reconhecer explicitamente a importância dos serviços prestados pelos ecossistemas para as condições de vida humana. Assim sendo, a reversão da degradação do capital natural como garantia para o incremento dos fluxos de serviços ecossistêmicos torna-se um imperativo na busca dos objetivos colocados pelo Projeto do Milênio.

A economia dos ecossistemas

A mudança no padrão de escassez – isto é, a passagem de um mundo relativamente “vazio” (*empty world*), no qual o capital natural era superabundante e o capital produzido era o fator escasso, para um mundo “cheio” (*full world*), no qual os artefatos humanos passam a ser o fator superabundante e o capital natural passa a ser o fator escasso – exige que se desenvolva um novo modelo de análise econômica que enfrente os problemas de alocação e preservação dentro do *full world* (ANDRADE, et al., 2012). Conforme Costanza (2008, p. 30), “*ultimately we have to create a new vision of what the economy is and what it is for, and a new model of development that acknowledges the new full-world context*”.

Os problemas de degradação do capital natural e da perda de sua capacidade de suporte às atividades humanas impõem novos desafios teóricos e metodológicos. Se, de um lado, os métodos convencionais de análise econômica foram construídos no contexto do *empty world*, de outro, a emergência do *full world* exige que tais métodos sejam readequados no sentido de incorporar os novos desafios impostos pela natureza dos novos recursos escassos. Em última instância, é necessária a construção de uma nova visão de mundo que seja compatível com o *full world*. Essa nova abordagem pode ser referida como *full world economics*, como sugere Daly (2005), ou, ainda, como Green Consensus (COSTANZA, 2008).

Uma abordagem alternativa deve perseguir o objetivo precípua de “sustentabilidade econômica, social e ecológica” por meio da preservação e alocação eficiente do capital natural, do aumento sustentável do bem-estar humano e da manutenção das condições de funcionamento adequado do ecossistema terrestre. Em outras palavras, essa nova abordagem deve reconhecer a importância da sustentabilidade ecológica e da eficiência econômica para o bem-estar humano sustentável.

Em se tratando da sustentabilidade ecológica e preservação do capital natural, é premente que esse novo esquema de análise incorpore a ideia de limites biofísicos ao crescimento contínuo do sistema econômico. Afora os economistas ecológicos, as considerações sobre escala do sistema econômico e as consequências de um possível *overshooting* da capacidade de suporte do ecossistema terrestre têm sido solenemente desconsideradas por parte dos partidários do vigente “paradigma expansionista” (neoclássico) (REES, 2003).

Dentro do *mainstream* econômico existe um ramo especialmente dedicado aos problemas ambientais. Conhecido como *Environmental Economics* ou Economia Ambiental Neoclássica, este *branch* da teoria econômica convencional analisa os problemas ambientais a partir do conceito de externalidades. Tem um enfoque majoritariamente reducionista e desconsidera o caráter dinâmico das interações ecossistêmicas e suas interfaces com o sistema econômico. Seu instrumental analítico preocupa-se basicamente com o bem-estar dos indivíduos e com a alocação ótima dos recursos. Questões de sustentabilidade não são necessariamente satisfeitas e os conceitos de escala ótima e distribuição justa assumem um papel secundário em sua análise. O meio ambiente é visto como neutro e passivo e não representa um obstáculo ao crescimento econômico (ANDRADE, 2008).

Como contraponto à abordagem neoclássica do meio ambiente, há a chamada Economia Ecológica. Segundo Romeiro (2009), os elementos fundamentais que a distinguem da Economia Ambiental Neoclássica são: i. comunhão com outras correntes críticas ao pensamento econômico convencional no que diz respeito às hipóteses sobre o comportamento dos agentes econômicos; ii. incorporação da ideia de limites termodinâmicos à expansão material/energética do sistema econômico; e iii. consideração (ou pelo menos uma tentativa de consideração) da complexidade sistêmica do capital natural e da questão da possibilidade de perdas irreversíveis.

Considerando as premissas fundamentais da visão econômico-ecológica e a importância do capital natural para o sistema econômico e o bem-estar humano, bem como as especificidades e limitações do esquema analítico convencional, é pertinente pensar em uma estrutura de análise que seja especificamente dedicada à problemática de degradação do capital natural e dos seus serviços. Essa nova estrutura analítica, que poderia ser vista como uma disciplina dentro do corpo teórico da Economia Ecológica e cuja referência seria “Economia dos Ecossistemas”, deve partir da pré-visão analítica de que o sistema econômico está contido num sistema maior, que o sustenta (capital natural global) e que tem capacidade limite para suportar o sistema econômico.

Assim, admite-se explicitamente a existência de limites biofísicos e ecológicos à expansão física do sistema econômico. Dado o ritmo crescente de acumulação de capital produzido pelo homem e a crescente escassez relativa de capital natural, uma questão premente seria aumentar a produtividade dos elementos do capital natural e maximizar a provisão dos seus serviços. Seu principal objetivo, portanto, seria a gestão sustentável do capital natural de maneira a preservar sua capacidade de gerar serviços essenciais de suporte à vida.

Essa estrutura analítica deve ser informada pelos seguintes princípios básicos:

- (1) o capital natural impõe limites biofísicos à expansão (escala) da economia;
- (2) esses limites não são e não podem ser totalmente conhecidos, e sua ultrapassagem (*overshooting*) pode levar a perdas irreversíveis, potencialmente catastróficas;
- (3) a degradação do capital natural é um processo duplamente perverso, pois diminui o estoque de ativos naturais e compromete sua capacidade de geração de serviços;
- (4) dadas as incertezas envolvidas e a ignorância sobre os processos que geram os serviços do capital natural, é recomendável uma postura de precaução cética;
- (5) o direito de existência das espécies não humanas.

Um primeiro elemento dessa estrutura analítica refere-se à mudança de ordem metodológica na consideração das duas dimensões do capital natural, como provedor de matérias primas (estoque-fluxo) e de serviços ecossistêmicos (fundo-serviço). Enquanto as análises convencionais focam separadamente a natureza estoque-fluxo e fundo-serviço dos elementos do capital natural, a “Economia dos Ecossistemas” integraria ambas as análises, enfatizando a interdependência entre estrutura e funções ecossistêmicas. De modo específico, enfocaria a depleção do capital natural como um processo duplamente maléfico para a sociedade humana: a perda de fluxos materiais tangíveis (recursos naturais) e a perda de elementos que geram fluxos de benefícios intangíveis (serviços ecossistêmicos). Este reconhecimento amplifica a contabilidade dos custos das análises tradicionais, o que favorece a decisão pela conservação e preservação do capital natural.

Em segundo lugar, é necessário superar os limites impostos pela dicotomia encerrada no debate entre visão otimista e visão pessimista sobre as possibilidades de o progresso técnico ser capaz de superar os obstáculos impostos pela contínua

degradação do capital natural, adotando a estratégia de precaução cética, tal como proposta por Costanza et al. (2000), a qual admite que o capital natural é um portfólio de ativos (ambientais) que precisa ser administrado de maneira eficiente e prudente, dado seu caráter de bem público e as incertezas fundamentais que envolvem a dinâmica de seus elementos estruturais. Por ser um conjunto de ativos que gera um fluxo de benefícios essenciais, o capital natural deveria também, de modo análogo, ser alvo de estratégias de gestão aplicadas a portfólios de outra natureza. Os proprietários destes últimos não baseiam-se nas aludidas vantagens do livre mercado para maximizar os valores de seus rendimentos. Ao contrário, esses portfólios são geridos de maneira proativa e preventiva, de modo que a mesma lógica deveria ser aplicada ao portfólio ambiental (capital natural).

A estratégia a ser adotada para a preservação do capital natural deveria ser pautada pelos seguintes critérios:

- i. Proteção do capital, o que significa que a sociedade deve manter o estoque de capital natural intacto a fim de tornar possível a contínua provisão de serviços ecossistêmicos. Ações que degradam o capital natural devem ser tomadas em última instância, quando não existirem alternativas. A estratégia de proteção deve ser perseguida até o momento em que seja possível demonstrar que existem substitutos viáveis aos serviços fornecidos pelo capital natural.
- ii. Diversificação de investimentos, o que demonstra a necessidade de que a preservação do capital natural seja vista como um hedge contra outros tipos de investimento (mudança tecnológica, por exemplo). Este tipo de estratégia reconhece a dependência de outros tipos de investimento sobre a infraestrutura fornecida pelo capital natural.
- iii. Parcimônia nos riscos tomados, o que indica que, uma vez que a maioria dos benefícios providos pelo capital natural é insubstituível, deve-se adotar uma postura de aversão ao risco.
- iv. Necessidade de seguro, o que, no caso do capital natural, significa a criação de reservas de preservação estratégica de parte do capital natural (COSTANZA et al. 2000).

Em conjunto com a adoção dessas medidas fundamentais da gestão de portfólios, um terceiro elemento dessa estrutura analítica refere-se à necessidade de um melhor desenho institucional para suportar um gerenciamento eficiente e sustentável do capital natural. Trata-se, na verdade, da superação do que pode ser considerado como uma “falha institucional”, por meio de um novo desenho que lide com os problemas de gerenciamento do capital natural e com a definição dos beneficiários e provedores dos serviços por ele providos. Além de favorecer

a propriedade comum¹⁰ em detrimento da propriedade privada e estatal, esse desenho basear-se-ia nos princípios de governança sustentável propostos por Costanza et al. (1998): i. responsabilidade; ii. definição apropriada da escala; iii. precaução; iv. gestão adaptativa; v. alocação plena dos custos; e vi. participação. Tais princípios formam um conjunto indivisível de orientações básicas para a gestão institucional do capital natural.

Um quarto elemento dessa estrutura analítica refere-se aos problemas complexos que envolvem a geração de benefícios pelo capital natural. Tais problemas relacionam-se com o caráter de bem público assumido pela maioria dos serviços ecossistêmicos e pela variedade de escalas temporais e espaciais em que eles ocorrem. O *trade-off* básico é que os custos de preservação do capital natural geralmente são locais, enquanto os benefícios muitas vezes são globais. Os perdedores e ganhadores de qualquer situação de mudança ambiental (variação na quantidade e qualidade de capital natural) dependerão do tipo e da escala dos serviços ecossistêmicos providos, do *mix de stakeholders* envolvidos e do contexto sociocultural e socioeconômico prevalecente.

Em decorrência disso, políticas econômicas visando à proteção do capital natural devem levar em conta não apenas princípios de eficácia e eficiência, mas critérios éticos de equidade, justiça e legitimidade. Os arranjos nacionais e internacionais existentes para conservar o capital natural global por meio de mecanismos de mercado precisam incorporar complexidades locais, sociais, políticas, legais e culturais em seu desenho e em sua implementação (TURNER; DAILY, 2008).

O quinto elemento é de ordem informacional. Embora haja um crescente reconhecimento da essencialidade dos serviços ecossistêmicos e da dependência do bem-estar humano com relação ao capital natural, informações detalhadas sobre como seus diferentes elementos estruturais interagem entre si e geram serviços úteis ao homem ainda são deficientes. Essa “falha de informação” é uma das razões pelas quais o financiamento para a conservação do capital natural ainda é insuficiente (TURNER; DAILY, 2008).

Dada a dificuldade de obtenção de informações sobre como ocorrem os processos ecológicos subjacentes aos elementos do capital natural e os benefícios derivados, é fundamental a articulação das disciplinas científicas num esforço comum de geração de dados sobre oferta e demanda de serviços ecossistêmicos. Especificamente, informações sobre oferta de serviços ecossistêmicos por diferentes tipos de ecossistemas e informações sobre a demanda por serviços ecossistêmicos por parte dos diversos setores econômicos são essenciais para a simulação de cenários sobre a trajetória dos serviços ecossistêmicos e do capital natural. As informações de diversas disciplinas devem ser agregadas para a construção de um banco de dados que subsidie análises cujo objetivo é elucidar o grau de dependência das atividades econômicas e do bem-estar em relação ao capital natural e a seus serviços.

¹⁰ Ver Barnes (2006) para uma visão sobre a propriedade comum aplicada ao capital natural.

Finalmente, o sexto elemento, de importância crucial, diz respeito ao tema da valoração do capital natural e dos seus serviços. Enquanto provedor de serviços essenciais, o capital natural é reconhecidamente dotado de valor econômico. No entanto, a característica de bens públicos assumida pela maior parte de seus elementos estruturais faz com que os seus valores econômicos não sejam adequadamente capturados pelo mercado. Criar mecanismos para que os valores dos serviços prestados pelo capital natural sejam internalizados de maneira apropriada pelo sistema econômico representa um desafio na medida em que as abordagens convencionais até então utilizadas para a valoração dos serviços ecossistêmicos enfatizam ou o sistema econômico ou os ecossistemas, mas não se preocupam com as interrelações entre os dois sistemas e com os aspectos éticos e normativos dos valores dos serviços ecossistêmicos. Além disso, tais abordagens são estáticas ou quase estáticas, e não acompanham as trajetórias dos valores dos serviços ecossistêmicos associadas à evolução das estruturas do capital natural (WINKLER, 2006).

Quanto a este último ponto, faz-se necessária uma valoração dinâmica e ao mesmo tempo integrada dos serviços ecossistêmicos, que amplie o escopo dos exercícios valorativos até então realizados. Além de considerar a dinâmica ecológica, uma valoração dentro dos princípios da “Economia dos Ecossistemas” deveria incluir também as visões que diferentes grupos de indivíduos têm sobre as diversas categorias de serviços ecossistêmicos e suas dimensões culturais e éticas. Não basta ampliar o cenário de valoração e incorporar aspectos de dimensões ecológicas e biofísicas. É preciso reconhecer que os seres humanos têm uma racionalidade limitada e que é necessário ponderar quesitos de ordem social.

Considerações finais

Como novo fator escasso, o capital natural encerra algumas especificidades que justificam um tratamento especial da teoria econômica no que tange à sua alocação e preservação. Em primeiro lugar, os componentes do capital natural são, em sua maioria, não rivais e não excludentes, o que os coloca dentro da categoria de bens públicos. Em segundo lugar, as complexas e dinâmicas relações entre seus componentes geram um fluxo de serviços de suporte às atividades humanas que, na prática, são de difícil ou impossível substituição.

Como são a base física para geração dos serviços ecossistêmicos, os ecossistemas – ou, de maneira mais genérica, o capital natural – devem ser tratados como ativos que rendem fluxos de serviços (renda natural) vitais para o bem-estar humano. Ao discutir as principais especificidades do capital natural e os inconvenientes de uma análise baseada no esquema convencional, a contribuição deste capítulo foi apresentar, de maneira sistematizada, os princípios que devem ser observados ao se considerar os ecossistemas como um portfólio natural. A proposta feita é de que questões relativas à sua gestão sustentável, prudente e eficiente sejam tratadas à luz de uma estrutura analítica chamada de “Economia

dos Ecossistemas”, cujo fulcro seria a consideração da estrita dependência humana sobre os seus benefícios. Tal estrutura analítica segue os princípios básicos da chamada Economia Ecológica e já vem sendo esboçada por seus autores, os quais reconhecem as limitações da teoria econômica convencional.

Em se tratando de sua alocação, o atributo de bem público de grande parte do capital natural faz com que este não seja considerado nas transações econômicas e que sua contribuição para o bem-estar humano não seja corretamente avaliada. O fato de não ser precificado como outro bem ou serviço faz com que não haja incentivos para sua preservação, levando à superexploração e, muitas vezes, à sua perda total. Resta, pois, encontrar meios eficazes para incluir adequadamente o capital natural nas transações de mercado de maneira a obter uma verdadeira eficiência alocativa, não perdendo de vista a necessidade de sua preservação como meio de garantir condições mínimas de vida para as gerações futuras.

Na perspectiva de que a preservação do patrimônio natural da humanidade (capital natural global) é crucial para a sobrevivência humana e de que o assustador aumento da escala humana acarretou uma mudança do padrão de escassez dos recursos (*empty world para full world*), a proposta da “Economia dos Ecossistemas” parte da premissa geral de que o tratamento até então dado às questões ambientais no âmbito do esquema analítico convencional é reducionista e viesado. Assim, não se pode pensar em soluções para os desafios colocados pela problemática do capital natural sem a convicção mínima de que são necessárias novas ferramentas teórico-metodológicas que permitam análises transversais e a incorporação de conhecimento transdisciplinar.

Dentro do corpo mais amplo da teoria econômica, esta estrutura estaria mais próxima das premissas básicas da Economia Ecológica, dentro da qual se admite a existência de limites biofísicos e ecológicos à contínua expansão do sistema econômico, bem como a existência de limiares ecológicos (*thresholds*) que, uma vez ultrapassados, podem levar a perdas irreversíveis potencialmente catastróficas. Dentro dessa visão pré-analítica fundamental, a “Economia dos Ecossistemas” tem como desafio analisar as interações entre sistema econômico e capital natural e como ocorrem os processos ecológicos que geram serviços essenciais de suporte à vida. Seus elementos estruturais e as funções ecológicas decorrentes são interdependentes, o que requer um esforço de análise conjunta dos vários tipos de recursos que o compõem. Isto é, a “Economia dos Ecossistemas” tem como desafio fundir os dois tipos de análises (estoque-fluxo e fundo-serviço) numa tentativa de entender os mecanismos pelos quais são geradas as funções ecossistêmicas.

A relevância de uma estrutura analítica voltada especificamente para a gestão do capital natural está no fato de que ela agrega e torna operacionalizáveis as contribuições de várias disciplinas que lidam com a temática ambiental. Ela enfrenta a questão da complexidade inerente aos processos ecológicos e reconhece a necessidade do conhecimento transdisciplinar para lidar com os fenômenos

relacionados ao capital natural. Como foi demonstrado pelo Projeto Biosfera 2, o capital natural é insubstituível e vulnerável, e suas relações com os sistemas humanos são complexas e não lineares, o que confere urgência à adoção de ações para a preservação do sistema natural que suporta as atividades humanas. Usando um *framework* pluralista e transdisciplinar, a “Economia dos Ecossistemas” focaria o problema da degradação do capital natural, reconhecendo que a humanidade não deve prescindir do seu uso, mas que este deve ser feito de maneira eficiente, prudente e sustentável.

Referências

ANDRADE, D. C. Economia e meio ambiente: aspectos teóricos e metodológicos nas visões neoclássica e da economia ecológica. **Leituras de Economia Política**, v. 14, p. 1-31, ago./dez. 2008.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R.; SIMÕES, M. S. From an Empty to a Full World: a nova natureza da escassez e suas implicações. **Economia e Sociedade**, v. 21, p. 695-722, 2012.

BARNES, P. **Capitalism 3.0: a Guide to Reclaiming the Commons**. San Francisco: Berret-Koehler Publishers, 2006.

BERKES, F.; FOLKE, C. Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital. In: JANSSON, A. M., HAMMER, M., FOLKE, C., COSTANZA, R. (Ed.). **Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability**. Washington, DC: Island Press, 1994. p. 22-37.

BRAND, F. Critical natural capital revisited: ecological resilience and sustainable development. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 605-612, 2009.

BRUNDTLAND, G. H. Our common future. **Report of the World Commission on Environment and Development**. United Nations, 1987.

CBD. Convention on Biological Diversity. **Concluded at Rio de Janeiro – June 5, 1992**. Disponível em: <<http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-un-en.pdf>>. Acesso em: 13 jun. 2009.

CHIESURA, A.; DE GROOT, R. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. **Ecological Economics**, v. 44, n. 2/3, p. 219-231, 2003.

COSTANZA, R.; DALY, H. E.; FOLKE, C.; HAWKEN, P.; HOLLING, C. S.; MCMICHAEL, A. J.; PIMENTEL, D.; RAPPORT, D. Managing our environmental portfolio. **BioScience**, v. 50 n. 2, p. 149-155, 2000.

COSTANZA, R. Social Goals and the valuation of ecosystem services. **Ecosystems**, v. 3, p. 4-10, 2000.

COSTANZA, R. Stewardship for a “full” world. **Current History**, v. 107, p. 30-35, 2008.

COSTANZA, R.; ANDRADE, F.; ANTUNES, P.; VAN DEN BELT, M.; BOERSMA, D.; BOESCH, D. F.; CATARINO, F.; HANNA, S.; LIMBURG, K.; LOW, B.; MOLITOR, M.; PEREIRA, J. G.; RAYNER, S.; SANTOS, R.; WILSON, J.; YOUNG, M. Principles for sustainable governance of the oceans. **Science**, v. 281, p. 198-199, 1998.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature** v. 387, p. 253-260, 1997.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural Capital and Sustainable Development. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 37-46, 1992.

DAILY, G. **Nature's services**: societal dependence on natural ecosystem. Washington D.C.: Island Press, 1997.

DALY, H. E. Economics in a full world. **Scientific American**, p. 100-107, sep., 2005.

DALY, H. E.; COBB JUNIOR, J. B. **For the common good**: redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future. Boston: Beacon Press, 1989.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological Economics**: principles and applications. Washington D.C.: Island Press, 2004.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A. BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393-408, 2002.

DORMAN, P. Evolving knowledge and the precautionary principle. **Ecological Economics**, v. 53, n. 2, p. 169-176, 2005.

EFTEC. Economic for the Environment Consultancy. **Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services**: a literature review. Final report prepared for The Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), 2005. Disponível em: <<http://www.fsd.nl/downloadattachment/71609/60019/theeconomicocialandecologicalvalueofecosystemservices.pdf>>. Acesso em: 15 mar. 2009.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **The entropy law and the economic process**. Cambridge: Harvard University Press, 1971.

HARDIN, G. The tragedy of the commons. **Science**, v. 162, n. 3859, p. 1243-1248, 1968.

HUETING, R.; REIJNDERS, L.; DE BOER, B.; LAMBOOY, J.; JANSEN, H. The concept of environmental function and its valuation. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 31-35, 1998.

ILGRA. Interdepartmental Liaison Group on Risk Assessment. **The precautionary principle**: policy and applications, 2002. Disponível em: <<http://www.hse.gov.uk/aboutus/meetings/committees/ilgra/pppa.htm>>. Acesso: 15 mar. 2009.

LANT, C. L.; RUHL, J. B.; KRAFT, S. E. The tragedy of ecosystem services. **BioScience**, v. 58, n. 10, p. 969-974, 2008.

LIMA, G. T. **Naturalizando o capital, capitalizando a natureza**: o conceito de capital natural no desenvolvimento sustentável. Unicamp: Instituto de Economia, 1999. (Texto para Discussão, 74).

LIMBURG, K. E.; FOLKE, C. The ecology of ecosystem services: introduction to the special issue. **Ecological Economics**, v. 29, n. 2, p. 179-182, 1999.

MCNEILL, J. R. **Something new under the sun**: an environmental history of the twentieth-century world. New York: Norton, 2002.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystem and Human Well-Being**: synthesis. Washington DC: Island Press, 2005.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystem and Human Well-Being**: a framework for assessment. Washington DC: Island Press, 2003.

NAEEM, S.; CHAPIN III, F. S.; COSTANZA, R.; Ehrlich, P. R.; GOLLEY, F. B.; HOOPER, D. U.; LAWTON, J. H.; O'NEILL, R. V.; MOONEY, H. A.; SALA, O. E.; SYMSTAD, A. J.; TILMAN, D. **Biodiversity and ecosystem functioning**: maintaining natural life support processes. Washington, D.C.: Ecological Society of America, 1999. (Issues in Ecology, 4).

NASA. National Aeronautics and Space Administration. **The Landsat Program**. 2008. Disponível em: <<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 25 jan. 2009.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. **Ciência e Cultura**, v. 59, p. 22-27, 2007.

PACHECO, N. A.; BASTOS, T. X. **Boletim agrometeorológico**: Tomé-Açu, PA. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2008. 30 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 320).

PERRY, C. R.; LAUTENSCHLAGER, L. F. Functional equivalence of spectral vegetation indices. **Remote Sensing of Environment**, v. 14, p. 169-182, 1984.

PINHO, R. C.; MILLER, R. P.; ALFAIA, S. S. Agroforestry and the Improvement of Soil Fertility: a view from Amazonia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2012, p. 1-12, 2012.

PONZONI, F. J.; REZENDE, A. C. P. Caracterização espectral de estágios sucessionais de vegetação secundária arbórea em Altamira (PA), através de dados orbitais. **Revista Árvore**, v. 28, p. 535-545, 2004.

QI, J.; CHEHBOUNI, A.; HUETE A. R.; KERR, Y. H.; SOROOSHIAN, S. A modified soil adjusted vegetation index. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, p. 119-126, 1994.

RICHARDSON, A. J.; WIEGAND, C. L. Distinguishing vegetation from soil background information. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 1, p. 1541-1552, 1977.

RIZZI, R.; RUDORFF, B. F. T. Imagens do sensor MODIS associadas a um modelo agrônomo para estimar a produtividade de soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 73-80, 2007.

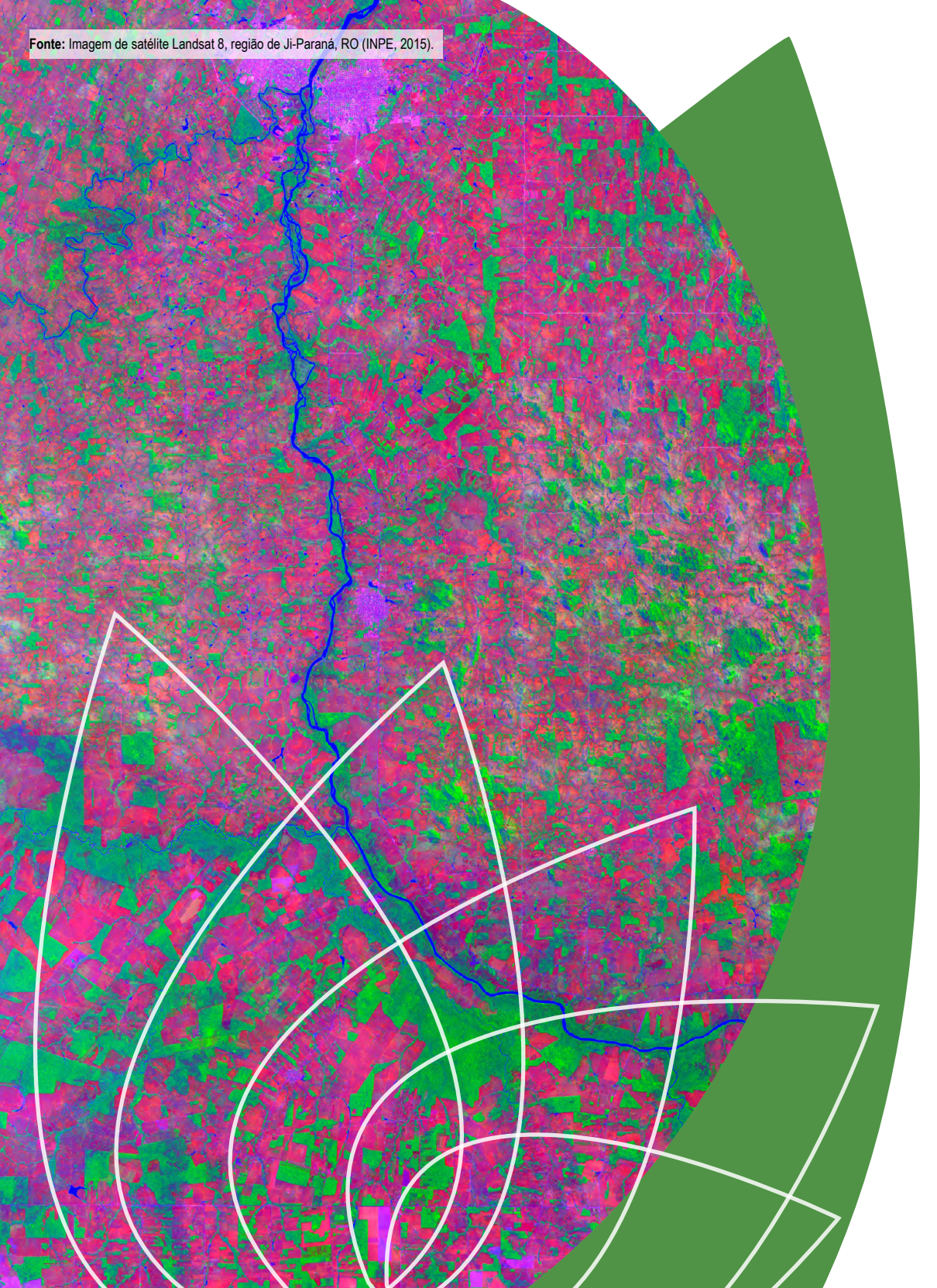
RODRIGUES, T. E.; SANTOS, P. L. dos; ROLIM, P. A. M.; SANTOS, E.; REGO, R. S.; SILVA, J. M. L. da; VALENTE, M. A.; GAMA, J. R. N. F. **Caracterização e classificação dos solos do Município de Tomé-Açu, Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. 49 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 117).

ROUSE, J. W.; HAAS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W.; HARLAN, J. C. **Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation**. Greenbelt: NASA, 1974. 371 p. (NASA/GSFC. Final report).

SILLEOS, N. G.; ALEXANDRIDIS, T. K.; GITAS, I. Z.; PERAKIS, K. Vegetation Indices: advances made in biomass estimation and vegetation monitoring in the last 30 years. **Geocarto International**, v. 21, p. 21-28, 2006

TSUKAMOTO, A.A.F.; COUTO, L.; NEVES, J.C.L.; PASSOS, C.A.M.; SILVA, M.L. Fixação de carbono em um sistema agrissilvipastoril com eucalipto na região do cerrado de Minas Gerais. **Revista Agrossilvicultura**, v.1, p.29-41, 2004.

Fonte: Imagem de satélite Landsat 8, região de Ji-Paraná, RO (INPE, 2015).



Simulação hidrológica de grandes bacias hidrográficas e estimativa de precipitação e evapotranspiração por sensoriamento remoto como subsídios para avaliação econômica de serviços ecossistêmicos - Aplicação na Bacia do Rio Ji-Paraná, RO

Daniel de Castro Victoria, Adriano Rolim da Paz e Ricardo Guimarães Andrade

A compreensão do ciclo hidrológico e as avaliações quanto aos impactos causados por ações antrópicas na disponibilidade hídrica muitas vezes requerem dispendiosos estudos e medições *in loco*. Em regiões mais remotas, como na Região Amazônica, problemas logísticos dificultam ainda mais a coleta de informações. Nesse sentido, o sensoriamento remoto e a modelagem hidrológica constituem duas ferramentas de grande utilidade para produzir informações e dar suporte ao processo de tomada de decisão. A combinação de modelagem hidrológica e sensoriamento remoto é uma tendência crescente e que aparenta capacidade de gerar excelentes resultados. Entretanto, as formas de combinar as duas ferramentas e a avaliação de potencialidades e limitações dessa abordagem ainda carecem de pesquisas. Também é importante ressaltar que, por mais avançados que sejam, nem a modelagem nem os sensores remotos substituem trabalhos e coletas de campo.

Estimativas diárias de precipitação, efetuadas pelo sensor remoto Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) foram utilizadas com sucesso para simular as descargas nas bacias do Rio Prata (SU et al., 2008) e do Rio Tapajós (COLLISCHONN et al., 2008). Esses trabalhos ressaltam que os produtos oriundos do TRMM apresentam representação espacial muito superior a dados obtidos a partir de interpolações de estações pluviométricas, sendo que as simulações de descarga feitas utilizando os dados de sensoriamento remoto são compatíveis com as feitas utilizando dados de pluviômetros (COLLISCHONN et al., 2008). No entanto, alguns problemas foram detectados na simulação para a Bacia do Rio Prata, como maiores erros nas vazões máximas diárias e um desvio mais elevado nas estimativas de precipitação diária não observado nas estimativas mensais (SU et al., 2008).

Estimativas de evapotranspiração por meio de sensoriamento remoto também podem ser utilizadas como fonte de dados para modelos hidrológicos ou para a calibração e verificação desses modelos. Neste caso, o Surface Energy Balance

Algorithm for Land (Sebal) é um dos algoritmos em destaque e que possibilita a estimativa dos fluxos de energia à superfície a partir de imagens de sensores remotos e poucos dados de estações meteorológicas (ANDRADE, 2013; BASTIAANSSEN et al., 1998a, 1998b; KONGO et al., 2006; TASUMI et al., 2008). Os fluxos de energia estimados por meio do Sebal podem ser utilizados como entrada em outros modelos hidrológicos (BASTIAANSSEN; CHANDRAPALA, 2003), modelos de crescimento de vegetação para estimativa de biomassa (BASTIAANSSEN; ALI, 2003) ou como forma de calibração e verificação dos resultados obtidos, principalmente na verificação da evapotranspiração (ET).

Especificamente para a Região Amazônica, existe grande discussão relacionada aos efeitos da cobertura vegetal sobre a hidrologia e aos fatores limitantes à ET da floresta. A utilização de modelos hidrológicos, juntamente com a análise de dados hidrometeorológicos observados podem auxiliar na compreensão desses problemas e gerar ferramentas úteis para a tomada de decisões que envolvem a utilização dos recursos naturais. Para tanto, a utilização de modelos com uma base física mais consistente e com ampla calibração e verificação dos resultados abre a possibilidade de geração de novas ferramentas aplicáveis ao monitoramento dos impactos decorrentes da mudança de uso e cobertura das terras na disponibilidade hídrica, criando subsídios para gestão sustentável dos recursos hídricos.

Área de estudo

A área de estudo localiza-se na porção leste do Estado de Rondônia e abrange a Bacia do Rio Ji-Paraná, que tem área de aproximadamente 75 mil km² (Figura 1), situada no Bioma Amazônia. Krusche et al. (2005) comentam que a Bacia Hidrográfica do Rio Ji-Paraná apresenta uma das maiores taxas de desmatamento do Estado de Rondônia. A parte média da Bacia do Rio Ji-Paraná apresenta elevado grau de alteração antrópica, com grandes extensões de pastagens, no entanto as partes alta e baixa da bacia ainda apresentam baixa alteração em sua cobertura vegetal original (KRUSCHE et al., 2005).

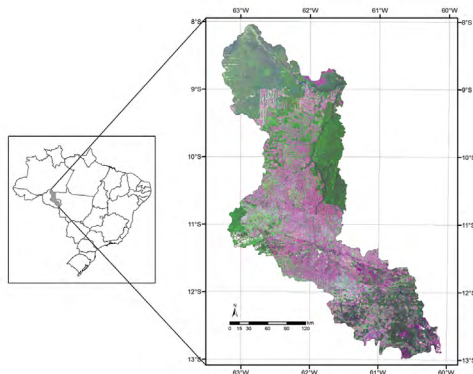


Figura 1. Localização da Bacia do Rio Ji-Paraná, no Estado de Rondônia.

Fonte: Victoria et al. (2014).

Aplicação do modelo hidrológico MGB-IPH na Bacia do Rio Ji-Paraná

O Modelo de Grandes Bacias do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (MGB-IPH) (COLLISCHONN et al., 2007), da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, foi desenvolvido para simulações de grandes bacias, superiores a 10 mil km². Para a simulação hidrológica, foram necessários dados climáticos diários (temperatura, umidade relativa, vento, insolação, pressão atmosférica e precipitação), informações sobre a bacia (solo, cobertura vegetal e características do solo e vegetação, topografia) e medidas da vazão dos rios para fins de calibração e verificação do modelo. Para tanto, foram levantados dados meteorológicos da região disponíveis na base de dados do Sistema Integrado de Dados Ambientais (INPE, 2013) e no portal Agritempo (BRASIL, 2013). Após verificação dos dados, foram identificadas sete estações com informações diárias, e com pequena quantidade de falhas, entre os anos 1991 e 2009. Dados fluviométricos e pluviométricos foram obtidos junto à Agência Nacional de Águas (ANA, 2013). Todas as 80 estações pluviométricas da área de estudo (Figura 2) foram consideradas na interpolação dos dados, porém isso não significa que todas as estações foram utilizadas. Apenas os dados existentes em cada um dos dias e em cada estação foram utilizados na interpolação. Dados de vazão de oito sub-bacias foram utilizados para a calibração e verificação do modelo.

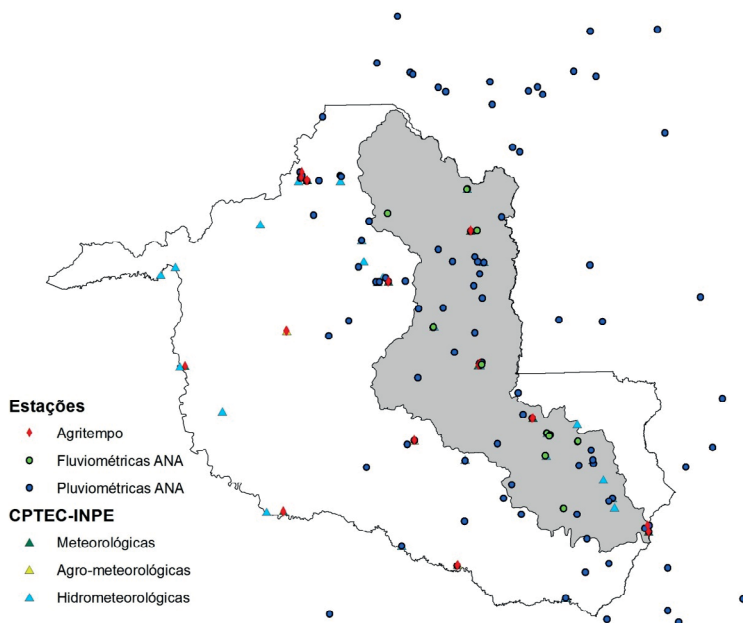


Figura 2. Estações meteorológicas e fluviométricas utilizadas para a simulação da Bacia do Rio Ji-Paraná. Fonte: Victoria et al. (2014a).

O mapa pedológico da bacia (EMBRAPA, 1983) foi cruzado com o mapa de uso e cobertura da terra (BALLESTER et al., 2003) a fim de identificar as 13 maiores unidades de resposta hidrológica (URTs), áreas com características semelhantes de solo e cobertura vegetal (Figura 3).

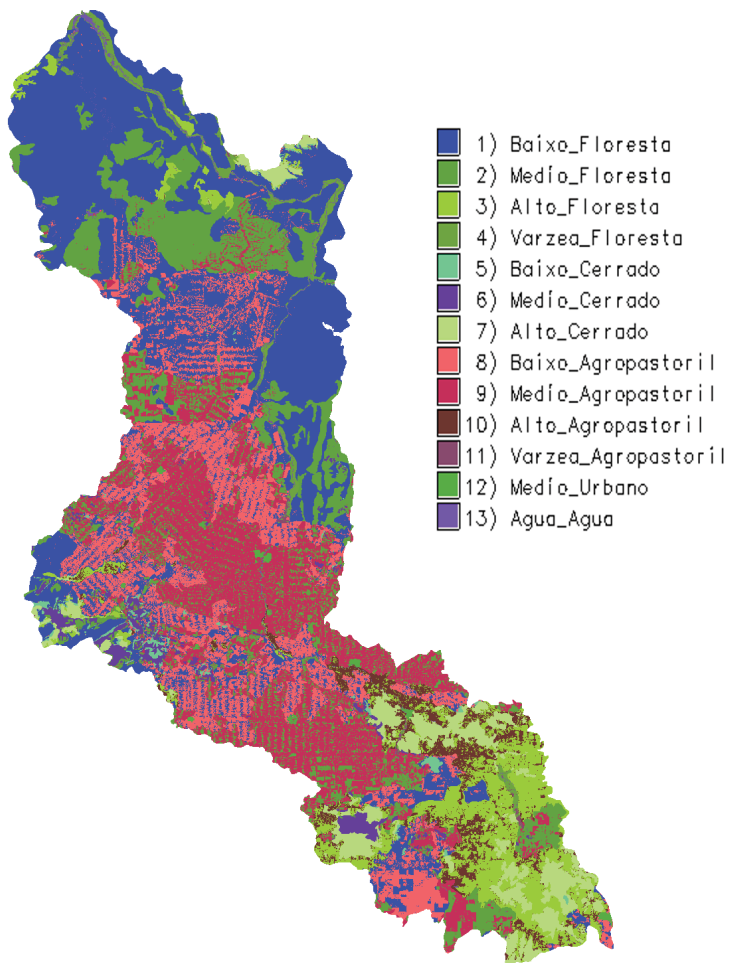


Figura 3. Unidades de resposta hidrológica (URHs) da Bacia do Rio Ji-Paraná, geradas pelo cruzamento dos mapas de solo e uso e cobertura da terra.

Fonte: Victoria et al. (2014a).

De posse dos dados hidrometeorológicos e da descrição física da bacia, foi realizada a calibração automática do modelo, de forma que a vazão diária simulada no período de 1991 a 2000 fosse a mais próxima possível da vazão observada. Em seguida, os parâmetros de calibração foram fixados e a vazão simulada no período de 2001 a 2009 foi comparada com a vazão observada. Estas etapas utilizaram os parâmetros de ajuste Nash, $\log(\text{Nash})$ e a diferença de volume das vazões para avaliar a acurácia da simulação (COLLISCHONN, 2001).

A calibração do modelo MGB-IPH para a Bacia do Rio Ji-Paraná mostrou-se viável, e resultou em elevados coeficientes de ajuste, principalmente quanto às vazões mínimas, medido pelo coeficiente $\log(\text{Nash})$. Em todos os trechos simulados, o coeficiente $\log(\text{Nash})$ foi igual ou superior a 0,6 durante a verificação do modelo, o que indica que as vazões de base foram bem representadas. Quanto ao coeficiente Nash, que mede o ajuste das vazões como um todo, algumas sub-bacias apresentaram resultados baixos no período de calibração, principalmente a Sub-bacia Piratininga, causado por uma superestimativa das vazões máximas da bacia, o que também ocasionou uma superestimativa no volume de água produzido ($dV = 41\%$).

Durante o período de verificação (2001 a 2009), a Sub-bacia Piratininga continuou a apresentar o pior ajuste, enquanto os resultados das outras sub-bacias foram próximos aos obtidos no período de calibração, o que mostra estabilidade nos resultados gerados pelo modelo (Tabela 1).

Tabela 1. Coeficientes de ajuste Nash, $\log(\text{Nash})$ e diferença de volume (dV) para as oito sub-bacias pertencentes à Bacia do Rio Ji-Paraná, RO, nas fases de calibração e verificação.

| Estação ANA | Calibração 1991 a 2000 | | | Verificação 2001 a 2009 | | |
|---------------|---------------------------|---------------------|----------|----------------------------|---------------------|----------|
| | Nash | $\log(\text{Nash})$ | $dV(\%)$ | Nash | $\log(\text{Nash})$ | $dV(\%)$ |
| Primavera | 0,60 | 0,79 | 7,04 | 0,58 | 0,78 | 10,39 |
| Flor do Campo | 0,51 | 0,61 | 6,41 | 0,49 | 0,60 | 8,64 |
| Bela Vista | 0,76 | 0,84 | 6,32 | 0,75 | 0,83 | 9,21 |
| Ji-Paraná | 0,86 | 0,90 | 9,79 | 0,86 | 0,90 | 11,80 |
| Jarú | 0,83 | 0,91 | 0,81 | 0,83 | 0,91 | -0,57 |
| Piratininga | 0,05 | 0,75 | 41,27 | 0,02 | 0,74 | 42,27 |
| Tabajara | 0,80 | 0,92 | 18,54 | 0,78 | 0,92 | 19,44 |
| Jacundá | 0,67 | 0,87 | 16,91 | 0,70 | 0,88 | 12,16 |

Fonte: Victoria et al. (2014a).

A Figura 4 apresenta as vazões mensais simuladas e observadas para as oito sub-bacias pertencentes à Bacia do Rio Ji-Paraná.

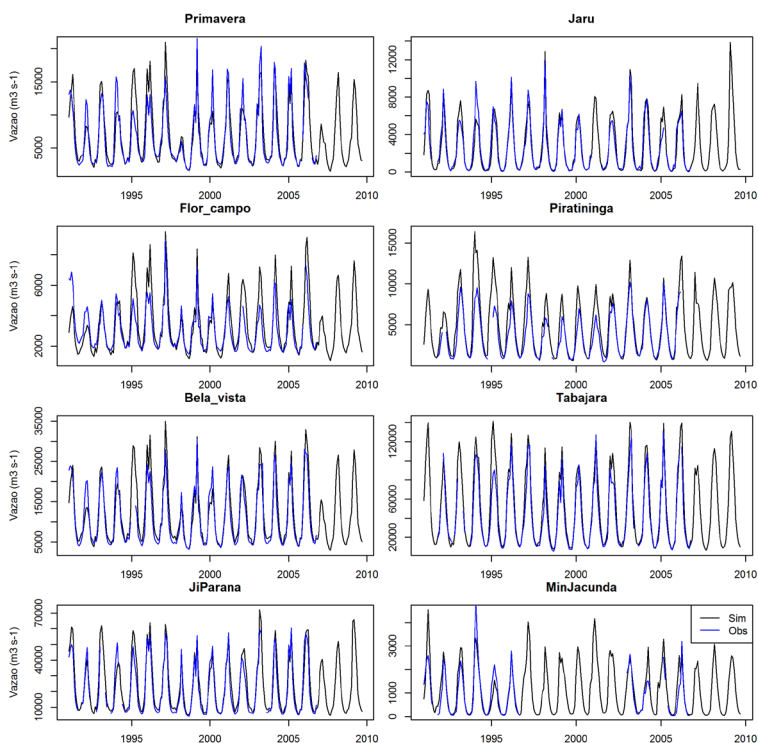


Figura 4. Vazões mensais observadas e simuladas para oito sub-bacias do Rio Ji-Paraná entre os anos de 1991 e 2009.

Fonte: Victoria et al. (2014a).

O modelo MGB-IPH mostrou-se adequado para a simulação da Bacia do Rio Ji-Paraná, com elevados valores nos coeficientes de ajuste Nash e $\log(\text{Nash})$. A exceção foi a Sub-bacia de Piratininga, que, apesar de ter sua vazão de base bem simulada, apresentou problemas nas vazões máximas.

Trabalhos futuros verificarão as razões pelas quais os resultados na Bacia de Piratininga não foram adequados. Também será avaliada a evapotranspiração e umidade do solo, calculadas pelo modelo, para verificação de outros componentes do ciclo hidrológico.

Estimativas de precipitação por sensor remoto orbital na simulação hidrológica de grandes bacias

Para estudos em áreas com pouca cobertura de estações meteorológicas, a utilização de dados oriundos de sensores remotos torna-se muito importante. Estimativas de precipitação feitas pelo satélite Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) podem ser utilizadas como entrada na simulação hidrológica de grandes bacias (COLLISCHONN et al., 2008). No presente trabalho, foram utilizados dados de estações pluviométricas e do satélite TRMM na simulação da descarga em oito trechos da Bacia do Rio Ji-Paraná, a partir do modelo MGB-IPH (COLLISCHONN et al., 2007).

A partir do modelo hidrológico calibrado, apresentado na primeira parte deste capítulo, a precipitação obtida por meio de interpolação de dados de estações pluviométricas foi substituída por dados diários do sensor remoto TRMM. Os dados de precipitação diária do sensor remoto TRMM, produto 3B42 v.6, de 1998 a 2011, foram obtidos no portal Mirador, Nasa Goddard (NASA, 2013). Uma rotina computacional em Python foi desenvolvida para converter os dados do formato binário para o formato utilizado pelo modelo hidrológico. Por fim, os dados de precipitação do sensor TRMM foram inseridos no modelo hidrológico calibrado para a Bacia do Rio Ji-Paraná e as vazões estimadas nos oito trechos foram comparadas à vazão estimada a partir de dados de estações pluviométricas, utilizando o coeficiente de Nash-Sutcliffe.

A vazão em oito trechos da Bacia do Rio Ji-Paraná, RO foi simulada a partir de duas fontes de dados de precipitação: estações pluviométricas e estimativa pelo satélite TRMM. O modelo MGB-IPH, calibrado a partir dos dados diários das estações pluviométricas, simulou corretamente a descarga na maioria dos trechos avaliados. Quando houve substituição dos dados das estações por dados do sensor remoto, a descarga mensal simulada mostrou-se semelhante aos resultados obtidos a partir das estações (Figura 5). O coeficiente de ajuste Nash-Sutcliffe entre as simulações utilizando as duas fontes de dados mostrou-se elevado, com valores acima de 0,76 para todos os trechos, exceto o da Sub-bacia Mineração Jacundá (Nash = 0,48). Esse resultado pode estar relacionado com o fato de essa ser a menor sub-bacia avaliada. Isso porque os dados do sensor TRMM apresentam baixa resolução espacial ($0,25^\circ \sim 25$ km), o que pode dificultar a representação da precipitação na região. Avaliações futuras deverão ser feitas para identificar a causa dessa maior divergência.

As vazões mensais simuladas a partir de estimativas de precipitação pelo sensor TRMM foram semelhantes às obtidas utilizando dados de estações pluviométricas. Isso indica que o sensor TRMM pode ser aplicado a modelos hidrológicos de grandes bacias na região, em substituição aos dados de estações. São necessários trabalhos futuros com o objetivo de avaliar as causas das maiores divergências das estimativas da precipitação que ocorreram na Sub-bacia Mineração Jacundá e se elas estão relacionadas à menor área ou se existem divergências entre os dados das estações pluviométricas e do satélite na região. Pretende-se avaliar também, em trabalhos futuros, as estimativas em escala diária e verificar se os dados de precipitação obtidos pelo sensor TRMM podem ser utilizados para aplicações semelhantes em diferentes regiões do Brasil.

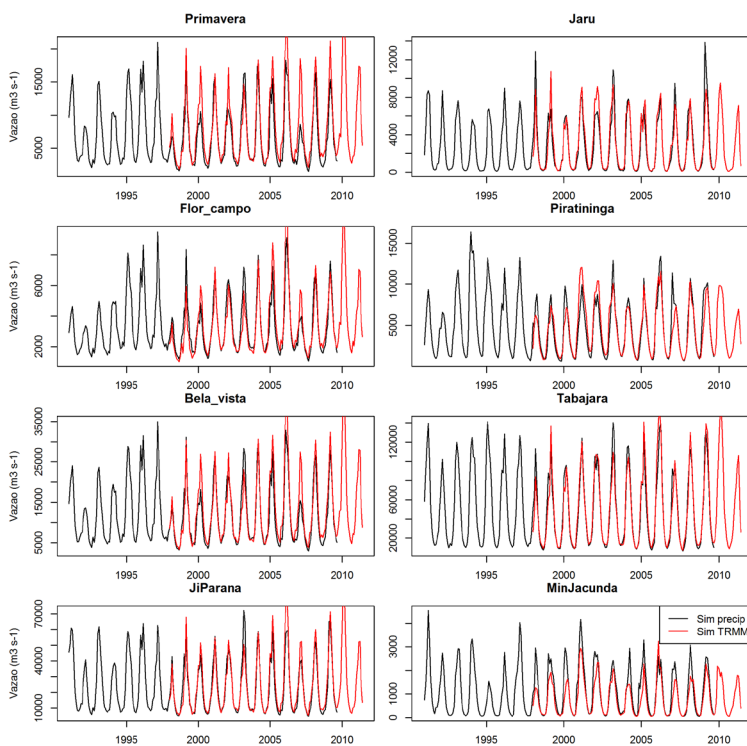


Figura 5. Vazões mensais simuladas em oito trechos da Bacia do Rio Ji-Paraná a partir de dados de estações pluviométricas (preto) e do satélite TRMM (vermelho).

Fonte: Victoria et al. (2014a).

Estimativa da evapotranspiração a partir de imagens Modis

As trocas de energia na interface solo-vegetação-atmosfera, por meio dos componentes do balanço de radiação e dos fluxos de calor sensível e latente, são variáveis de entrada essenciais para a compreensão de diversos processos hidroclimáticos. Contudo, em decorrência da escassez de informações meteorológicas sobre algumas regiões e da dificuldade de obter, de forma representativa, alguns parâmetros de superfície em escala regional, as técnicas de sensoriamento remoto têm sido imprescindíveis na detecção de informações em áreas extensas de forma rápida e efetiva (ANDRADE et al., 2009a). Neste caso, para obtenção dos fluxos de energia a partir de imagens orbitais são utilizados algoritmos e/ou modelos. Entre esses algoritmos e/ou modelos, o Sebal tem se destacado em estudos que envolvem estimativas dos fluxos de energia e da evapotranspiração em áreas extensas.

No presente trabalho, foram utilizados os produtos de reflectância (MYD09GA) e temperatura da superfície (MYD11A1) do sensor Modis/Aqua para o dia 24 de junho de 2010. Para a completa cobertura da área de estudo, foram necessárias quatro cenas (*tiles*) Modis. Também foram utilizados os dados de velocidade do vento e radiação solar, obtidos na estação meteorológica automática (CACOAL – A939, latitude 11,4458°S, longitude 61,4341°O e 210 m de altitude) pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia. De posse desses dados, foi aplicado o algoritmo Sebal, que consiste em uma estrutura metodológica baseada fisicamente no esquema de transferência da camada única para o calor sensível (H) e numa estimativa empírica para o fluxo de calor no solo (G).

O saldo de radiação (R_n) foi calculado por meio da reflectância e emitância da radiação, variável espacialmente. O fechamento do balanço de energia pixel a pixel foi processado ao considerar o fluxo de calor latente (LE) como um resíduo da equação do balanço de energia (ANDRADE, 2013):

$$LE = R_n - H - G \quad (1)$$

Em que a unidade de LE, R_n , H e G é dada em $W m^{-2}$. Da equação do balanço de energia, o saldo de radiação (R_n) foi a primeira variável a ser obtida. Mais detalhes de todas as etapas envolvidas na obtenção do saldo de radiação (R_n) podem ser obtidas em Allen et al. (2002) e Andrade (2013). O fluxo de calor no solo (G, em $W m^{-2}$) foi estimado por meio da aplicação da seguinte função empírica (BASTIAANSSEN, 2000):

$$G = \left[\frac{T_s}{\alpha} (0,0038\alpha + 0,0074\alpha^2)(1 - 0,98NDVI^4) \right] R_n \quad (2)$$

Em que T_s é a temperatura da superfície ($^{\circ}\text{C}$) relativa ao produto MYD11A1 e NDVI é o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index). Para efeito de correção dos valores do fluxo de calor no solo para corpos d'água ($\text{NDVI} < 0$), foi considerado $G = 0,3 R_n$ (SILVA; BEZERRA, 2006). Obtido o valor de G , foi iniciada uma nova série de passos necessários para a obtenção do fluxo de calor sensível (H). Para o cálculo de H , foram utilizados os dados de velocidade do vento (u), resistência aerodinâmica da superfície (r_{ah}) e diferença da temperatura do ar (dT) entre dois níveis acima da superfície, ou seja, nas alturas de 2,0 m e 0,1 m.

O Sebal utiliza dois pixels denominados “âncoras” para fixar condições limite para o balanço de energia, também chamados de “quente” e “frio”. Esses pixels “âncoras” foram selecionados por meio de consulta simultânea às imagens de NDVI e temperatura da superfície (T_s). O pixel “frio” foi escolhido numa situação em que o valor do NDVI era negativo (geralmente sobre corpos d'água) com baixos valores de T_s enquanto o pixel “quente” foi selecionado para condição em que a T_s era elevada e o NDVI, inferior a 0,3 (ANDRADE et al., 2010).

No pixel “frio”, a temperatura da superfície e a do ar próximo à superfície foram consideradas iguais. Nesse caso, assumiu-se que H é igual a zero e, então, foi determinado o LE máximo (ANDRADE, 2013):

$$\text{LE}_{\text{frio}} = R_n - G \quad (3)$$

Para o pixel “quente”, assumiu-se igual a zero o LE e, então, foi determinado o H máximo (ANDRADE, 2013):

$$H_{\text{quente}} = R_n - G = \frac{\rho c_p (a + b T_s)}{r_{ah}} \quad (4)$$

Em que a e b são parâmetros de ajuste, ρ é a densidade do ar úmido (kg m^{-3}), c_p é o calor específico do ar à pressão constante ($1.004 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$), r_{ah} é a resistência aerodinâmica, e T_s é a temperatura da superfície (K). Por meio dos pixels “âncoras”, foi possível encontrar os coeficientes de correlação a e b para a obtenção de dT em cada pixel. Como no pixel frio $dT = 0$, ou seja $a + b T_s = 0$, tem-se um sistema com duas equações e duas incógnitas, o que possibilitou o cálculo de a e b . Logo, obteve-se o fluxo de calor sensível inicial (H_{inicial}) (ANDRADE et al., 2010):

$$H_{\text{inicial}} = \rho c_p \frac{dT}{r_{ah}} \quad (5)$$

Na próxima etapa, foi considerada a condição de estabilidade atmosférica para fazer correções nos valores de H em processo iterativo. Para tanto, foi aplicada a teoria da similaridade de Monin-Obukhov (L , em m) para saber qual é a condição

de estabilidade da atmosfera, ou seja, se ela é instável ($L < 0$), estável ($L > 0$) ou neutra ($L = 0$). Em sequência, foram obtidos os valores das correções de estabilidade para o transporte de momentum (ψ_m) e de calor sensível (ψ_h), conforme apresentado por Andrade (2013). Com isso, foi possível corrigir a velocidade de fricção (u^*) e obter o valor corrigido de r_{ah} . Posteriormente, retornou-se ao cálculo da função da diferença de temperatura (dT), e foram repetidos os cálculos mencionados acima até que se observasse estabilidade nos valores sucessivos de dT e r_{ah} para o pixel quente (ANDRADE et al., 2010).

Por fim, foi obtido o fluxo de calor latente (LE) como um resíduo do balanço de energia (Equação 1) e foi estimada a evapotranspiração para o momento da passagem do satélite sobre a área de estudo, por meio da aplicação da seguinte equação (ALLEN et al., 2002):

$$ET_{inst} = \frac{LE \times 3600}{\lambda} \quad (6)$$

Em que ET_{inst} é a evapotranspiração instantânea ($mm \ h^{-1}$) e λ é o calor latente de vaporização ou o calor absorvido quando um quilograma de água evapora ($J \ kg^{-1}$).

Em seguida, foi calculada a fração ET ($ETrF$), definida pela relação entre a ET_{inst} de cada pixel e a evapotranspiração de referência (ET_o), obtida por meio de dados coletados em estação meteorológica (ALLEN et al., 2002):

$$ETrF = \frac{ET_{inst}}{ET_o} \quad (7)$$

Para o cálculo de ET_o ($mm \ h^{-1}$), foi utilizado o software REF-ET, que se baseia nas equações de Penman-Monteith (ALLEN et al., 1998). Segundo Allen et al. (2002), o valor de $ETrF$ é semelhante ao coeficiente da cultura (K_c) e pode ser utilizado para extrapolar a ET instantânea para o período de 24 horas ou períodos mais longos. Assim, a evapotranspiração diária (ET_{24h} , $mm \ d^{-1}$) pode ser estimada por (ALLEN et al., 2002; ANDRADE, 2013):

$$ET_{24h} = ETrF \times ET_{O_{24h}} \quad (8)$$

Nas Figuras 6a e 6b, são apresentados, em intervalos de classes, os histogramas de frequência do fluxo de calor latente (LE) e da evapotranspiração real diária (ET_{24h}). Já nas Figuras 7a e 7b, podem ser visualizadas as estimativas do fluxo de calor latente (LE) e da ET_{24h} para a área de abrangência da Bacia do Rio Ji-Paraná, RO. Os valores de LE e ET_{24h} variaram de 0 a $525 \ W \ m^{-2}$ e de 0 a $5,76 \ mm \ d^{-1}$, respectivamente. Já o valor médio de LE e ET_{24h} foi de $329,81 \pm$

119,78 W m⁻² e de 3,62 ± 1,31 mm d⁻¹. As classes de tons verdes predominaram em áreas ocupadas por florestas, em que LE variou de 280 a 525 W m⁻², com média de cerca de 400 W m⁻². Para áreas antrópicas, LE variou de 0 a 280 W m⁻², com média ao redor de 150 W m⁻² (ANDRADE et al., 2010). Para o sítio Tapajós, BR-163, km 67, na Amazônia, Imbuzeiro et al. (2006) encontraram, para horário do meio-dia, valores médios de LE de aproximadamente 380 W m⁻² (9/7/2002) e 500 W m⁻² (23/3/2003) em dias sem chuva e de aproximadamente 110 W m⁻² (11/7/2002) e 60 W m⁻² (25/3/2003) em dias chuvosos.

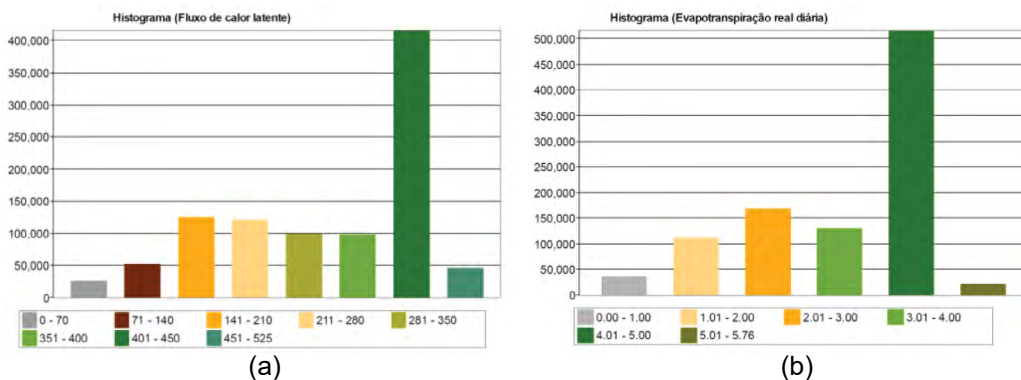


Figura 6. Histogramas de classes de frequência das estimativas do fluxo de calor latente (a) e da evapotranspiração real diária (b) para a área de abrangência da Bacia do Rio Ji-Paraná, RO.

Para área de floresta da reserva biológica do Jarú (Rebio Jarú), Ji-Paraná, RO, Andrade et al. (2009b) obtiveram, no horário do meio-dia, valores médios de LE ao redor de 260 W m⁻² e 300 W m⁻² para as estações úmida e seca, respectivamente. Porém, em área de floresta de transição Amazônia-Cerrado (Fazenda Maracáí, Sinop, MT) os autores observaram, no horário do meio-dia, LE médio de 280 e 340 W m⁻² para as estações seca e úmida, respectivamente. Além disso, comentaram que os menores valores de H e LE observados na estação seca em área de floresta de transição podem ter como possível explicação a existência de um fator externo que minimiza os efeitos da radiação no período seco mais significativo que o efeito das nuvens no período chuvoso. Nesse caso, os autores atribuem esse efeito a uma possível influência da névoa seca que se forma na região em decorrência das queimadas, que acontecem em grande quantidade e frequência na estação seca.

Para área de floresta do Rebio Jarú, Aguiar (2005) verificou LE máximo (400 W m⁻²) às 13h00 e mínimo (2,4 W m⁻²) durante a noite. Porém, para o ano de 2004, foi observado LE médio de 92,9 W m⁻² e 115,5 W m⁻² para as estações seca e chuvosa, respectivamente. A média dos valores de LE mínimo e máximo diário encontrados em área de floresta foi de 36,4 W m⁻² (mês de setembro) e 165,7 W m⁻² (mês de janeiro), respectivamente (AGUIAR, 2005).

A ET_{R24} das áreas ocupadas por florestas variou de 3,01 a 5,76 mm d⁻¹, com valor médio ao redor de 4,82 mm d⁻¹. Porém, nas áreas antrópicas, foram encontrados valores de ET_{R24} variando de 0 a 3,50 mm d⁻¹, com valor médio em torno de 2,54 mm d⁻¹ (Figura 7b).

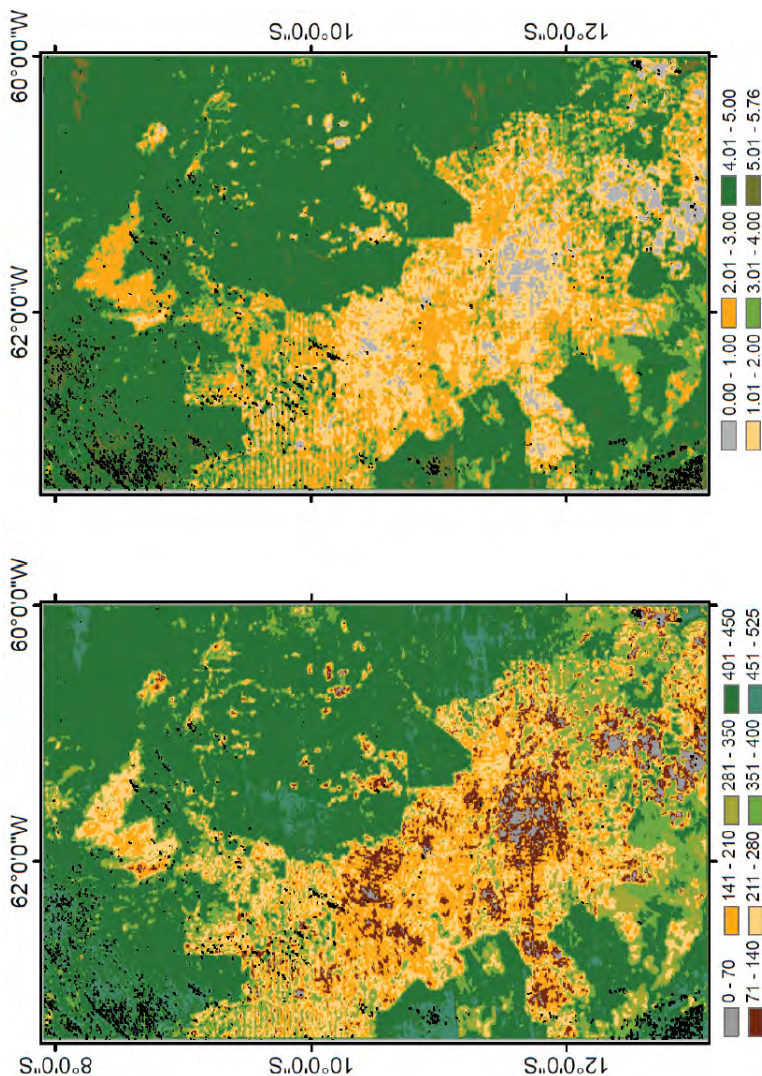


Figura 7. Estimativas do fluxo de calor latente (a) e da evapotranspiração real diária (b) para a área de abrangência da Bacia do Rio Ji-Paraná, RO. As manchas de cor preta presentes nas figuras representam a presença nuvens.

Fonte: Andrade et al. (2010).

Pinto (2003), ao estudar os fluxos de energia sobre uma floresta tropical da Amazônia por meio de uma torre micrometeorológica instalada no sítio experimental na Flona Tapajós (3,017°S e 54,970°N), obteve valores de evapotranspiração diária entre 0,2 e 5,7 mm d⁻¹, com média anual de 3,47 ± 0,06 mm d⁻¹. O autor comenta que o valor médio encontrado está próximo ao sugerido por Shuttleworth (1988) (3,47 ± 0,06 mm d⁻¹) e um pouco inferior ao sugerido por Rocha et al. (1996) (3,7 a 4,0 mm d⁻¹). Já em estudo realizado por Vendrame et al. (2000), em áreas de floresta (Reserva Jaru), foram observados valores médios de ET oscilando entre 3,50 e 4,56 mm d⁻¹; contudo, para áreas de pastagens, foram observados valores de 2,23 a 3,39 mm d⁻¹.

Considerações finais

O ajuste do modelo hidrológico seguindo apenas o regime de vazões pode induzir à ocorrência de inconsistências na simulação de outros processos hidrológicos envolvidos na transformação chuva-vazão. A avaliação do comportamento dos processos envolvidos nas diferentes fases da simulação hidrológica contribui consideravelmente no sentido de desenvolver um modelo com maior embasamento físico. Isso aumenta o potencial dessa ferramenta quanto à destreza em responder questões relativas ao efeito de mudanças de uso da terra e cobertura vegetal sobre a disponibilidade hídrica da bacia, além de permitir a geração de sistemas de monitoramento de risco para a agricultura.

Neste estudo, o modelo MGB-IPH apresentou bom desempenho na simulação hidrológica realizada para a Bacia do Rio Ji-Paraná. Porém, resultados não tão satisfatórios foram observados na Sub-bacia de Piratininga, a qual apresentou problemas nas vazões máximas. Já em relação às vazões mensais simuladas ao utilizar dados de precipitação estimados por meio do sensor TRMM, foram observados bons ajustes ao comparar com os resultados da simulação utilizando dados de estações pluviométricas. A evapotranspiração estimada utilizando dados do sensor Modis mostrou-se coerente com a literatura e apresenta grande potencial de aplicação em modelagens hidrológicas em larga escala, principalmente em regiões onde há poucas estações meteorológicas. De forma geral, conclui-se que os resultados aqui obtidos apresentaram promissora aplicação em sistemas de monitoramento que possam auxiliar em avaliações relativas ao efeito de mudanças de uso da terra e da cobertura vegetal sobre a disponibilidade hídrica, com o intuito de fomentar políticas públicas voltadas para a gestão sustentável dos recursos hídricos.

Referências

ANA. Agência Nacional de Águas. **HidroWeb, Sistema de Informações Hidrológicas**. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

AGUIAR, R. G. **Fluxos de massa e energia em uma floresta tropical no sudoeste da Amazônia**. 2005. 59 f. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration –Guidelines for computing crop water requirements – FAO Irrigation and drainage paper 56. **FAO**, Rome, v. 300, 1998.

ALLEN, R. G.; TASUMI, M.; TREZZA, R.; WATERS, R.; BASTIAANSEN, W. Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL). **Advanced Training and Users Manual**. Idaho: Kimberly, 2002. 98 p. Version 1.0.

ANDRADE, R. G. Evapotranspiração por sensoriamento remoto. In: PEREIRA, A. R.; SEDIYAMA, G. C.; VILLA NOVA, N. A. (Org.). **Evapotranspiração**. Campinas, SP: FUNDAG, 2013. p. 271-300.

ANDRADE, R. G.; VICTORIA, D. de C.; NOGUEIRA, S. F.; MASSAGLI, G. O.; AGNESE, M. L. **Estimativa dos fluxos de energia à superfície e da evapotranspiração real diária utilizando imagens do sensor MODIS/Aqua na Bacia do Rio Ji-Paraná, RO**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 26 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 13).

ANDRADE, R. G.; SEDIYAMA, G. C.; BATISTELLA, M.; VICTORIA, D. C.; PAZ, A. R.; LIMA, E. P.; NOGUEIRA, S. F. Mapeamento de parâmetros biofísicos e da evapotranspiração no Pantanal usando técnicas de sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 2., 2009, Corumbá. **Anais...** Corumbá: Embrapa Informática Agropecuária; INPE, 2009a. p.695-704.

ANDRADE, N. L. R.; AGUIAR, R. G.; SANCHES, L.; ALVES, E. C. R. F.; NOGUEIRA, J. S. Partição dos albedo de radiação em áreas de Floresta Amazônica e floresta de transição Amazônia-Cerrado. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, n. 3, p. 346-355, 2009b.

BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, D. de C.; KRUSCHE, A. V.; COBURN, R.; VICTORIA, R. L.; RICHEY, J. E.; LOGSDON, M. G.; MAYORGA, E.; MATRICARDI, E. A remote sensing/GIS-based physical template to understand the biogeochemistry of the Ji-Parana river basin (Western Amazonia). **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 4, p. 429–445, 2003.

BASTIAANSEN, W. G. M. SEBAL-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. **Journal of Hydrology**, v. 229, p. 87-100, 2000.

BASTIAANSEN, W. G. M.; ALI, S. A new crop yield forecasting model based on satellite measurements applied across the Indus Basin, Pakistan. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 94, p. 321-340, 2003.

BASTIAANSEN, W. G.; CHANDRAPALA, L. Water balance variability across Sri Lanka for assessing agricultural and environmental water use. **Agricultural Water Management**, v. 58, p. 171-192, 2003.

BASTIAANSSEN, W. G. M.; MENENTI, M.; FEDDES, R. A.; HOLTSLAG, A. A. M. A remote sensing Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) 1. Formulation. **Journal of Hydrology**, v. 212-213, p. 198-212, 1998a.

BASTIAANSSEN, W. G. M.; PELGRUM, H.; WANG, J.; MA, Y.; MORENO, J. F.; ROERINK, G. J.; van der WAL, T. A remote sensing Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL): 2. Validation. **Journal of Hydrology**, v. 212-213, p. 213-229, 1998b.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Agritempo. **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico**. Disponível em: <<http://www.agritempo.gov.br/>>. Acesso em: 20 dez. 2013

COLLISCHONN, B.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Daily hydrological modeling in the Amazon basin using TRMM rainfall estimates. **Journal of Hydrology**, v. 360, n. 1/4, p. 207–216, out. 2008.

COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.; SILVA, B. C. D.; TUCCI, C. E. M. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. **Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologiques**, v. 52, n. 5, p. 878-895, 2007.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**. 2001. 194 f. Tese (Doutorado em engenharia de recursos hídricos e saneamento ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

EMBRAPA. **Mapa de levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos do Estado de Rondônia**. Mapas 73, 74, 75 e 76. Rondônia: CEPA, 1983.

IMBUZEIRO, H. M. A.; LIMA, F. Z.; LEITE, C. C.; AMORIM, R. C. F. Caracterização dos fluxos de energia do ecossistema de floresta amazônica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 14., 2006, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: SBMET, 2006. 6 p.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Sistema Integrado de Dados Ambientais (SINDA)**. Disponível em: <<http://sinda.crn2.inpe.br/PCD/>>. Acesso em: 20 dez. 2013.

KONGO, V. M.; JEWIT, G. P. Preliminary investigation of catchment hydrology in response to agricultural water use innovations: a case study of the Potshini catchment – South Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 31, p. 976-987, 2006.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTÓRIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTÓRIA, D. C. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da Bacia do Rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 197-205, 2005.

NASA. **Mirador**: Nasa Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center. Disponível em: <<http://mirador.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 27 dez. 2013.

PINTO, L. D. V. O. **Fluxos de energia sobre uma floresta tropical na Amazônia**. 2003. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROCHA, H. R.; NOBRE, C. A.; BONATTI, J. P.; WRIGHT, I. R.; SELLERS, P. J. A Vegetation-Atmosphere Interaction Study for Amazonian Deforestation Using Field Data and a Single Column Model. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 122, p. 567-598, 1996.

SHUTTLEWORTH, W. J. Evaporation from Amazonian Rain Forest. **Proceedings of the Royal Society - Biological Sciences**, v. 233, p. 321-346, 1988.

SILVA, B. B.; BEZERRA, M. V. C. Determinação dos fluxos de calor sensível e latente na superfície utilizando imagens TM - Landsat 5. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 14, n. 2, p. 174-186, 2006.

SU, F.; HONG, Y.; LETTENMAIER, D. P. Evaluation of TRMM Multisatellite Precipitation Analysis (TMPA) and Its Utility in Hydrologic Prediction in the La Plata Basin. **Journal of Hydrometeorology**, Boston, v. 9, n. 4, p. 622-640, 2008.

TASUMI, M.; ALLEN, R. G.; TREZZA, R. At-surface reflectance and albedo from satellite for operational calculation of land surface energy balance. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 13, n. 2, p. 51-63, 2008.

VENDRAME, I.; ALBUQUERQUE, V. F.; FISCH, G. Influência da condutância estomática no cálculo da evapotranspiração em Rondônia. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 2, p. 59-70, 2000.

VICTORIA, D. C.; PAZ, A. R.; ANDRADE, R. G. Simulação hidrológica de grandes bacias. Aplicação do MGB-IPH na Bacia do Rio Ji-Paraná (RO). In: SEMINÁRIO DA REDE AGROHIDRO, 2., 2014. **Anais...** Campinas, SP: 2014a. Disponível em: <<https://www.agropediabrasilis.cnptia.embrapa.br/web/agrohidro/ii-seminario-da-rede-agrohidro>>. Acesso em: 27 dez. 2013.

VICTORIA, D. C.; PAZ, A. R.; ANDRADE, R. G. Precipitação por sensor remoto orbital na simulação hidrológica de grandes bacias. In: SEMINÁRIO DA REDE AGROHIDRO, 2., 2014. **Anais...** Campinas, SP: 2014b. Disponível em: <<https://www.agropediabrasilis.cnptia.embrapa.br/web/agrohidro/ii-seminario-da-rede-agrohidro>>. Acesso em: 27 dez. 2013.



Análise espacial aplicada à valoração de serviços ecossistêmicos da agricultura: exemplo do café em Machadinho d'Oeste, RO^{1, 2}

João Alfredo de Carvalho Mangabeira, Sérgio Gomes Tôsto, Ademar Ribeiro Romeiro e Célia Regina Grego

O Município de Machadinho d'Oeste surgiu a partir de um assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra-PA) em Machadinho em 15/2/1982, como parte do Programa Polonoeste, e contou com um total de 2.934 famílias assentadas. Com um traçado diferenciado em relação aos demais projetos implantados na Amazônia, o Projeto Machadinho foi planejado de modo que todos os produtores tivessem acesso a água e que as reservas florestais em cada lote permanecessem em blocos fora das propriedades.

Em 1984, como forma de compreender os antecedentes desse projeto, pesquisadores da Embrapa visitaram o já criado Projeto Machadinho, que apresentava uma infraestrutura mínima para a colonização agrícola, tal como estradas, núcleos urbanos de apoio, projeto fundiário implantado e lotes demarcados. O primeiro levantamento de caracterização das propriedades foi realizado em 1986 e repetido também em 1989, 1993, 1996, 1999, 2002, 2005 e em 2008 (MANGABEIRA et al. 2005; MANGABEIRA, 2010).

A cada levantamento, foram aplicados questionários com aproximadamente 250 variáveis socioeconômicas e ambientais. O uso das terras foi monitorado por imagens de satélite com diferentes resoluções espaciais e diferentes escalas de trabalho, e os dados foram armazenados em um banco de dados georreferenciados.

As fichas de levantamento foram desenvolvidas pelos técnicos da Embrapa Monitoramento por Satélite, da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural (Emater) de Machadinho d'Oeste e por técnicos agrícolas autônomos. A última campanha de levantamento ocorreu em outubro de 2008.

Os resultados da pesquisa realizada até então em Machadinho d'Oeste indicam que vários sistemas de produção são beneficiados pelos serviços ecossistêmicos prestados pelas matas, tais como regulação biológica, retenção de solo, redução da erosão, polinização, oferta de água, entre outros.

¹ Baseado em: MANGABEIRA, J. A. de C.; ROMEIRO, A. R.; TOSTO, S. G.; GREGO, C. R. **Valorização de serviços ambientais das matas para a agricultura: exemplos do café em Machadinho d'Oeste, RO.** Portal Ecodebate, dez. 2010. Disponível em: <<http://www.ecodebate.com.br/2010/12/22/valorizacao-de-servicos-ambientais-das-matas-para-a-agricultura-exemplo-do-cafe-em-machadinho-d%c2%b4oeste-ro/>>. Acesso em: 25 fev. 2015.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Duas hipóteses científicas foram testadas neste trabalho: 1. As propriedades agrícolas, independentemente de estarem perto das reservas florestais em blocos, capitalizaram-se pelos padrões tradicionais de acumulação dos sistemas agrários. 2. Há dependência espacial nos padrões de acumulação de capital das propriedades perto das matas, por terem maior oferta ou disponibilidade de serviços ecossistêmicos.

A geoestatística é a maneira mais correta e contém as ferramentas ideais para analisar dados com dependência espacial, ou seja, cujos vizinhos próximos são mais semelhantes entre si que aqueles separados por distâncias maiores. A condição absoluta para o uso de geoestatística é a disponibilidade das coordenadas geográficas da posição de onde as amostras foram retiradas. Sem o conhecimento das coordenadas dos pontos onde foram efetuadas as medidas, sejam elas obtidas por GPS, por métodos topográficos, como distâncias a partir de uma origem arbitrária, ou qualquer outro método, não é possível fazer uso da geoestatística.

O uso da geoestatística, na maioria das vezes, fica restrito aos pesquisadores da área de solos, mas, com o intuito de correlacionar outros dados e analisar a distribuição espacial de variáveis numéricas, Mangabeira et al. (2005) pesquisaram a relação entre produtividade agrícola e tipologia de solos para o Projeto de Machadinho d'Oeste (RO) utilizando dados de 1999 da produtividade agrícola dos três principais sistemas de cultivo (café, milho e arroz). Outros trabalhos foram desenvolvidos nessa linha metodológica, como o de Grego et al. (2007). O trabalho de Gomes et al. (2009) também fez uso da geoestatística, e propôs o uso de modelos de análise de envoltória de dados (DEA) para avaliar a distribuição espacial da eficiência de agricultores familiares na forma do uso da terra.

O objetivo principal deste trabalho foi o de estabelecer uma relação entre as dinâmicas espaçotemporal, numéricas e cartográficas e o nível de capitalização dos sistemas de produção de base familiar em um modelo de assentamento agrícola diferenciado em Machadinho d'Oeste-RO. A partir dessa relação, procurou-se detectar a existência de serviços ecossistêmicos prestados pela floresta tropical para a agricultura e para os agricultores dessa região.

Material e métodos

Localização e caracterização da área de estudo

O Município de Machadinho d'Oeste localiza-se entre os municípios de Ariquemes e Jaru, distanciados aproximadamente 400 km da capital do Estado de Rondônia, Porto Velho, entre as coordenadas geográficas 61°47' e 63°00' de longitude WGr e 9°19' e 10°00' de latitude S (Figura 1).



Figura 1. Localização geográfica da área.

Machadinho foi um projeto de assentamento com um traçado arquitetônico e institucional diferenciado quando comparado a iniciativas anteriores na Amazônia. Os lotes foram definidos de acordo com aspectos topográficos ligados aos divisores de água. A rede viária foi construída ao longo das curvas de nível, facilitando sua manutenção e permitindo o acesso de todos os agricultores a água ao incluir um riacho no fundo de cada propriedade. O traçado baseado na topografia foi combinado com um traçado institucional alternativo baseado nas reservas florestais. O assentamento inclui 16 reservas comuns (compartilhadas) de tamanhos diferentes, as quais perfazem 33% do total da área assentada, com direito de uso por parte dos seringueiros. As reservas foram criadas para atingir objetivos ecológicos, econômicos e sociais. Do ponto de vista ecológico, áreas florestais maiores poderiam ser preservadas sob níveis mais baixos de fragmentação. Do ponto de vista econômico, os agricultores poderiam usar toda a extensão de suas propriedades sem restrições legais, já que a preservação dentro das reservas comunitárias estava assegurada. Do ponto de vista social, os seringueiros, que habitavam 90 colocações distribuídas pelo assentamento, teriam seu meio de vida assegurado (BATISTELLA, 2001).

Amostragem

A partir de uma amostra casual simples, foi selecionada, em 1986, uma amostra de cerca de 20% dos 2.934 lotes rurais existentes nas quatro glebas implantadas do antigo projeto de colonização do Incra (Gleba 1, Gleba 2, Gleba 3 e Gleba 6). Esses mesmos lotes foram avaliados nos anos de 1986, 1989, 1993, 1996, 1999,

2002, 2005 e 2008. Os produtores foram entrevistados quanto à estrutura dos sistemas de cultivo e criação em suas propriedades e, em 2008, as entrevistas foram auxiliadas por um levantamento do uso das terras para cada lote pesquisado por intermédio de imagem dos satélites ALOS e SPOT. Cada entrevistador levou consigo um recorte da imagem de satélite e, em conjunto com o produtor, elaborou o mapa de uso, facilitando o levantamento dos dados posteriores e garantindo coniança e precisão aos dados (Figura 2 a e b).

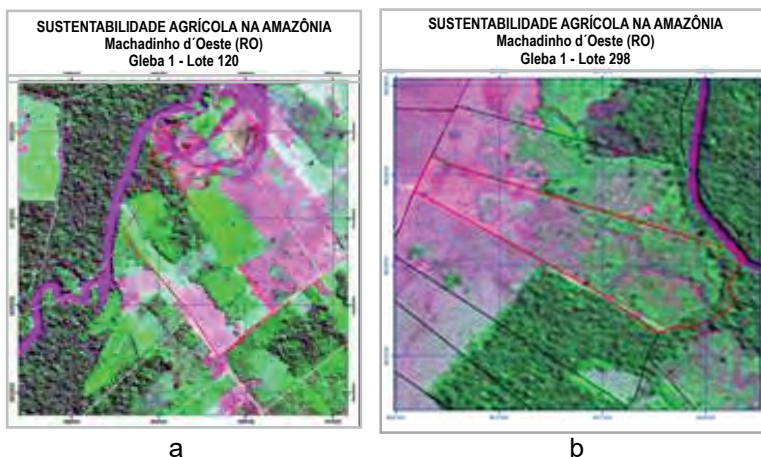


Figura 2. Imagem de satélite: a) ALOS, de um lote delimitado em vermelho; b) SPOT 5, do lote em vermelho.

Entre lotes não ocupados ou atribuídos, foi consolidada uma base inicial de 463 agricultores. Dos 463 lotes estudados, somente 351, em 2008, foram considerados válidos para pesquisa, pois foram encontrados 62 lotes abandonados e 50 lotes que foram anexados e caracterizaram-se como fazendas dentro do projeto. Isso demonstra uma taxa de ocupação de aproximadamente 76% de lotes ocupados e em produção em Machadinho d'Oeste, RO.

O desenho diferenciado e as reservas em blocos

A Amazônia apresenta atualmente variedade de arquiteturas de assentamentos e complexos fundiários. Esse mosaico de situações espaciais inclui os famosos assentamentos “espinha de peixe”, áreas de colonização espontânea ou desordenada, grandes projetos agropecuários, assentamentos com desenho baseado na topografia, sistemas radiais, entre outros. Diferentemente, Machadinho d'Oeste foi contemplado com uma nova iniciativa, que incorporou uma rede viária hierarquizada que levou em conta a topografia e a rede hidrográfica, e que contemplou os atores locais com um modelo institucional diferenciado, combinando lotes privados com reservas florestais comuns (Figura 3). A rede viária, respeitando características de relevo e hidrografia, permite o acesso aos lotes mais remotos (BATISTELLA, 2001).

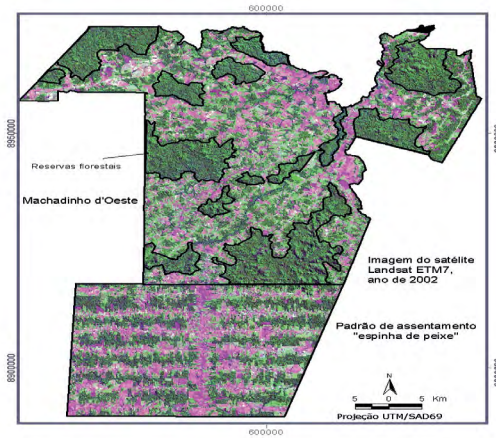


Figura 3. Arquitetura de dois tipos de projetos de assentamento em Rondônia: Machadinho d'Oeste, com desenho baseado na topografia, e Vale do Anari, com desenho ortogonal, também conhecido como "espinha de peixe".
 Fonte: Batistella (2001).

As reservas florestais têm permanecido relativamente preservadas (Figura 4a e b), criando a possibilidade de geração de serviços ecossistêmicos.

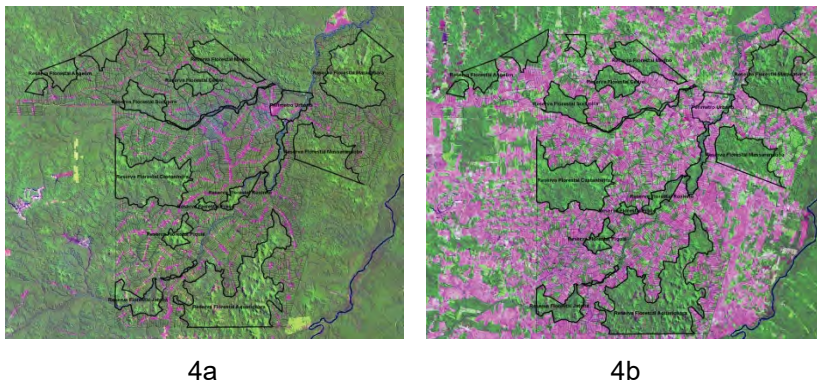


Figura 4. Projeto de Assentamento Machadinho d'Oeste, RO – reservas em blocos: a) imagem do satélite Landsat (8/10/1986); b) imagem do satélite Landsat (9/8/2009).

Serviços e valoração ecossistêmica como referenciais teóricos

Para avaliar os serviços e a valoração ecossistêmica da agricultura em Machadinho d'Oeste, foi investigado se a cultura do café recebia os benefícios desses serviços ecossistêmicos. Vários autores comprovaram que as matas próximas ao plantio de café, planta que se beneficia do sombreamento, podem oferecer uma série de serviços ecossistêmicos (CARAMORI et al., 1996; DA MATTA, 2004; GUHARAY et al., 2001; MIGUEL et al., 1995; ROMERO-ALVARADO et al., 2002).

A cultura do café plantado a pleno sol sofre, principalmente em Rondônia, com a alta temperatura e o estresse hídrico (PRIMAVESI et al., 2007). A presença de árvores com raízes que lhes garantam acesso a camadas do solo não exploradas por plantas herbáceas e por plantas arbustivas e que melhorem a percolação da água das chuvas pode contribuir para a manutenção da umidade do ar, reduzindo a demanda hídrica de outros estratos vegetais, desde que elas tenham acesso à água.

A existência dos serviços ecossistêmicos prestados pelas matas e seus benefícios para a cultura do café foi testada neste trabalho, pois o café é beneficiado pela polinização das abelhas, pelo microclima e pela diminuição do abortamento das flores. Em Machadinho d'Oeste, tem aumentado a frequência do fenômeno “veranico” e o conseqüente aumento de temperatura tem provocado, em determinados anos, quase 100% de perda na produção do café. Ademais, o microclima gerado pela mata cria um ambiente de trabalho bem mais agradável e, conseqüentemente, um aumento no bem-estar dos trabalhadores.

Diferenciação dos produtores rurais assentados pelo seu nível de capitalização

A tipificação do perfil médio dos produtores rurais de Machadinho d'Oeste, RO, quanto à sua acumulação de capital no ano de 2008 foi elaborada a partir de uma amostra de 213 produtores, o que representa aproximadamente 61% da amostra inicial.

Quanto ao tratamento da estatística multivariada por análise de correspondência múltipla (ACM), foi utilizado o pacote estatístico SAS. Foi aplicada a análise de *cluster* pelo método Ward (ACW) sobre o conjunto de 130 modalidades para 213 propriedades rurais de Machadinho d'Oeste, RO, com a finalidade de agrupá-las em classes mais homogêneas. Com a análise de *cluster*, foram diferenciados os tipos de propriedades quanto à acumulação de capital.

Análise espacial dos dados

A dependência espacial foi identificada por intermédio do ajuste do semivariograma ao modelo matemático, e o método de interpolação foi a krigagem ordinária, que usa parâmetros de dependência espacial entre amostras vizinhas para estimar valores em qualquer posição dentro do campo, sem tendência e com variância mínima (VIEIRA, 2000).

Foram construídos semivariogramas, partindo das pressuposições de estacionariedade da hipótese intrínseca e do cálculo da semivariância estimada pela equação 1:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^N [Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

em que $N(h)$ é o número de pares dos valores medidos $Z(x_i)$, $Z(x_i+h)$, separados por um vetor h . É esperado, segundo Vieira (2000), que medições localizadas próximas sejam mais parecidas entre si que aquelas separadas por grandes distâncias, isto é, que aumente $\gamma(h)$ com a distância h até um valor máximo, no qual se estabiliza em um patamar correspondente à distância limite de dependência espacial, que é o alcance. Medições localizadas a distâncias maiores que o alcance terão distribuição aleatória, razão por que serão independentes entre si.

Uma vez que o semivariograma representa a variabilidade espacial dos dados, a análise geoestatística permitiu a análise dos dados comparando-se os parâmetros de ajuste dos semivariogramas para cada uma das variáveis estudadas.

Observada a existência de dependência espacial definida pelo semivariograma, os valores vizinhos semelhantes possibilitam estimar valores para qualquer local onde a variável não tenha sido medida usando a krigagem, segundo Vieira et al. (2000), que estimam valores com as condições de estimativa sem tendenciosidade e com desvios mínimos em relação aos valores conhecidos, ou seja, com variância mínima. O programa desenvolvido por Vieira et al. (2002) interpola, por krigagem, valores no espaço amostrado para qualquer posição. Com os valores estimados por krigagem foram construídos mapas de isolinhas em função da coordenada geográfica, o que permitiu detectar e identificar padrões de níveis de capitalização de acordo com a dinâmica espacial encontrada. A espacialização foi elaborada no programa ArcView da ESRI.

A análise espacial dos dados para detectar se os produtores mais capitalizados estão perto das reservas florestais, e, portanto, se usufruem dos serviços ecossistêmicos das matas, já que a grande maioria dos produtores não usa insumos químicos (adubos e agrotóxicos) e ocupa solos de baixa fertilidade, também foi realizada. Para tanto, foi calculada a distância euclidiana considerando os centroides das propriedades em relação às reservas em bloco. Os processamentos foram realizados no programa ArcView da ESRI.

Resultados e Discussão

Análise dos lotes quanto ao tipo de capitalização

Com a análise de cluster sobre o conjunto de 130 modalidades para 213 propriedades rurais, foram diferenciados 5 tipos de propriedades quanto à acumulação de capital, de acordo com as modalidades descritas anteriormente: “capitalizados”, agropecuaristas com maior tendência para a cultura do café (tipo 1); “razoavelmente capitalizados”, agropecuaristas com maior tendência para pecuária (tipo 2); “medianamente capitalizados”, pequenos produtores de café (tipo 3); “pouco capitalizados”, pequenos pecuaristas pluriativos (tipo 4); e “descapitalizados”, pequenos agricultores dependentes de rendas extra-agrícolas (tipo 5).

O processo de capitalização foi analisado primeiramente por intermédio da análise de frequência de ocorrência de algumas variáveis explicativas da evolução de sistemas agrários que expliquem a diferenciação da tipologia dos produtores quanto ao seu nível de capitalização. As variáveis explicativas decorrentes da análise de frequência são discriminadas na Tabela 1 com o intuito de facilitar a detecção de variação nos indicadores padrão da dinâmica de evolução de sistemas agrários.

Tabela 1. Descrição dos grupos ou tipos segundo as modalidades gerais que os determinam, por tipo de grupo.

| Variáveis | Modalidades | Tipo 1 | Tipo 2 | Tipo 3 | Tipo 4 | Tipo 5 |
|--|-------------|-----------------|--------|-----------------|--------|---------------|
| | | *n=40 | *n=28 | *n=64 | *n=33 | *n=48 |
| Fertilidade dos solos | Boa | 20,0% | 7,1% | 14,1% | 9,1% | 8,3% |
| | Regular | 12,5% | 3,6% | 14,1% | 6,1% | 12,5% |
| | Restrita | 67,5% | 89,3% | 79,1% | 84,8% | 79,2% |
| Recebe assistência técnica | Sim | 85,0% | 89,3% | 79,7% | 81,8% | 75,0% |
| | Não | 15,0% | 10,7% | 20,3% | 18,2% | 25,0% |
| Com grau de instrução de pelo menos o primeiro grau completo | Sem | 12,5% | 14,3% | 29,7% | 33,0% | 29,2% |
| | Com | 87,5% | 85,7% | 70,3% | 67,0% | 70,8% |
| Contraiu doenças nos últimos 12 meses | Sim | 2,5% | 28,6% | 15,6% | 18,2% | 10,4% |
| | Não | 97,5% | 71,4% | 84,4% | 81,8% | 89,6% |
| Número de ativo agrícola na família | Menos que 2 | 2,5% | 7,1% | 17,2% | 27,3% | 29,2% |
| | Entre 2 e 4 | 77,5% | 78,6% | 70,3% | 66,7% | 56,2% |
| | Maior que 4 | 20,0% | 14,3% | 12,5% | 6,1% | 14,6% |
| Percentual de tempo dedicado a propriedade | 25% | 7,5% | 14,3% | 14,1% | 24,2% | 29,2% |
| | 50% | 2,5% | 3,6% | 9,4% | 0,0% | 25,0% |
| | 75% | 12,5% | 0,0% | 15,6% | 6,1% | 6,2% |
| | 100% | 77,5% | 82,1% | 60,9% | 69,7% | 39,6% |
| Teve crédito agrícola nos últimos 12 meses | Sim | 52,5% | 50,0% | 56,0% | 27,3% | 27,1% |
| | Não | 47,5% | 50,0% | 44,0% | 72,7% | 72,9% |
| Proporção de participação da modalidade dentro do grupo | | | | | | |
| Menor de 25% | | Entre 25% e 50% | | Entre 50% e 75% | | Maior que 75% |

n = quantidade de lotes ou propriedades em cada tipo ou nível de capitalização.

De acordo com a Tabela 1, não existe evidência de que as variáveis selecionadas possam explicar a diferenciação dos níveis de capitalização, uma vez que as ocorrências entre os grupos são praticamente idênticas. Os produtores, na sua maioria, estão em solos restritos, praticamente todos recebem assistência técnica, têm grau de instrução semelhante e não contraíram doenças ultimamente. O crédito aparentemente não fez muita diferença para os grupos capitalizados. Neste caso, essas variáveis, que, na maioria das vezes, explicam uma dinâmica ou trajetória de acumulação de capital nos padrões tradicionais, não explicam a evolução ou tipos diferentes de propriedades rurais quanto ao seu nível de capitalização em Machadinho d'Oeste.

Análise espacial dos lotes tipificados e sua proximidade ao centro urbano

A análise espacial foi utilizada para verificar a existência da relação espacial entre os produtores mais capitalizados e a proximidade dos seus lotes ao centro urbano, na tentativa de verificar se os produtores mais capitalizados localizam-se perto da cidade de Machadinho d'Oeste, ou seja, se o melhor nível de capitalização deve-se à proximidade do mercado e à conseqüente facilidade de acesso aos consumidores e compradores de produtos agrícolas, principalmente o café. Para tanto, foi utilizada a análise de variabilidade espacial por meio da análise geoestatística ou autocorrelação entre os lotes georreferenciados. Foi construído e ajustado o semivariograma a partir dos dados obtidos dos 213 lotes georreferenciados, e, ao ser detectada dependência espacial, foram interpolados dados por “krigagem” e foi construído o mapa de isolinhas. Ao utilizar a análise geoestatística, partiu-se do princípio de que os grupos de produtores estudados apresentam padrões de distribuição espacial relacionados ao seu nível de capitalização e à proximidade com o Município de Machadinho d'Oeste.

O semivariograma é mostrado na Figura 5. O ajuste do semivariograma pelo modelo exponencial mostra a existência de dependência espacial entre os grupos, ou seja, um crescimento da semivariância em função da distância. Segundo Druck et al. (2004), o primeiro valor de semivariância calculado é denominado “efeito pepita” (C_0) e representa a variabilidade em distâncias menores que aquelas amostradas. No caso do semivariograma, o valor é 1,5. A dependência espacial existe quando há aumento da semivariância até determinada distância, denominada “alcance” (a), que é a distância dentro da qual as amostras estão correlacionadas espacialmente. Neste caso, o valor de alcance foi de 5.000 m. Após o alcance ocorre uma estabilização da semivariância em um valor denominado “patamar” ($C_0 + C_1$), e após esse valor não existe mais dependência espacial entre as amostras.

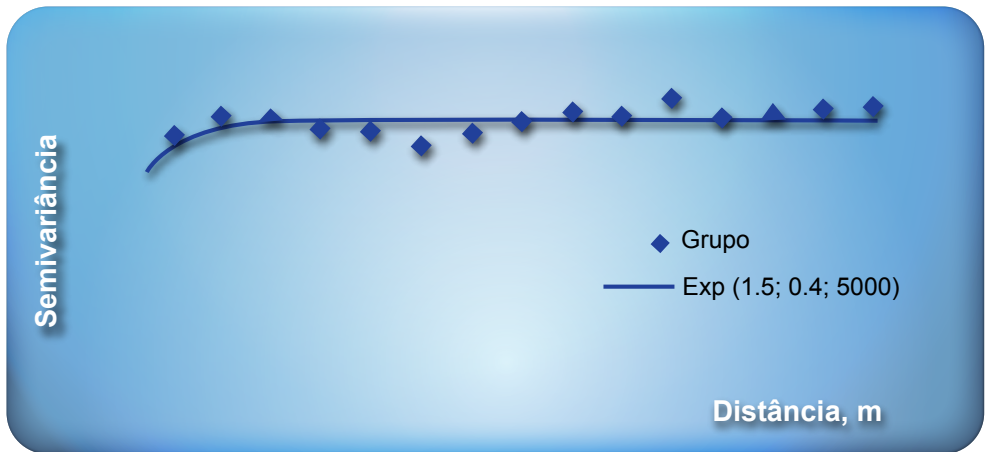


Figura 5. Semivariograma obtido pela representação gráfica da semivariância com a distância entre os níveis de capitalização dos agricultores em Machadinho d'Oeste, em 2008.

De acordo com o semivariograma ajustado, foi identificada a existência de dependência espacial: grupos capitalizados localizados num alcance de 5.000 m são mais parecidos quanto ao nível de capitalização que os mais distantes.

Após a verificação da existência de dependência espacial por meio do ajuste do semivariograma, os dados nos locais não amostrados foram interpolados pelo método da krigagem ordinária e espacializados, o que resultou no mapa de isolinhas (Figura 6) com a plotagem dos lotes e seus respectivos níveis de capitalização.

O resultado dessa análise espacial mostra que houve dependência espacial entre os tipos de produtores amostrados quanto ao nível de capitalização, e que esses produtores estão espalhados de modo espacialmente dependente por todo o município. Observa-se, na Figura 6, que há espalhamento das manchas dos produtores mais capitalizados, ou seja, elas diluem-se por toda a área, com sutil aglomeração na área central do município. Isso evidencia que não houve concentração dos mais capitalizados perto do centro da cidade de Machadinho d'Oeste, mas sim no entorno das reservas em blocos, o que refuta a hipótese de que a facilidade de acesso ao mercado seja um fator que contribui para a acumulação de capital.

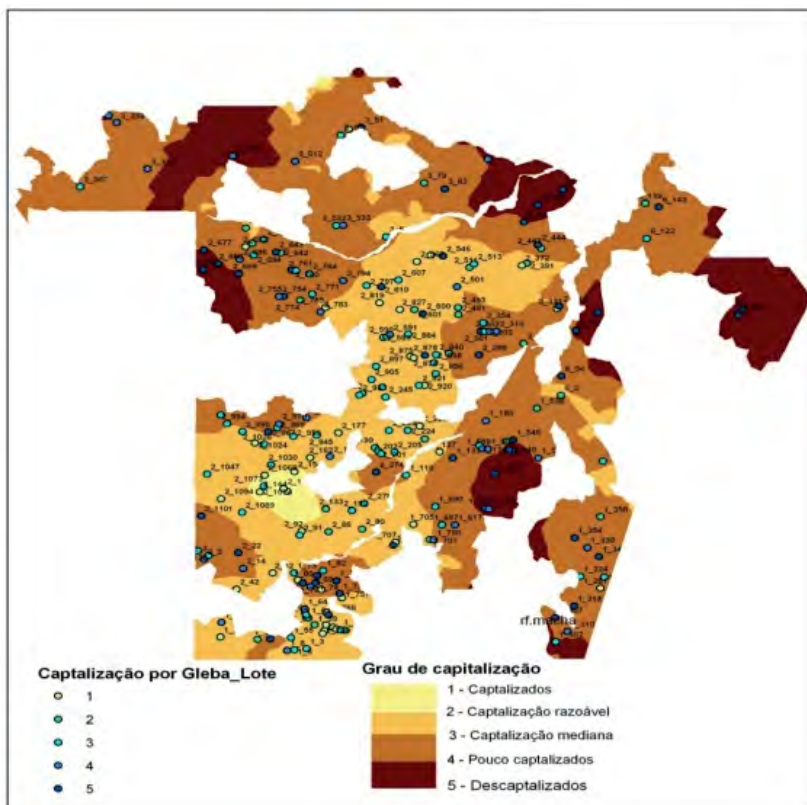


Figura 6. Mapa de isolinhas quanto ao nível de capitalização dos produtores rurais de Machado d'Oeste, em 2008.

Relação espacial das reservas florestais e dos lotes tipificados

Para verificar se os serviços ecossistêmicos prestados pelas reservas em bloco estariam contribuindo para o processo de capitalização dos produtores rurais, foram obtidos os resultados a seguir:

Produtividade da cultura do café

Para constatar se houve evidência de que a produtividade do café foi maior perto das reservas florestais em blocos em comparação ao café cultivado distante das reservas, foram analisados o número de lotes em volta das reservas, de lotes amostrados entre 1996 e 2008 ao lado das reservas, e a porcentagem dos lotes amostrados em relação ao número de lotes totais em volta das reservas. A Figura 7 mostra todas as reservas florestais em bloco em Machado d'Oeste e os lotes amostrados pela pesquisa desde 1986.

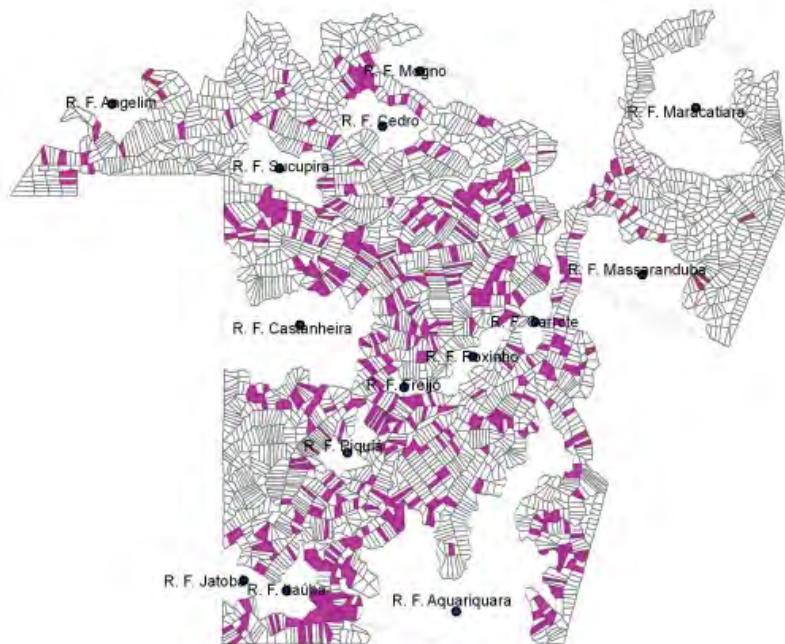


Figura 7. Reservas extrativistas de Machadinho d'Oeste com os lotes da amostra da pesquisa desde 1986.

Usando os dados do levantamento de campo entre 1996 e 2008, foi feita uma avaliação preliminar comparativa entre os lotes amostrados ao lado da mata e os lotes amostrados que não estão ao lado das matas e que, portanto, teoricamente, não estariam recebendo efeitos positivos dos serviços ecossistêmicos da presença das matas das reservas. Em seguida foi aplicado o teste T de Student para comparar as duas amostras independentes no nível de significância de 5% para a produtividade do café para os anos de 1996, 1999, 2002, 2005 e 2008 (Tabela 2).

Tabela 2. Análise preliminar de variáveis para os lotes próximos e distantes das reservas florestais em Machadinho d'Oeste, RO, entre 1996 e 2008.

| Variáveis consideradas | Lotes próximos das reservas | Obs. | Variância | Lotes distantes das reservas | Obs. | Variância | Comparação estatística |
|---|-----------------------------|------|------------|------------------------------|------|------------|------------------------|
| Produtividade média efetiva de café (kg ha^{-1}) em 1996 | 554,5 | 64 | 173.358,76 | 525,7 | 158 | 134.071,85 | NS |
| Produtividade média efetiva de café (kg ha^{-1}) em 1999 | 376,4 | 68 | 95.608,74 | 289,0 | 166 | 77.972,369 | S |
| Produtividade média efetiva de café (kg ha^{-1}) em 2002 | 834,8 | 68 | 940.129,67 | 553,4 | 152 | 136.092,83 | S |
| Produtividade média efetiva de café (kg ha^{-1}) em 2005 | 572,0 | 70 | 109.905,40 | 505,9 | 155 | 99.203,29 | NS |

NS, diferença entre médias não significativa no nível de probabilidade de 5%. S, diferença entre médias significativas no nível de 5%.

O resultado da Tabela 2 evidencia uma possível contribuição dos serviços ecossistêmicos para a produtividade do café, pois a produtividade do café foi maior mesmo no caso em que as diferenças não foram significativas. Para esse caso, a taxa média de produtividade do café é aproximadamente 20% maior nos cafezais perto da mata.

Avaliação junto aos técnicos e cafeicultores

Foram aplicados questionários para analisar a percepção, por meio de observação, de alguns produtores e técnicos sobre se os cafezais localizados próximos à mata sofriam menos com a alta temperatura no veranico. A fim de sistematizar essas observações empíricas, os resultados dos 194 questionários aplicados em 2008 para produtores de café e 17 técnicos agrícolas e agrônomos da região, independentemente de sua localização próxima ou distante das reservas florestais em bloco, estão sistematizados na Tabela 3.

Tabela 3. Percepção de alguns produtores e técnicos sobre se os cafezais localizados próximos à mata sofrem menos com a alta temperatura no veranico.

| | | Respostas dos produtores (%) | Respostas dos técnicos (%) |
|---|------------------------|------------------------------|----------------------------|
| Percepção sobre ocorrência de falta de água no período da floração do café | Todo ano | 42,0 | 29,0 |
| | As vezes | 55,2 | 71,0 |
| | Não souberam responder | 2,8 | 0,0 |
| Percentual de perda de produção de café quando ocorre esse fenômeno de falta de água no período de floração | Perdas de até 25% | 8,2 | 29,0 |
| | Perdas de 50% | 26,8 | 0,0 |
| | Perdas de 75% | 53,1 | 71,0 |
| Se a produção de café perto da mata oscila bianualmente ou é regulada pelo microclima | Não souberam | 11,9 | 0,0 |
| | Produção regular | 52,6 | 53,0 |
| | Existe bianuidade | 22,7 | 17,6 |
| | Não souberam responder | 24,7 | 29,4 |

Os resultados da Tabela 3 sistematizam informações que estavam dispersas, tanto por parte dos técnicos quanto dos produtores, e permitem concluir, ainda que de forma não definitiva, que o fenômeno do veranico afeta profundamente a cultura do café e que o café perto da mata é beneficiado pelo microclima criado pela borda ou pelo entorno da mata.

Distância das reservas florestais até os lotes tipificados

A análise espacial dos dados, para detectar se os produtores mais capitalizados estão perto das reservas florestais, e, portanto, usufruem dos serviços ecossistêmicos das matas, foi feita respondendo se o nível de capitalização é influenciado por esses serviços ecossistêmicos prestados pelas matas e se os produtores mais capitalizados estão perto das reservas em blocos.

O resultado da análise de distância euclidiana, considerando os centroides das reservas e dos lotes, foi o mapa da Figura 8.

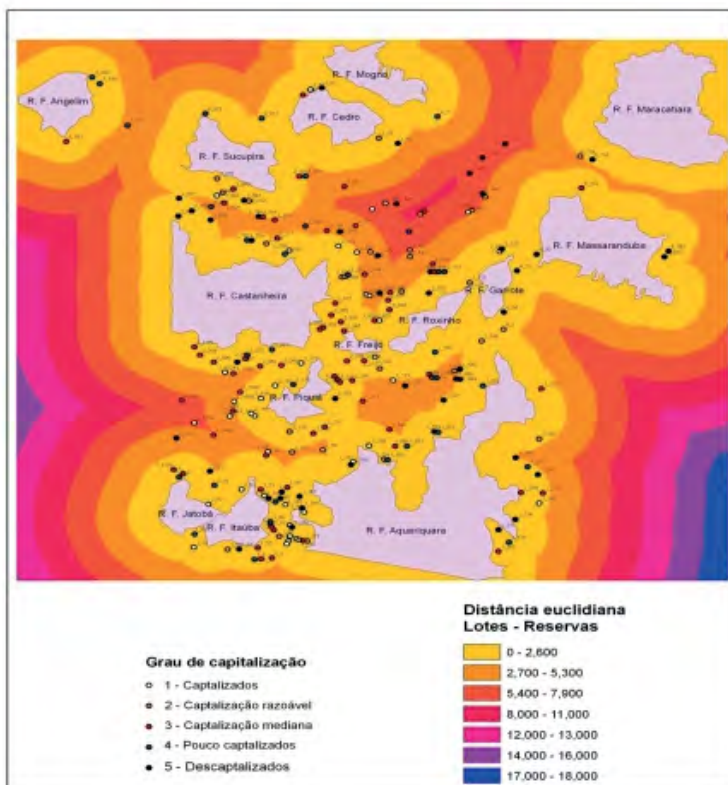


Figura 8. Distância entre os lotes dos produtores rurais, em metros, e as reservas florestais em blocos, em Machadinho d'Oeste, RO.

Os parâmetros resultantes da Figura 8 estão expressos na Tabela 4.

Tabela 4. Distância, em metros, dos níveis de capitalização em relação às reservas florestais em Machadinho d'Oeste, RO, no ano de 2008.

| Estadística descritiva | Capitalizados (Tipo 1) | Razoavelmente capitalizados (Tipo 2) | Medianamente capitalizados (Tipo 3) | Pouco capitalizados (Tipo 4) | Descapitalizados (Tipo 5) |
|------------------------|------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|------------------------------|---------------------------|
| Distância mínima (m) | 89,44 | 102,96 | 160,00 | 281,60 | 304,79 |
| Contagem dos lotes | 40 | 28 | 64 | 33 | 48 |

O resultado oriundo dessa análise espacial revela que decresce o nível de capitalização à medida que aumenta a distância em relação à mata, em metros, o que corrobora as análises anteriores da Tabela 2 e das informações obtidas pelos questionários aplicados aos produtores e aos técnicos na Tabela 3. Desse modo, pode-se dizer que os resultados apresentados chegam praticamente à mesma indicação. Há evidência de que os produtores rurais em Machadinho d'Oeste não se capitalizaram somente pelos padrões convencionais de dinâmica de evolução de sistemas agrários. Os resultados obtidos permitem afirmar que existe um componente de serviços ecossistêmicos que contribui para a trajetória de acumulação de capital nos sistemas de produção agrícola estudados. Portanto, esses resultados sinalizam um novo enfoque a ser pesquisado com mais detalhe sobre os serviços ecossistêmicos prestados para a agricultura.

Conclusões

A tipificação quanto ao nível de capitalização indicou como principal cultura geradora de renda em Machadinho d'Oeste o café (*Coffea canephora*, variedades 'Conilon' e 'Robusta'), pois, apesar de o nível de produtividade do café ser baixo, o custo de produção também é baixo.

O uso de imagens de satélite de alta resolução na aferição das informações subjetivas oriundas do campo, ou seja, a consolidação de uma metodologia de precisão no levantamento da informação, foi importante e operacional para a obtenção dos resultados.

A análise de correspondência múltipla e a análise espacial de dados socioeconômicos com o uso da geoestatística contribuíram para a diferenciação dos sistemas de produção e foram adequadas na área da pesquisa socioeconômica. A junção dos instrumentais da estatística multivariada e da geoestatística enriqueceu as análises socioeconômicas e a avaliação de serviços ecossistêmicos e permitiu correlacionar o desenho espacial do Projeto Machadinho com a possível prestação de serviços ecossistêmicos na melhoria produtiva dos sistemas de produção agrícola.

Os produtores mais capitalizados dependem da renda do café, e esses cafezais estão próximos das matas e usufruem de serviços ecossistêmicos. De forma inovadora, este trabalho traz uma abordagem que permite analisar a trajetória de acumulação de capital dos agricultores sob um enfoque abrangente, integrando análise multivariada e análise espacial.

Referências

BATISTELLA, M. **Landscape Change and Land-Use/Land-Cover Dynamics in Rondônia, Brazilian, Amazon**. 2001. 367 f. (Doctor of Philosophy) – Indiana University, Center for Study of Institutions, Population and Environmental Change. (Dissertation Series, 7).

CARAMORI, P.H.; ANDROCIOLIFILHO, A.; DIBAGIO, A. Coffeeshadewith Mimosascabrella Benth. for frost protection in Southern Brazil. **Agroforestry Systems**, Holland, v. 33, p. 205-214, 1996.

DA MATTA, F. M. Ecophysiological constraints on the production of shaded and unshaded coffee: a review. **Field and Crops Research**, Amsterdam, v. 86, n. 2/3, p. 99-114, 2004.

DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. V. M. **Análise Espacial de Dados Geográficos**. Brasília, DF: Embrapa, 2004. 209 p.

GOMES, E. G.; GREGO, C. R.; de MELLO, J. C. C. B. S.; VALLADARES, G. S.; MANGABEIRA, J. A. C.; MIRANDA, E. E de. Dependência espacial da eficiência do uso da terra em assentamento rural na Amazônia. **Produção**, v. 19, n. 2, p. 417-432, 2009.

GREGO, C. R.; MIRANDA, E. E. de.; VALLADARES, G. S.; CUSTÓDIO, D. de O.; FRANZIN, J. P.; SILVA, C. F. da. **Análise exploratória e dinâmica espaço temporal dos sistemas de produção em Machadinho d'Oeste (RO), entre 1986 e 2005**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2007. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 64).

GUHARAY, F.; MONTERROSO, D.; STAVAR, C. El diseño y manejo de la sombra para la supresión de plagas en cafetales de América Central. **Agroforesteria en las Américas**, Turrialba, v. 8, n. 29, p. 22-27, 2001.

MANGABEIRA, J. A. de C.; MIRANDA, E. E. de; GOMES, E. G. **Perfil Agrossocioeconômico dos Produtores Rurais de Machadinho d'Oeste (RO), em 2002**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. 114 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 38).

MANGABEIRA, J. A. de C. **Serviços ecossistêmicos e trajetória de capitalização agrícola: o caso de Machadinho d'Oeste – RO**. 2010. 162 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Economia, Unicamp, Campinas.

MIGUEL, A. E.; MATIELLO, J. B.; CAMARGO, A. P.; ALMEIDA, S. R.; GUIMARÃES, S. R. Efeitos da arborização do cafezal com *Grevillea robusta* nas temperaturas do ar e umidade do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS CAFEIRAS, 21., 1995, Caxambu, MG. **Anais...** Rio de Janeiro: MARA/PROCAFE, 1995. p. 55-60. Parte 2.

PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M. S. (Ed.). **Aquecimento global e mudanças climáticas: uma visão integrada tropical**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007. 213 p.

ROMERO-ALVARADO, Y.; SOTO PINTO, L.; GARCIA BARRIOS, L.; BARRERA-GAYTÁN, J. F. Coffee yields and soil nutrients under the shades of *Inga* sp. Vs. multiple species in Chiapas, México. **Agroforestry Systems**, Holland, v. 54, n. 3, p. 215-224, 2002.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, G. R. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 1-54, v. 1.

VIEIRA, S. R.; MILLETE, J.; TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D. Handbook for geostatistical analysis of variability in soil and climate data. In: ALVAREZ, V. V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R.; BARROS, N. F.; MELLO, J. W. V.; COSTA, L. M. (Ed.). **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. p. 1-45, v. 2.

Foto: Cristina Rodrigues (2014).



Valoração e cobrança pelo uso da água: uma abordagem econômico-ecológica^{1, 2}

Junior Ruiz Garcia e Ademar Ribeiro Romeiro

A disponibilidade de recursos hídricos, em quantidade e qualidade, tornou-se objeto constante de preocupação em todo o mundo. Segundo estimativas da Organisation for Economic Co-Operation and Development³ (OECD, 2008), cerca de 2,7 bilhões de pessoas viviam em áreas com severo estresse hídrico em 2005. O estudo estimou que em 2030 serão 4 bilhões de pessoas que estarão vivendo em áreas com severo estresse hídrico. Mesmo no Brasil, onde existe abundância relativa⁴ e absoluta de recursos hídricos⁵, essa preocupação ganhou espaço na agenda política e nas decisões privadas a partir do fim do século 20.

Desde então, ganha ênfase a adoção de modelos de gestão dos recursos hídricos, porque esse modelo seria capaz de promover o uso racional, a preservação e a melhoria da qualidade da água. Nessa perspectiva, França, Estados Unidos, Alemanha, Suíça, entre outros países, adotaram o modelo conhecido como Gestão Integrada dos Recursos Hídricos – GIRH – (PINHATTI, 1998). No modelo, a bacia hidrográfica é a unidade territorial de gestão, considera-se o ciclo hidrológico, reconhece-se a interdependência ecossistêmica, bem como o fato de que a água é um “bem” dotado de valor econômico, portanto passível de “precificação”.

Contudo, a “precificação” da água não é uma tarefa trivial. Em primeiro lugar, porque pode não haver informações suficientes que permitam uma valoração adequada; em segundo lugar, porque é possível que ocorram situações em que o preço adequado não possa ser cobrado integralmente dos usuários. A solução deste segundo obstáculo passa pela definição de políticas de subsídios. Em relação ao primeiro obstáculo, é preciso inicialmente definir o que seria uma precificação adequada, para depois enfrentar suas dificuldades metodológicas.

Por precificação adequada deve-se entender aquela que permita a manutenção das condições de “produção”, em termos de quantidade e de qualidade, do recurso hídrico. Ou seja, que permita o financiamento dos investimentos necessários para a recuperação do recurso, se for o caso, e para sua manutenção em condições

¹ Originalmente publicado em: GARCIA, J. R.; ROMEIRO, A. R. Valoração e cobrança pelo uso da água: uma abordagem econômico-ecológica. *Revista Paranaense de Desenvolvimento*, Curitiba, v. 34, n. 125, 2013.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

³ Em português, OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico.

⁴ A disponibilidade relativa está associada à densidade demográfica de determinada região e ao seu volume absoluto disponível de água.

⁵ Estima-se que o Brasil detenha 12% de todas as reservas de água-doce do planeta. Considerando-se também as águas provenientes de outros países, essa parcela alcança 18% (BRANCO, 2003).

apropriadas no longo prazo. Uma avaliação ecossistêmica bem feita é condição necessária para tanto, de modo a definir com clareza os vetores de degradação do recurso e a própria natureza da sua degradação, levando-se em conta a complexidade ecossistêmica envolvida.

O objetivo deste trabalho é, primeiramente, mostrar a importância da valoração dos recursos naturais como subsídio para a implantação da cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas; em segundo lugar, busca-se apresentar um estudo de caso dos procedimentos adotados para identificar e valorar (precificar) os serviços ecossistêmicos⁶ prestados por uma dada bacia hidrográfica, além da sua produção de água em quantidade e qualidade para a população urbana.

O trabalho está organizado em três seções, além desta introdução e das considerações finais. A primeira apresenta algumas considerações sobre a gestão de bacias hidrográficas no Brasil. Na seção seguinte, são apresentadas questões teóricas e metodológicas sobre a valoração econômico-ecológica dos recursos naturais e sua importância para a gestão de bacias hidrográficas. Na última parte do texto, é empreendido um exercício de valoração, a qual toma como base a área do Comitê das Bacias Hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coalhar), localizado na Região Metropolitana de Curitiba (RMC).

Contextualização: a gestão de bacias hidrográficas e a cobrança pelo direito de uso da água no Brasil

No Brasil, o Código das Águas de 1934 estabeleceu que os corpos d'água seriam "bens" públicos e que poderiam ser de domínio da União, dos estados e dos municípios. O código assegurava o uso gratuito da água (BRASIL, 1934). No entanto, diante das inúmeras questões não tratadas nele, como falta de regulamentação e de orientação, surgimento de novos interesses quanto ao uso da água no País, mudanças no uso e na ocupação das terras e das experiências internacionais em gestão hídrica, o governo brasileiro instituiu, em 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH (BRASIL, 1997).

A PNRH adota os seguintes princípios, art. 1º: i) domínio público da água; ii) recurso limitado e dotado de valor econômico; iii) em situações de escassez deve-se priorizar o uso humano e para dessedentação animal; iv) a gestão hídrica tem por objetivo o uso múltiplo da água; v) a bacia hidrográfica é a unidade territorial de gestão; vi) a gestão hídrica deve ser descentralizada, e, sobretudo, contar com a participação do poder público (três esferas), dos usuários e das comunidades (BRASIL, 1997).

⁶ Serviços ambientais são serviços de proteção e/ou recuperação de ecossistemas providos pelos agentes econômicos. Serviços ecossistêmicos são serviços providos pela natureza, isto é, pelos ecossistemas.

A PNRH também tornou explícito que a gestão hídrica deve seguir os princípios da sustentabilidade apresentados o Relatório Brundtland, como consta de seu artigo 2º: i) assegurar à geração presente e às futuras a necessária disponibilidade hídrica; ii) promover o uso racional e integrado; iii) promover a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos (BRASIL, 1997). Nesse sentido, a PNRH reconhece a importância dos serviços prestados pelo meio ambiente ao bem-estar humano.

Os principais instrumentos da PNRH são: art. 5º – planos de recursos hídricos; enquadramento dos corpos d'água em classes de uso; outorga dos direitos de uso; cobrança pelo direito de uso da água; sistema de informações; conselhos de recursos hídricos, agências e comitês de bacias hidrográficas (BRASIL, 1997).

Os planos de recursos hídricos são instrumentos de longo prazo, elaborados por bacia hidrográfica, cujo objetivo é fundamentar e orientar a PNRH. Esses planos deverão conter, no mínimo: – art. 7º – i) diagnóstico da bacia; ii) análise demográfica, econômica e padrões de uso e ocupação das terras; iii) balanço hídrico e estimativa da demanda; iv) potenciais conflitos; v) metas de racionalização de uso, de qualidade e da quantidade disponível; vi) medidas a serem adotadas, programas que serão desenvolvidos e projetos que serão executados; vii) prioridades para outorga de direitos de uso; viii) diretrizes e critérios para instituir a cobrança; ix) apresentar propostas para a criação de áreas sujeitas à restrição de uso (BRASIL, 1997).

Esse conjunto de informações é fundamental para subsidiar a definição dos valores que serão cobrados dos usuários pelo direito de uso da água, uma vez que a água é um bem público. A cobrança pelo direito de uso da água tem por objetivos: – art. 19º – i) reconhecer os recursos hídricos como “bens” dotados de valor econômico⁷ e indicar seu real valor para os usuários; ii) incentivar o uso racional; e iii) servir de instrumento para captação de recursos financeiros para financiar as ações definidas no plano de bacia (BRASIL, 1997).

A cobrança será apenas sobre os recursos hídricos sujeitos a outorga, tais como: – art. 12º – derivação ou captação para uso final (incluso abastecimento público) ou como insumo produtivo; extração de aquífero para uso final ou como insumo produtivo; lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, em corpos d'água; uso hidroelétrico; qualquer uso que altere o regime, a quantidade e a qualidade do recurso hídrico⁸ (BRASIL, 1997).

⁷ O Estado do Paraná inclui na Lei Estadual n.º 12.726/1999 que a água é um bem dotado de valor econômico, social e ambiental (PARANÁ, 1999).

⁸ No Estado do Paraná, a Lei Estadual n.º 12.726/1999 exclui da cobrança todos os produtores agropecuários, independentemente do tamanho e das características da propriedade rural onde a água seja destinada exclusivamente à produção agropecuária e silvopastoril, embora tenha sido mantida a necessidade de outorga (PARANÁ, 1999).

No Brasil, a cobrança somente pode ser implantada se for aprovada pelo Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) e pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) e/ou pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH). A execução da cobrança decorre de um “pacto” firmado entre os poderes públicos (federal, estadual e municipal), os setores usuários e as organizações civis, com apoio técnico da Agência Nacional de Águas (ANA). Os mecanismos e valores podem ser propostos pelo CBH, mas devem ser aprovados pelo respectivo Conselho de Recursos Hídricos – nacional ou estadual (ANA, 2009).

A operacionalização da cobrança em bacias hidrográficas de domínio da União é de competência exclusiva da ANA, embora seja possível delegá-la a outras instituições. O montante arrecadado é repassado à Agência de Águas (AA) da bacia hidrográfica (ANA, 2009). Nas bacias hidrográficas estaduais, a operacionalização é de competência da Agência de Bacia Hidrográfica (ABH) ou de entidade nomeada por legislação específica. Os recursos financeiros captados pela cobrança devem, prioritariamente, ser aplicados na bacia hidrográfica em que foram gerados, para financiar estudos, programas, projetos e obras; no pagamento de despesas dos órgãos e entidades integrantes do SNGRH e para o custeio administrativo, limitado a 7,5% do valor arrecadado, como estabelece o art. 22º (BRASIL, 1997).

A respeito da definição dos valores aplicados à cobrança, a Lei Federal nº 9.433/1997 (art. 21º) dispõe algumas orientações. A estimativa dos valores deve observar, pelo menos: o volume retirado, o regime de variação e o volume lançado de esgotos e demais resíduos; o regime de variação e as características físico-químicas, biológicas e de toxicidade. Observa-se que a orientação diz respeito apenas ao valor a ser cobrado do usuário, mas não ao “preço” ou “*valor stricto sensu*” da água, conhecido como preço unitário básico (PUB).

Os PUBs para cada tipo de uso são necessários para calcular o valor a ser cobrado pelo direito de uso da água e representam (ou deveriam representar) uma medida “real” de valor da água. Entretanto, na maioria das bacias hidrográficas brasileiras que implantaram a cobrança, os PUBs foram definidos a partir de deliberações embasadas em um relativo consenso entre os agentes envolvidos. Embora não exista qualquer problema em adotar a deliberação, e seja até mesmo recomendável usá-la como um dos instrumentos na definição dos PUBs, o principal critério utilizado na deliberação dos PUBs tem sido a minimização do impacto da cobrança pelo direito de uso da água nas planilhas de custos dos principais usuários da água (GARCIA, 2012), quando os PUBs não foram transpostos discricionariamente de outras bacias que já fazem a cobrança. Isso significa que o PUB praticado no País não considera, na devida medida, as três dimensões que deveriam compor o “valor real” da água, a saber: a econômica, a ambiental e a social.

Valoração dos recursos naturais: algumas notas teórico-metodológicas

A dinâmica capitalista destaca o papel que o mercado tem na determinação dos preços – este é um de seus pilares. Porém, o sistema de preços somente existe para os bens e serviços produzidos pelo sistema econômico, o que não é o caso dos bens e serviços ecossistêmicos⁹, para a maioria dos quais não existem mercados, por serem bens públicos¹⁰. Nesse sentido, se a alocação dos recursos naturais no sistema econômico for feita somente sob condições de livre mercado, o resultado será inevitavelmente a degradação ambiental. As grandes bacias hidrográficas no mundo são prova da inadequação desse sistema, por exemplo.

Nesse sistema há tendência ao rompimento do relativo “equilíbrio” natural dos ecossistemas, porque muitos dos recursos naturais encontram-se “livres” no ambiente, ao qual o preço atribuído pela sociedade é zero, embora tenha valor para a sociedade. Na maioria dos casos, é considerado apenas o custo de extração ou dos serviços necessários para sua disposição no mercado. Por exemplo, o valor que os consumidores pagam pelo fornecimento de água às empresas de saneamento refere-se apenas ao custo de captação, tratamento e distribuição, sem incorporação do “preço” da água in natura. Assim, a não organização de mercados (pelo menos para a maioria dos serviços ecossistêmicos) e a não “precificação” comprometem a adequada gestão ambiental. Nesse cenário, a intervenção do Estado faz-se necessária para regulamentar o uso dos serviços ecossistêmicos.

Por um lado, o “produtor” desses “produtos” é a própria natureza, que não visa lucro e tampouco tem sua propriedade definida pelo sistema econômico, salvo determinados bens e serviços para os quais podem ser concedidos direitos de exploração, a exemplo do petróleo, minério de ferro, etc. Por outro lado, o usuário, na maioria dos casos, não reconhece os serviços ecossistêmicos como “produtos” passíveis de “precificação” e, conseqüentemente, a maior parte da sociedade não estaria disposta a pagar pelo seu “consumo”. Mesmo aqueles serviços ecossistêmicos que tenham “preços” determinados pelo mercado, tais como minerais, madeira, petróleo, animais, vegetais (biomassa), entre outros, apenas representam os custos de disposição (extração e distribuição) e da relativa escassez nos mercados, mas o produto em si não tem preço.

⁹ Neste trabalho, os bens e serviços ecossistêmicos serão referidos apenas como serviços ecossistêmicos. Cabe fazer uma segunda observação: por serviços ambientais este trabalho entende aqueles prestados pelos diversos agentes econômicos na conservação e/ou recuperação dos ecossistemas, por exemplo, recuperação e manutenção da mata ciliar. Assim, os serviços ecossistêmicos são aqueles prestados pelos ecossistemas, como purificação da água e do ar, controle natural de pragas e de inundações, etc.

¹⁰ Esses bens são caracterizados pela não exclusividade e não rivalidade.

Nesse sentido, a redução dos “estoques” do capital natural¹¹ não é contabilizada como perda da capacidade produtiva ou de geração de bem-estar. No limite, representa uma “depreciação” da “capacidade de produção” dos ecossistemas, que resulta em uma redução da renda e do bem-estar. Tampouco existe uma política específica voltada para o investimento em reposição, recuperação ou preservação do “capital natural”, tal como aqueles realizados para repor, manter ou expandir a capacidade produtiva de uma região (MERICCO, 2002).

Nessa perspectiva, conforme destaca Merico (2002), a continuidade da expansão da escala do sistema econômico resulta em custos crescentes para a sociedade, decorrentes da deterioração dos ecossistemas. Desse modo, cedo ou tarde a sociedade tem que pagar (se já não está pagando) pela recuperação, quando possível, dos ecossistemas, na tentativa de recuperar ou manter os fluxos de serviços ecossistêmicos. Desse modo, a expansão do sistema econômico implica custos crescentes, especialmente os custos de oportunidades, em razão da perda dos serviços ecossistêmicos.

Assim, a construção de mecanismos que possibilitem a identificação dos custos de reposição natural do fluxo de serviços ecossistêmicos, do capital natural e de mitigação dos impactos ambientais pode ser uma importante ferramenta de gestão aplicada à bacia hidrográfica. As informações geradas pelo processo de valoração podem orientar a alocação dos recursos econômicos e naturais no sistema econômico em direção ao uso mais eficiente e racional dos serviços ecossistêmicos. Contudo, esse processo depende da identificação dos reais e possíveis impactos ambientais decorrentes da atividade econômica e de sua “correta” valoração (MERICCO, 2002).

A valoração e a cobrança pelo uso da água em bacias hidrográficas¹²

Para mostrar o potencial de contribuição da valoração econômico-ecológica na gestão de bacias hidrográficas, esta seção tem por objetivo apresentar um exercício de valoração para alguns dos serviços ecossistêmicos providos pelas bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira.

¹¹ O termo “capital” tem sido empregado pela Ciência Econômica para fazer referência aos meios de produção produzidos pela sociedade. Nesse sentido, o conceito de capital assume uma característica mais funcional, em que é considerado um estoque material que pode gerar um fluxo monetário (renda) ou de benefícios para o futuro. O que é importante considerar nesta definição é a existência de um estoque material que produz ou pode gerar um fluxo de benefícios – se o estoque material tem sua origem no sistema econômico ou no sistema natural, é neste aspecto que existe a distinção entre os tipos de capital, e não como uma característica do próprio capital (COSTANZA; DALY, 1992).

¹² Para saber informações sobre os procedimentos metodológicos, ver Garcia (2012).

Bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coaliar) (Figura 1) foi instituído pelo Decreto Estadual nº 5.878/2005.

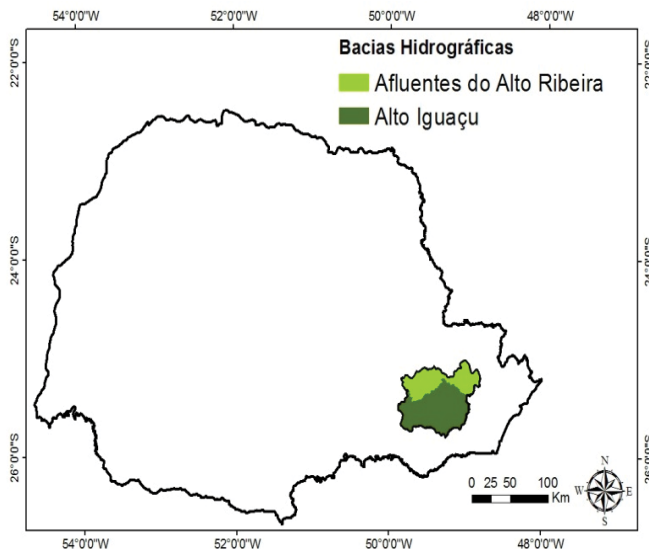


Figura 1. Localização do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira (Coaliar).

Fonte: Adaptado de Instituto das Águas do Paraná (2010)¹³.

O Coaliar ocupa uma área estimada em 6.036 km², que envolve total ou parcialmente 21 municípios da RMC. O Coaliar é resultado da união institucional das bacias hidrográficas que abastecem a RMC – Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira –, cujo objetivo foi a composição de uma única área para atuação e jurisdição de rios de domínio exclusivo do Estado do Paraná.

O uso e ocupação das terras no Coaliar são caracterizados pela forte intervenção humana, pela presença de um importante componente urbano-industrial, concentrado na RMC. Em 2010, no território do Coaliar, a população era de 3,07 milhões, densidade demográfica de 509 hab. km⁻² (Tabela 1).

¹³ INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. **Base cartográfica** – atlas de recursos hídricos do Estado do Paraná. Arquivos digitais fornecidos pela Coordenadora ATIG, Jaqueline Dorneles de Souza, do Instituto das Águas do Paraná por e-mail em 18 de novembro de 2010.

Tabela 1. Informações demográficas do coalhar e do Paraná - 2010.

| Variáveis | Coalhar | % do Paraná |
|--|-----------|-------------|
| População residente (número de pessoas) | 3.072.745 | 29,4 |
| Densidade demográfica - hab. km ² | 509 | 52,2 |
| População residente - urbana | 2.888.808 | 32,4 |
| Taxa de urbanização (%) | 94 | 85,3 |
| População residente - rural | 183.937 | 12,0 |

Fonte: Elaborado com dados do IBGE (2010).

A organização político-administrativa do Coalhar e o intenso uso da terra tornam evidente a dificuldade para a implantação da gestão integrada dos recursos naturais, uma vez que envolve inúmeros interesses e diversas unidades institucionais relativamente “autônomas”: municípios, RMC e bacia, todos com objetivos distintos e particulares.

Avaliação ecossistêmica

Os ecossistemas operam em condição de relativo equilíbrio dinâmico, na qual a constante interação direta e indireta entre seus componentes garante a estabilidade dinâmica e apresenta um limiar de resiliência. Desse modo, o principal objetivo da gestão de bacias hidrográficas deveria ser a manutenção dessa estabilidade. Nesse sentido, a questão é: qual deve ser o tamanho mínimo dos ecossistemas intactos ou “saúdáveis” para manter a sua relativa estabilidade dinâmica? Responder a esta é fundamental, porque o tamanho físico-espacial dos ecossistemas define o custo de oportunidade para manter o provimento de serviços ecossistêmicos na área do Coalhar. Esse custo deve ser a base (ou o ponto de partida), no caso da gestão de bacias hidrográficas, para a definição dos preços unitários básicos.

A gestão de bacias hidrográficas está vinculada a dois componentes ecossistêmicos: solo e cobertura florestal (em especial, a mata ripária). O solo provê uma série de serviços ecossistêmicos, e não pode ser considerado um recurso renovável, pois é resultado de inúmeros processos físicos, químicos e biológicos que demoram milhares de anos. O solo não provê apenas os materiais essenciais para a vida e para o bem-estar humano, mas também um amplo conjunto de bens menos tangíveis, tais como fonte de expressão artística e cultural, inspiração, beleza cênica, etc. A cobertura florestal pode ser considerada o principal componente estrutural de um ecossistema – pelo menos é o mais visível –, e é responsável por uma série de serviços essenciais para a manutenção de outros componentes ecológicos e do sistema humano. As florestas ripárias, por exemplo, são importantes corredores para a movimentação da fauna, e contribuem para a dispersão vegetal

(biodiversidade) e a criação das condições necessárias para o fluxo gênico da flora e fauna (SILVA et al., 2011).

O solo e a floresta ripária são, portanto, dois importantes componentes ecossistêmicos em bacias hidrográficas, responsáveis pelo provimento de um grande conjunto de serviços ecossistêmicos. Desse modo, o uso inadequado do solo e a degradação da floresta ripária podem comprometer os benefícios providos para o sistema humano.

Avaliação do custo de oportunidade

Nesta seção, busca-se estimar a “escala sustentável ou aceitável” de uso das terras nas bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira. Desse modo, o custo para adequar o uso e a ocupação das terras à “escala sustentável” pode ser proxy do custo de oportunidade dos agentes na recuperação, manutenção e preservação do fluxo de serviços ecossistêmicos.

A identificação da “escala sustentável” de uso e ocupação das terras é feita a partir do mapa de aptidão agrícola, proxy da capacidade de uso da terra¹⁴, e do mapa de uso e ocupação das terras 2001/2002¹⁵ (ITCG, 2011).

A estimativa da área sobreutilizada¹⁶ pela agropecuária revelou que 239,3 mil hectares do total de 476 mil hectares com uso agropecuário e silvícola estavam em áreas inaptas (Tabela 2). Ainda, a sobreposição do mapa de uso e ocupação das terras de 2001/2002 e do mapa que indica as áreas que deveriam ter mata ripária revelou que 26,2 mil hectares precisam ser recuperados¹⁷.

Uma vez definida a “escala aceitável”, é possível estimar o custo de adequação, proxy da parcela do custo de oportunidade. A estimativa dos custos da adequação levará em conta as seguintes ações: recuperação e conservação da mata ripária dos principais rios (incluindo as nascentes) e reservatórios; e adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola.

¹⁴ Uma vez definida a “escala aceitável”, é possível estimar o custo de adequação, proxy da parcela do custo de oportunidade. A estimativa dos custos da adequação levará em conta as seguintes ações: recuperação e conservação da mata ripária dos principais rios (incluindo as nascentes) e reservatórios; e adequação do uso da terra de acordo com sua aptidão agrícola.

¹⁵ Informação mais recente para a região em estudo.

¹⁶ As áreas sobreutilizadas são “aquelas em que o uso está acima da capacidade de sustentação do solo, portanto, degradando-o” (TOSTO, 2010, p. 191).

¹⁷ A estimativa dessa área foi feita com auxílio do ArcGis 9.3, a partir de um *buffer* de 30 m para as margens dos principais rios e reservatórios e um *buffer* com raio de 50 m para as nascentes (ITCG, 2011), em conformidade com o Código Florestal de 1965. Optou-se por manter as regras do Código Florestal de 1965 por conta da indefinição das novas regras e pela ausência das informações sobre a largura dos rios e o tamanho das propriedades (módulo fiscal).

Tabela 2. Uso e ocupação das terras no Coaliar, 2001/2002.

| Uso e ocupação das terras | Área | |
|--|----------------|---------------|
| | ha | % |
| Agropecuário | 468.375 | 75,90 |
| Agricultura em área apta | 187.200 | 30,34 |
| Agricultura em área de mata ciliar | 20.170 | 3,27 |
| Agricultura em área inapta | 202.700 | 32,85 |
| Pastagem em área apta | 22.740 | 3,69 |
| Pastagem em área de mata ciliar | 2.795 | 0,45 |
| Pastagem em área inapta | 32.770 | 5,31 |
| Florestal | 81.129 | 13,15 |
| Natural ou nativa (remanescentes florestais) | 69.830 | 11,32 |
| Mata ciliar | 3.690 | 0,60 |
| Reflorestamento em área apta | 3.390 | 0,55 |
| Reflorestamento em área de mata ciliar | 364 | 0,06 |
| Reflorestamento em área inapta | 3.855 | 0,62 |
| Urbano | 59.120 | 9,58 |
| Urbano em área de mata ciliar | 2.867 | 0,46 |
| Corpos d'água | 5.574 | 0,90 |
| Coaliar - Total | 617.065 | 100,00 |
| Mata ciliar a recuperar | 26.196 | 4,25 |
| Floresta nativa a recuperar (sobreutilizada) | 239.325 | 38,78 |

Fonte: Adaptado de ITCG (2011).

A recuperação e conservação dos 26.196 ha de mata ripária implicariam um custo total estimado de R\$ 141,7 milhões¹⁸. Na área urbana, não está incluso o custo de desapropriação. Contudo, a maior parcela do custo está a cargo da área agrícola, um montante de R\$ 109 milhões para a recuperação de 20,2 mil hectares (GARCIA, 2012).

A adequação do uso do solo segundo sua aptidão agrícola implica a conversão de 239,3 mil hectares com uso agropecuário e silvícola para cobertura florestal. Assumindo que o custo de recuperação da cobertura florestal seja o mesmo estimado para a mata ciliar, o custo seria de R\$ 1,3 bilhão, distribuído em: 84,7% na atividade agrícola (R\$ 1,1 bilhão), 13,7% na pecuária (R\$ 177,3 milhões), 1,6% na silvicultura (R\$ 20,9 milhões) (GARCIA, 2012).

O custo da adequação representaria o “investimento” ou o “custo de oportunidade” para recuperar, manter ou preservar parcela do capital natural, garantindo o fluxo de serviços. Em termos monetários, ou não considerando o estado geral dos ecossistemas e o “investimento” de R\$ 1,32 bilhão em capital natural, qual seria o valor dos benefícios para o bem-estar humano?

¹⁸O custo médio por hectare para recuperação da mata ciliar em áreas degradadas no Vale do Ribeira foi estimado por Tatto e Gazetta (2009, p. 26) em R\$ 5.410.

Avaliação dos benefícios anuais dos serviços ecossistêmicos

A avaliação dos benefícios anuais dos serviços ecossistêmicos para o bem-estar humano é feita com auxílio do InVEST Model¹⁹, a partir de duas temáticas: *freshwater* e *terrestrial*. A primeira permite avaliar os serviços ecossistêmicos associados à água e ao solo. A segunda auxilia na avaliação daqueles serviços ecossistêmicos relacionados à superfície terrestre, tais como biodiversidade, captura e estocagem de carbono, polinização e produção de madeira.

A avaliação é feita a partir de duas situações: situação 1, uso e ocupação das terras em 2001/2002; situação 2, construída a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/2002, em que é simulada a recuperação e conservação da mata ciliar dos principais rios, nascentes e reservatórios de abastecimento de água e a adequação do uso das terras de acordo com sua aptidão agrícola – *proxy* da “escala sustentável”.

A temática *freshwater* é composta por *hydropower*, *nutrient retention* e *sediment model*. O *hydropower* é composto por *water yield*, *water scarcity* (Tabela 3) e pelo componente de valoração econômica. *Water yield* estima a quantidade de água resultante da precipitação que não foi evapotranspirada, ou seja, que corresponde ao somatório do escoamento superficial (*surface flow*), subsuperficial (*subsurface*) e subterrâneo (*groundwater*).

Tabela 3. Aspectos teórico-metodológicos dos modelos *water yield* e *water scarcity*⁽¹⁾.

| Objetivo | |
|--|---|
| Estimar a contribuição de cada parcela da paisagem no provimento de água para uso hidroelétrico. No entanto, as informações geradas permitem uma avaliação da provisão e da demanda de água na bacia hidrográfica. | |
| Equação 1 – <i>Water yield</i> | |
| $Y_{xj} = \left(1 - \frac{AET_{xj}}{P_x}\right) \times P_x$ | onde Y_{xj} é o <i>water yield</i> , AET_{xj} é a evapotranspiração atual sobre o pixel (x) com o uso do solo (j) e P_x é a precipitação anual. |
| Equação 2 – <i>Water scarcity</i> | |
| $V_{in} = Y - u_d$ | onde V_{in} é o volume de <i>water scarcity</i> , Y é o <i>water yield</i> e u_d é o volume total de água consumido na bacia a montante. |

Fonte: Adaptado de Tallis et al. (2011).

⁽¹⁾ Para mais informações sobre os aspectos teórico-metodológicos de todos os modelos dispostos pelo InVEST, consultar Tallis et al. (2011).

¹⁹ O InVEST Model foi desenvolvido pelo Projeto Capital Natural, resultante da parceria entre a ONG The Nature Conservancy (TNC), o World Wildlife Fund (WWF) e o Stanford Woods Institute for the Environment, para subsidiar a gestão dos recursos ambientais. Os resultados podem contribuir para a elaboração de modelos de gestão de áreas terrestres, costeiras ou marinhas que possam prover um *mix* de benefícios para a sociedade. Para mais informações sobre o InVEST Model e suas aplicações, consultar Tallis et al. (2011), Kareiva et al. (2011) e Garcia (2012).

O volume precipitado médio total anual na área do Coaliar foi estimado em 9,45 bilhões de metros cúbicos entre 1990 e 2001. O *hydropower model* estimou em 7,67 bilhões de metros cúbicos o volume de *water yield* por ano para a situação 1 e uma evapotranspiração anual média de 1,79 bilhão de metros cúbicos. O uso consuntivo total foi estimado em 973 milhões de metros cúbicos ao ano, e inclui o consumo vegetal (florestas, reflorestamento e agropecuário), resultando em um “excedente” (água disponível) de 6,69 bilhões de metros cúbicos (GARCIA, 2012). Esse excedente “alimenta” os corpos d’água e contribui para a recarga dos lençóis freáticos e aquíferos.

Na situação 2, o *water yield* foi estimado em 8,2 bilhões de metros cúbicos, e indica um aumento de 548 milhões de metros cúbicos em relação à situação 1, explicado pela redução na evapotranspiração anual média. O uso consuntivo sofre uma redução de 330,7 milhões de metros cúbicos parcialmente decorrente da redução do consumo agropecuário e silvícola, que afeta o excedente, que aumenta em 878 milhões de metros cúbicos (GARCIA, 2012).

O segundo modelo da temática *freshwater* é o *sediment model*, que permite calcular a perda de solo com base no *soil loss model* (Tabela 4). Sua base teórica é a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS).

Tabela 4. Aspectos teórico-metodológicos do *soil loss model*.

| Objetivo |
|---|
| Estimar a perda anual média do solo e a capacidade de retenção de sedimentos com base em dados geomorfológicos, climáticos, de vegetação e práticas de manejo do solo. |
| Equação Universal de Perda de Solo – EUPS |
| $EUPS = R \times K \times LS \times C \times P$, onde R representa a força erosiva da chuva e do seu escoamento superficial, K é o fator de erodibilidade do solo, LS representa a combinação entre comprimento da rampa e declividade do terreno (fator topográfico), C é o fator cobertura do solo e manejo, e P é a prática conservacionista. |

Fonte: Adaptado de Tallis et al. (2011).

A adoção de práticas conservacionistas²⁰ evitaria a perda ou movimentação de 79,5 milhões de toneladas de solo por ano (GARCIA, 2012).

Os *terrestrial models* permitem avaliar os serviços de captura e estocagem de carbono (Tabela 5).

²⁰ As principais práticas de manejo do solo adotadas na área do Coaliar são: i) plantio em nível; ii) uso de terraços; iii) rotação de culturas; iv) uso de lavouras para reforma e/ou renovação de pastagens; v) pousio ou descanso de solos; vi) proteção e/ou conservação de encostas; vii) plantio direto na palha (IBGE, 2006).

Tabela 5. Aspectos teórico-metodológicos do *carbon model*.

| Objetivo |
|--|
| Estimar a quantidade de carbono estocada ou capturada ao longo do tempo. |
| Cálculo do estoque de carbono |
| Agrega a quantidade de carbono estocada acima (vegetação superficial) e abaixo (raízes da vegetação) do solo, no solo e na matéria orgânica morta com base no mapa de uso e ocupação das terras. |

Fonte: Adaptado de Tallis et al. (2011).

O estoque total estimado de carbono na situação 1 é de 43,1 milhões de toneladas. No entanto, na situação 2, o estoque total de carbono alcançaria 79,4 milhões de toneladas, ou seja, um incremento de 36,3 milhões de toneladas ao fim do processo de recuperação (GARCIA, 2012).

A avaliação ecossistêmica mostrou que a recuperação e a adequação do manejo do solo podem amenizar a degradação dos ecossistemas, além de alterar o fluxo de serviços. O conjunto de informações gerado reforça a hipótese de que a gestão de bacias hidrográficas deve ter como foco um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos, uma perspectiva holística e integrada. Logo, os custos totais associados à recuperação, adequação do manejo do solo agrícola e urbano e à conservação da qualidade relativa dos ecossistemas não devem ser suportados por um único grupo de beneficiários ou usuários, mas pelo maior número possível de beneficiários.

Um importante desafio da gestão ambiental é identificar e mensurar os benefícios associados à melhoria dos ecossistemas. Neste estudo, parte dos benefícios já foi mensurada na avaliação ecossistêmica, mas os resultados foram apresentados apenas na métrica biofísica. A seguir, são apresentadas algumas estimativas econômicas e complementares quanto aos benefícios proporcionados pelos ecossistemas.

Assume-se que seja impossível valorar todos os benefícios. Dessa forma, os principais são: i) *water yield* e o provimento de água para uso consuntivo; ii) fertilidade do solo agropecuário e silvícola e erosão evitada nas áreas de mata ciliar e de remanescente florestal; iii) captura e estocagem de carbono; iv) provisão – alimentos, madeira e fibras.

A estimativa de parcela do valor da variação de *water yield* resultante da adequação do manejo do solo é baseada no custo de substituição da água potável local pela água dessalinizada do mar²¹. A área do Coaliar está a menos de 100 km de distância do Oceano Atlântico. Essa decisão está sustentada no suposto

²¹ A dessalinização é um processo que retira os sais da água salobra ou do oceano e torna-a própria para consumo humano, dessedentação animal e uso na irrigação agrícola e flora natural. Podem ser utilizados dois processos: evaporação e recondensação da água e filtração molecular, ou osmose reversa (PEREIRA JUNIOR, 2005). Estima-se que existam mais de 13.800 usinas de dessalinização em todo o mundo (GIANINI, 2008).

de que o aumento de *water yield* é resultado da redução na evapotranspiração, em que, diferentemente do que ocorre no escoamento superficial, a água evapotranspirada é difícil de ser capturada e armazenada, a não ser por meio da recuperação da cobertura florestal. Uma alternativa para que seja possível obter um volume equivalente da água “evapotranspirada” seria substituí-la por outra, o que aconteceria por meio da construção de usinas de dessalinização na área litorânea²².

Israel está construindo uma usina de dessalinização com capacidade para “produzir” 150 milhões de metros cúbicos de água por ano ao custo estimado de US\$ 400 milhões, mais um custo de US\$ 0,50 m⁻³ (PRESS, 2011), não incluindo o custo de transporte e de distribuição. No entanto, estima-se que o custo médio da “água dessalinizada” esteja entre US\$ 1 m⁻³ e US\$ 1,5 m⁻³ (GIANINI, 2008). Neste trabalho é adotado o custo de US\$ 0,50 m⁻³.

A partir da variação de *water yield*, de 548,3 milhões de metros cúbicos, estima-se que seria necessário um investimento de US\$ 1,6 bilhão para substituir apenas essa variação. Além disso, os usuários teriam que arcar com o custo de US\$ 0,50 m⁻³ de água “produzida”, totalizando US\$ 274,2 milhões por ano. A recuperação das áreas florestais também proporcionaria redução na demanda consuntiva, estimada em 330,7 milhões de metros cúbicos por ano. A menor demanda consuntiva evitaria a construção de pelo menos outras duas usinas de dessalinização para manter a demanda consuntiva original (situação 1), estimada em 973 milhões de metros cúbicos por ano. As duas usinas representariam um investimento adicional de US\$ 800 milhões, além de US\$ 165,4 milhões por ano. Então, o benefício proporcionado pela adequação do uso das terras em termos da disponibilidade de água seria da ordem de R\$ 2,4 bilhões em investimentos evitados, mais R\$ 440 milhões ao ano do custo de produção, o que já justificaria o investimento em capital natural.

Uma alternativa seria a busca por água em áreas distantes do centro de consumo, o que elevaria de maneira demasiada o custo de captação e de transporte. No entanto, essa alternativa ainda exige investimentos em capital natural para a proteção dos novos mananciais. Na prática, haveria apenas um aumento do custo de disposição. Dessa maneira, não seria mais interessante investir na recuperação e manutenção do sistema de mananciais existente?

Outro benefício proporcionado pela adequação do uso das terras é a erosão evitada²³. A estimativa do benefício da manutenção da fertilidade do solo é feita a partir do Método do Custo de Reposição, aplicado sob duas condições:

²² A construção de novos mananciais dentro da região não alteraria o cenário, na verdade até o agravaria, porque haveria substituição de áreas florestais por reservatórios de água, reduzindo ainda mais o *water yield*.

²³ É adotado o conceito de degradação evitada, porque a recuperação parcial da integridade dos ecossistemas através da recomposição das matas ciliares e adequação do uso da terra segundo sua aptidão agrícola, bem como da adoção de práticas conservacionistas de manejo da terra, representam uma redução da degradação dos ecossistemas.

1) considera-se a reposição da fertilidade em solos com uso agropecuário e silvícola que estejam respeitando a sua aptidão agrícola; 2) considera-se a reposição da fertilidade em solos destinados somente a cobertura florestal, incluindo mata ciliar.

Aplicando o modelo de conversão aos volumes estimados de perdas totais de solo que poderiam ser evitadas se fosse respeitada a aptidão agrícola do solo, as áreas de matas ciliares, bem como se fossem adotadas práticas conservacionistas no uso agrícola (187,7 mil hectares), pastagem (22,8 mil hectares) e reflorestamento (3,4 mil hectares), seriam obtidos os seguintes resultados (Tabela 6).

Tabela 6. Custo total de reposição de fertilizantes segundo o tipo de uso na área do Coaliar.

| Uso da terra | Custo de reposição de fertilizantes (R\$ ano ⁻¹) ⁽¹⁾ | | | | Total |
|-----------------|---|----------------------|---------------------|---------------------|------------|
| | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico | |
| Agrícola | 5.281.255 | 160.310 | 188.867 | 8.354.354 | 13.984.786 |
| Pastagem | 814.546 | 24.725 | 29.130 | 1.288.521 | 2.156.921 |
| Reflorestamento | 120.280 | 3.651 | 4.301 | 190.269 | 318.502 |
| Total | 6.216.081 | 188.686 | 222.298 | 9.833.144 | 16.460.209 |

Fonte: Garcia (2012, p.209).

⁽¹⁾Valores de 2009.

O custo total estimado para a reposição de nutrientes na área agropecuária e silvícola remanescente alcançaria R\$ 16,5 milhões por ano, do qual a atividade agrícola individualmente responderia por 85%.

As áreas ocupadas com atividade agropecuária e silvícola, em detrimento da mata ciliar e da sobreutilização do solo, e as áreas com remanescentes florestais e mata ciliar representam 336,2 mil hectares, e geram uma perda total de solo anual de 83 milhões de toneladas (situação 1). A partir das estimativas da perda de nutrientes que poderia ser evitada e do custo de reposição dos fertilizantes e corretivos necessários (incluído o custo de aplicação), estimou-se o custo total de reposição de nutrientes do solo (Tabela 7).

Tabela 7. Custo total de reposição de fertilizantes segundo o tipo de uso na área do Coaliar.

| Uso da terra | Custo de reposição de fertilizantes (R\$ ano ⁻¹) ⁽¹⁾ | | | | Total |
|--------------------------------|---|----------------------|---------------------|---------------------|------------|
| | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico | |
| Cultivo em mata ciliar | 669.424 | 20.320 | 23.940 | 1.058.953 | 1.772.636 |
| Cultivo em área inapta | 7.624.883 | 231.449 | 272.679 | 12.061.710 | 20.190.720 |
| Remanescente florestal | 1.833.940 | 55.668 | 65.585 | 2.901.087 | 4.856.280 |
| Mata ciliar | 98.056 | 2.976 | 3.507 | 155.113 | 259.652 |
| Pastagem em mata ciliar | 129.231 | 3.923 | 4.622 | 204.429 | 342.205 |
| Pastagem em área inapta | 1.685.626 | 51.166 | 60.281 | 2.666.472 | 4.463.545 |
| Reflorestamento em mata ciliar | 15.167 | 460 | 542 | 23.993 | 40.163 |
| Reflorestamento em área inapta | 189.880 | 5.764 | 6.790 | 300.369 | 502.804 |
| Total | 12.246.207 | 371.727 | 437.946 | 19.372.127 | 32.428.006 |

Fonte: Garcia (2012, p.211).

⁽¹⁾Valores de 2009.

O custo total estimado para repor os nutrientes, o qual poderia ter sido evitado se a área agropecuária e silvícola remanescente estivesse respeitando as áreas de mata ciliar, a aptidão agrícola do solo e a adoção de práticas conservacionistas, alcançariam R\$ 32,5 milhões por ano.

Os resultados da avaliação ecossistêmica mostraram que a adequação do uso das terras na área do Coaliar contribuiria para um aumento do estoque total de carbono de 43,2 milhões de toneladas para 79,4 milhões, um crescimento de 85%. A expansão da área florestal (incluída a mata ciliar) responderia por 65% do aumento no estoque total (GARCIA, 2012).

A estimativa do valor econômico do estoque total de carbono levará em conta somente a variação observada na área de mata ciliar (6,5 milhões de toneladas) e na cobertura florestal (45 milhões de toneladas). Cabe destacar que as atividades agropecuárias não estão devidamente institucionalizadas no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), o que dificultaria a comercialização dos créditos de carbono. Para a estimativa do valor econômico do carbono capturado e estocado, adotar-se-á o preço de US\$ 6,5 por tonelada de CO², correspondente ao preço médio do mercado voluntário de crédito de carbono²⁴ em 2009 (MULLER, 2010).

O valor da variação no estoque total de carbono resultante apenas da expansão das matas ciliares seria de US\$ 42 milhões. A adequação da aptidão agrícola do solo feita por meio da conversão das áreas sobreutilizadas em cobertura florestal geraria um valor adicional de US\$ 292,5 milhões.

A estimativa do valor econômico dos serviços ecossistêmicos de provisão da área do Coaliar adotou como base os valores da produção (VP) estimados em 2009 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2009a) na Pesquisa Pecuária Municipal (PPM), Produção Agrícola Municipal (PAM) e Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura.

Sabe-se que o IBGE publica essas informações por município. No entanto, nem todos os municípios têm 100% do território na área do Coaliar. Assim, para estimar os valores dos municípios que não têm todo o seu território nas bacias hidrográficas, foram utilizados dois critérios de corte: 1) percentual da área total do município na área do Coaliar e 2) localização da sede urbana.

Com base nesses critérios, não são considerados os seguintes municípios: i) Palmeira, porque apenas 5% do território está na área do Coaliar; ii) Rio Branco do Sul, que tem apenas 15% do território na área do Coaliar e nessa fração está a sede urbana do município. Para os demais municípios, os valores da produção são ponderados pelo respectivo percentual de área contido na área do Coaliar (GARCIA, 2012).

²⁴ Esse mercado abrange as negociações de crédito e neutralizações de emissões por empresas que não possuem metas sob o Protocolo de Quioto. Logo, essas podem ser consideradas iniciativas voluntárias (INSTITUTO CARBO NOBRASIL, 2011).

Os valores estimados para cada atividade são apresentados na Tabela 8, a seguir:

Tabela 8. Valor econômico dos serviços ecossistêmicos de provisão da área do Coaliar, 2009.

| Variáveis | Origem da produção | | | | | Total |
|-------------------|--------------------|-------------|-------------|-----------|------------------|---------|
| | Animal | Culturas | | Silvícola | Extração vegetal | |
| | | Temporárias | Permanentes | | | |
| VP (mil R\$) | 34.759 | 283.095 | 27.347 | 90.328 | 11.072 | 446.602 |
| Área colhida (ha) | - | 3.267 | 110.269 | - | - | 113.536 |

Fonte: Garcia (2012).

O valor estimado total da produção dos serviços de provisão alcançou R\$ 446,6 milhões em 2009, com predomínio das culturas temporárias (R\$ 283 milhões) e da produção silvícola (R\$ 90,3 milhões). Outra informação apreendida é a área agrícola colhida, estimada pela PAM (IBGE, 2009b) em torno de 113,5 mil hectares. Não é possível estimar as áreas de pastagem, silvícola e de extração vegetal para 2009. No entanto, a área colhida em 2009 é inferior à área agrícola estimada a partir do mapa de uso e ocupação das terras em 2001/2002, após a adequação segundo a aptidão agrícola do solo, da ordem de 187,2 mil hectares. Portanto, existe a possibilidade de que a expansão da área florestal não venha a afetar de maneira significativa os serviços ecossistêmicos de provisão.

Esse conjunto de informações pode subsidiar a construção de um modelo de gestão ambiental para as bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira apoiado na adoção de esquemas de pagamentos por serviços ambientais (PSAs) e que respeite a aptidão agrícola das terras.

Considerações finais

A avaliação mostrou que 39% da área total do Coaliar pode ser qualificada como sobreutilizada, porque a atividade econômica desenvolvida nesse território não respeita as restrições impostas pelas características do solo. Essa informação pode ser utilizada como *proxy* da “escala aceitável” do sistema agropecuário e silvícola-econômico. Nesse caso, a política de gestão de bacias hidrográficas deveria ser orientada para a promoção de um reordenamento do uso e da ocupação das terras de acordo com a aptidão ou a capacidade de uso do solo.

A recuperação e conservação das áreas inaptas para uso agropecuário com vegetação nativa poderia elevar a disponibilidade hídrica em 878 milhões de metros cúbicos por ano. Esse aumento na água disponível seria explicado pelo aumento da cobertura vegetal, que reduziria a evapotranspiração média. O aumento também seria explicado pela redução no uso consuntivo, uma vez que haveria redução das áreas com uso agropecuário e silvícola. No entanto, apenas o custo técnico-operacional estimado para a recuperação das áreas inaptas ao uso

agropecuário e silvícola seria da ordem de R\$ 1,3 bilhão. Cabe destacar que esse custo não inclui o custo de oportunidade da terra, ou seja, a produção agropecuária e silvícola sacrificada.

Na “precificação” da água, deveria ser incluído o custo de reordenamento do uso e da ocupação das terras segundo a aptidão do solo e o custo de oportunidade de uso do solo. Contudo, as propostas elaboradas no Brasil, inclusive a apresentada pelo Coaliar, não levam em conta na devida medida os custos envolvidos no provimento dos serviços ecossistêmicos, entre eles a disponibilidade hídrica. O principal critério adotado no País para a definição dos PUBs é o menor impacto na planilha de custos dos principais usuários da água. O resultado é que o PUB não é capaz de estimular o reordenamento do uso e da ocupação das terras, uma vez que não reflete o custo efetivo de provimento dos serviços ecossistêmicos.

Nesse sentido, o uso da modelagem poderia subsidiar a gestão de bacias para que fosse adotada uma gestão integrada dos recursos naturais, e não apenas hídrica. Contudo, a gestão integrada deve considerar algumas das características inerentes aos ecossistemas: irreversibilidade da degradação, pois, uma vez degradado o ecossistema, apenas parte pode ser recuperada; incerteza quanto aos resultados da intervenção humana; escala física de uso antrópico dos ecossistemas; estreita interdependência entre os componentes do ecossistema e deste com o sistema antrópico. Por exemplo, a disponibilidade de água limpa requer a presença

de “ecossistemas saudáveis”, cujas interações entre solo, água, vegetação e clima asseguram importantes serviços para o bem-estar humano e para a manutenção da relativa estabilidade dos ecossistemas. Esses serviços incluem a purificação da água, o controle do fluxo, a infiltração e armazenagem de água e a manutenção de ecossistemas aquáticos (STANTON et al., 2010).

A partir dessa perspectiva, a gestão de bacias não deveria ter como foco apenas a melhoria da qualidade e da disponibilidade hídrica, uma vez que a qualidade está vinculada à relativa estabilidade dos ecossistemas e da relação entre o sistema natural e antrópico. Na verdade, o objetivo da gestão de bacias deveria ser a melhoria da qualidade do ecossistema como um todo, e não apenas de suas partes, promovendo uma verdadeira gestão integrada dos recursos naturais. Nesse sentido, a cobrança pelo direito de uso da água deveria ser ampliada para outros serviços ecossistêmicos e, quando possível, amparada por esquemas de PSAs.

Por último, cabe destacar que neste trabalho foi avaliada apenas a disponibilidade hídrica proporcionada pela adequação do uso e da ocupação das terras segundo a aptidão de uso do solo. Contudo, sabe-se que a recuperação da cobertura vegetal proporciona outros serviços ecossistêmicos, tais como: redução da taxa de erosão,

aumento da captura e armazenagem de carbono, qualidade da água, beleza cênica, etc. Desse modo, a gestão dos recursos naturais deveria, na devida medida, incorporar a interdependência entre os componentes ecossistêmicos e destes com o sistema econômico, proporcionando, de fato, um modelo de gestão integrada dos recursos naturais, ainda inexistente no Brasil e na maior parte do mundo.

Referências

ANA. Agência Nacional de Águas. **Relatório 2008**: cobrança pelo uso de recursos hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. 2009. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/cobrancauso/>>. Acesso em: 14 set. 2010.

BRANCO, S. M. **Água**: origem, uso e preservação. 2. ed. São Paulo: Moderna, 2003.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934, que instituiu o Código de Águas. **Diário Oficial da União**, 20 jul. 1934. Seção 1, p. 14738. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-24643-10-julho-1934-498122-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 22 jun. 2010.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21º da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, 9 jan. 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm>. Acesso em 20 ago. 2007.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural capital and sustainable development. **Conservation Biology**, v. 6, p.37-46, 1992.

GARCIA, J. R. **Valoração, cobrança pelo uso da água e a gestão das bacias hidrográficas do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira**: uma abordagem econômico-ecológica. 2012. 265 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

GIANINI, T. **Tão valiosa quanto o petróleo**: a falta de água no mundo está criando um mercado bilionário que atrai grandes empresas, como GE, Siemens e Dow. 2008. Disponível em: <<http://planetasustentavel.abril.com.br>>. Acesso em: 21 nov. 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário**–2006. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05 out. 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Pecuária Municipal** – 2009a. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 nov. 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agrícola Municipal** – 2009b. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 nov. 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da extração vegetal e da silvicultura** – 2009c. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 nov. 2011.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estados@** – 2010. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05 out. 2010.

INSTITUTO CARBONO BRASIL. **Mercado de carbono**: mercado voluntário. 2010. Disponível em: <<http://www.institutocarbonobrasil.org.br>>. Acesso em: 23 nov. 2011.

ITCG. Instituto de Terras Cartografia e Geociências. **Produtos cartográficos**. Disponível em: <www.itcg.pr.gov.br>. Acesso em: 23 jul. 2011.

KAREIVA, P.; TALLIS, H.; RICKETTS, T. H.; DAILY, G. C.; POLASKY, S. **Natural capital**: theory and practice of mapping ecosystem services. New York: Oxford University Press, 2011.

LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI JUNIOR, R.; BERTOLINI, D.; ESPINDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4. aproximação. Campinas: SBCS, 1991, 175 p.

MERICO, L. F. K. **Introdução à economia ecológica**. 2. ed. Blumenau, SC: Edifurb, 2002.

MULLER, F. B. **Valor do mercado voluntário de CO₂ cai 47% em 2009**. Reportagens Carbono Brasil. 2010. Disponível em: <www.institutocarbonobrasil.org.br>. Acesso em: 23 nov. 2011.

OCDE. Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico. **OECD environment outlook to 2030**. 2008. Disponível em: <www.oecd.org>. Acesso em: 28 maio 2010.

PARANÁ. Lei Estadual nº 12.726, de 26 de novembro de 1999, institui a Política Estadual de Recursos Hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial**, n. 5628 de 29 de nov. 1999. Disponível em: <<http://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/listarAtosAno.do?action=exibir&codAto=5849&codItemAto=40340>>. Acesso em: 09 set. 2010.

PEREIRA JUNIOR, J. S. **Dessalinização de água do mar no litoral nordestino e influência da transposição de água na vazão do Rio São Francisco**. 2005. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br>>. Acesso em: 21 nov. 2011.

PINHATTI, A. L. **Aspectos conceituais da gestão de recursos hídricos e sua aplicação no caso das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá-SP**. 1998. 155 f. Dissertação (Mestre em Geociências) – Instituto de Geociências da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br>>. Acesso em: 02 ago. 2011.

PRESS, V. S. **Huge desalination plant to open**. Israel21c. Disponível em: <www.israel21c.org/briefs/huge-desalination-plant-to-open>. Acesso em: 21 nov. 2011.

SILVA, J. A. A.; NOBRE, A. D.; MANZATTO, C. V.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; SKORUPA, L. A.; NOBRE, C. A.; AHRENS, S.; MAY, P. H.; SÁ, T. D. A.; CUNHA, M. C.; RECH FILHO, E. L. **O código florestal e a ciência: contribuições para o diálogo**. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC); Academia Brasileira de Ciências (ABC), 2011. 124 p. Disponível em: <www.abc.org.br/IMG/pdf/doc-547.pdf>. Acesso em: 27 abr. 2011.

STANTON, T.; ECHAVARRIA, M.; HAMILTON, K.; OTT, C. **State of watershed payments: an emerging marketplace**. 2010. Disponível em: <www.forest-trends.org/documents/files/doc_2438.pdf>. Acesso em: 12 dez. 2011.

TALLIS, H. T. **InVEST 2.1 Beta user's guide: integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs**. 2011. Disponível em: <www.naturalcapitalproject.org>. Acesso em: 29 jun. 2011.

TATTO, N.; GAZETTA, C. A. **Recuperando as matas ciliares do Vale do Ribeira**. São Paulo: Instituto Socioambiental, Eldorado-SP, Instituto Vivágua, 2009. Disponível em: <<http://www.ciliosdoribeira.org.br/files/cartilha.pdf>>. Acesso em: 02 ago. 2011.

TOSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do Município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Disponível em: <www.bibliotecadigital.unicamp.br>. Acesso em: 29 jun. 2011.



A valoração ambiental a partir da economia ecológica: um estudo de caso para a poluição hídrica na cidade de Volta Redonda, RJ¹

Roberta Fernanda da Paz de Souza Paiva

A gestão eficiente dos recursos naturais depende da adoção de instrumentos que permitam a inserção, nos processos decisórios, de variáveis que reflitam a complexidade ecossistêmica e sua importância para o fornecimento de bens e serviços indispensáveis à manutenção da vida humana e de outras espécies.

Por meio da aplicação de métodos de valoração capazes de estimar, em termos monetários, o valor atribuído aos recursos naturais, são obtidas informações que, ao serem inseridas nas avaliações custo-benefício, tendem a contribuir para a gestão dos recursos naturais e permitem avançar em termos de preservação, recuperação e conscientização ambiental.

Atualmente, grande parte dos estudos considerados pelos gestores na construção de políticas e ações voltadas à melhoria ambiental capta apenas parcelas de valor econômico associadas ao recurso avaliado e deixa de lado outras importantes dimensões, subestimando, assim, o seu valor. Ao tomar como base apenas os bens e serviços que possam contribuir de maneira direta com o bem-estar da população, esses estudos acabam por obter resultados reducionistas e não contribuem de maneira eficaz para a resolução dos problemas ambientais.

Para a Economia Ecológica, deve-se ampliar o escopo dos exercícios de valoração para que eles possam, a partir dos resultados obtidos por meio de avaliações ecossistêmicas mais completas, captar maiores parcelas das dimensões associadas aos recursos ambientais – as dimensões econômica, ecológica e sociocultural.

Outra discussão pertinente refere-se à seleção dos métodos de valoração adequados para tais estimativas. Para isso, as bases nos quais se apoiam (preferências individuais, coletivas ou processos naturais) devem estar adequadas ao problema e à dimensão avaliados.

Além dessas dimensões, também devem ser consideradas as características intrínsecas a tais recursos que, frequentemente, tornam as decisões que os envolvem cercadas de incertezas, inviabilizando a tomada de decisão baseada na análise custo-benefício convencional e exigindo a aplicação do princípio da precaução.

¹ Adaptado de: PAIVA, R. F. da P. de S. **A valoração econômica ambiental a partir da economia ecológica: um estudo de caso para a poluição hídrica e atmosférica na cidade de Volta Redonda/RJ.** 2010. 150f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP. Disponível em: <<http://cutler.unicamp.br/document/?code=000782560&opt=1>>. Acesso em: 25 fev. 2015.

Vale ressaltar que, para a Economia Ecológica, não se trata apenas de atribuição de valor monetário para embasar a decisão de alocação eficiente dos recursos ambientais. A questão vai muito além: trata-se de identificar estruturas e serviços ecossistêmicos (para os quais não existem substitutos perfeitos) determinantes às diversas formas de vida e mensurar quais seriam os impactos gerados caso houvesse perda dessa estrutura e, como consequência, dos bens e serviços por ela fornecidos, preocupando-se com a distribuição justa e a escala sustentável de utilização desses bens e serviços.

Diante do exposto, este estudo buscou contribuir para a agregação de informações acerca da poluição hídrica na cidade de Volta Redonda, RJ, a partir da valoração feita usando bases mais amplas. Além da captação do valor econômico associado ao Rio Paraíba do Sul, estimou-se uma parcela de seu valor ecológico. Buscou-se, ainda, agregar informações acerca da percepção dos indivíduos da referida cidade acerca da problemática ambiental e da importância de suas ações para a conservação do recurso hídrico.

A escolha do Rio Paraíba do Sul (trecho de Volta Redonda) justifica-se pelos níveis de poluição detectados no rio, gerados pela forte presença de grandes indústrias na cidade e nos arredores, além da alta taxa de esgotos lançados sem tratamento em seu curso, já que, segundo dados da Prefeitura Municipal de Volta Redonda, cerca de 85% dos domicílios não têm seu esgoto tratado.

Além desta introdução, para o cumprimento dos objetivos do trabalho, faz-se uma breve apresentação de alguns conceitos citados pela Economia Ecológica como importantes para o entendimento da discussão proposta. Em seguida, são apresentados os aspectos metodológicos adotados para o desenvolvimento da pesquisa, os resultados obtidos e as considerações pertinentes e, por fim, as conclusões.

As funções e os serviços ecossistêmicos e suas dimensões de valor

Nesta seção são apresentados, de maneira sucinta, conceitos fundamentais para o entendimento da importância da adoção de bases mais amplas nos estudos de valoração ambiental. Trata-se das definições acerca das funções e dos serviços ecossistêmicos e da diversidade de dimensões de valor a eles associados.

A diversidade e a complexidade das funções e dos serviços ecossistêmicos

Segundo De Groot et al. (2002), as funções do ecossistema podem ser definidas como “capacidade dos processos e componentes naturais de fornecer bens e serviços que satisfazem as necessidades humanas direta ou indiretamente”. Para esses autores, “cada função é o resultado dos processos naturais do

subsistema ecológico do qual ela faz parte”, e os processos naturais são “um resultado de interações complexas entre componentes bióticos e abióticos dos ecossistemas através das forças dirigentes de matéria e energia”. Sendo assim, como complementam Costanza et al. (1997), os bens (tal como alimento) e serviços (tal como assimilação dos resíduos) do ecossistema representam benefícios das funções do ecossistema dos quais a populações humanas desfrutam direta ou indiretamente.

Daly e Farley (2003), ao conceituar funções e serviços ecossistêmicos, ressaltam, ainda, a dependência entre economia e meio ambiente. Segundo eles “é impossível criar alguma coisa a partir de coisa alguma; toda produção econômica requer um fluxo de recursos naturais gerados pelo estoque de capital natural”. Dessa forma, “produção requer matéria-prima da estrutura ecossistêmica. A estrutura ecossistêmica gera funções ecossistêmicas, que fornecem serviços e toda produção econômica gera impactos nos serviços ecossistêmicos”. Perdas de componentes dessa estrutura – que podem decorrer da ação humana – trazem impactos desconhecidos ao ecossistema e, conseqüentemente, à vida animal e humana.

Os conceitos apresentados evidenciam a existência de processos baseados na integração/interação complexa entre diversas partes de um todo e os caracterizam como imprescindíveis à conservação das diversas “partes”, com vistas à proteção das funções desenvolvidas pelo “todo”. A ocorrência de tal interação deve ser sustentável, para que os processos ecológicos sejam preservados.

Para o Conselho de Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005), as funções podem ser classificadas em grupos funcionais segundo as seguintes categorias:

- **Serviços de abastecimento:** agrupam os produtos obtidos dos ecossistemas (alimento, água doce, combustível, fibras, recursos genéticos, etc.).
- **Serviços de regulação:** agrupam os benefícios obtidos da regulação dos processos dos ecossistemas (regulação do clima, de enfermidades, da água, etc.).
- **Serviços culturais:** agrupam os benefícios intangíveis obtidos dos ecossistemas (espirituais e religiosos, recreativos e ecoturísticos, estéticos, inspiracionais, educacionais).
- **Serviços de apoio:** agrupam os serviços necessários para a produção de todos os outros serviços dos ecossistemas (formação do solo, ciclo de nutrientes, produção primária, etc.).

Mesmo que de formas ou em níveis diferentes² os serviços ecossistêmicos são determinantes para o fornecimento direto ou indireto dos recursos necessários à manutenção do bem-estar humano. A regulação da água, por exemplo, está diretamente ligada à manutenção da saúde humana, à irrigação (necessária para a produção de alimentos em grande escala), às atividades industriais, ao controle de inundações, à recreação e ao ecoturismo, entre outros serviços.

Além do bem-estar humano, as condições futuras do estoque de capital natural e dos bens e serviços ambientais fornecidos por ele dependem da forma de utilização desses bens e serviços no presente. Assim, o melhor conhecimento das complexas e complementares funções ecossistêmicas e os bens e serviços por elas gerados oferecem alguma noção acerca dos verdadeiros impactos nocivos gerados por sua degradação. Diz-se alguma noção, porque tais impactos ainda não são conhecidos em sua totalidade em decorrência da incerteza que permeia os ecossistemas. Pode-se, ainda, a partir de tais informações, discutir sobre as parcelas do valor total dos ecossistemas relacionadas aos diversos serviços por eles prestados.

Avaliação de funções e serviços ecossistêmicos

A necessidade de atribuição de valor aos recursos naturais e serviços por eles prestados tornou-se senso comum entre os estudiosos sobre o assunto. Apesar disso, muitos aspectos relacionados à capacidade de captar a totalidade do valor dos bens e serviços ecossistêmicos ainda merecem muita discussão. Dois dos principais aspectos referem-se aos métodos de valoração utilizados para captar o valor dos recursos naturais e ao próprio entendimento do valor do ecossistema.

Neste trabalho, não se tem como objetivo discutir a validade dos métodos de valoração ambiental³, mas sim apresentar algumas das dimensões do valor dos ecossistemas e relacioná-las às funções ecossistêmicas descritas anteriormente.

O valor do ecossistema, segundo a Avaliação Ecológica do Milênio (2005), divide-se entre as abordagens utilitárias e não utilitárias. O paradigma utilitário (antropocêntrico) de valor baseia-se no fato de que os indivíduos extraem utilidade dos bens e serviços ecossistêmicos, seja direta ou indiretamente, seja no presente ou no futuro. A partir da agregação das utilidades individuais, obtém-se o valor monetário para o serviço ambiental em questão.

Os métodos de valoração que captam o valor a partir da abordagem utilitária procuram captar as diferentes parcelas do valor econômico total (VET). O VET dos ativos ambientais, segundo Tietenberg (2000), pode ser dividido em três componentes:

² A percepção de bem-estar está relacionada a diversos fatores, como geografia, cultura, renda, fatores culturais, entre outros.

³ Para saber detalhes sobre os métodos de valoração ambiental, consultar Vatn e Bromley (1994), Motta (1998, 2007), Nogueira et al. (2000), Daly e Farley (2003), entre muitos outros.

Valor de uso (VU): Reflete o uso direto dos recursos ambientais. Como exemplo, tem-se o valor dos peixes retirados dos rios, da madeira retirada da floresta, da água extraída para irrigação, da beleza de uma cena conferida por uma bela vista.

Valor de uso indireto (VUI): É aquele oriundo dos usos indiretos e abrange, de forma ampla, as funções ecológicas da biodiversidade. Por exemplo: ciclagem de nutrientes, redução da poluição do ar, regulação climática, polinização, entre outros.

Valor de Opção (VO): Reflete a disposição das pessoas para utilizar o recurso no futuro, deixando de utilizá-lo no presente.

Valor de não-uso (VNU) ou Valor de existência (VE)⁴: É o valor derivado da satisfação que as pessoas obtêm pelo simples fato de que um recurso natural existe e está sendo preservado.

A partir da definição do(s) tipo(s) de valor(es) atribuído(s) aos serviços ecossistêmicos em análise, deve-se determinar o(s) método(s) de valoração capaz(es) de estimá-lo(s)⁵.

Enquanto as bases do conceito utilitário de valor estão na capacidade de uso (ou não) dos recursos naturais, o conceito de valor não utilitário parte de bases éticas, religiosas, culturais e filosóficas para determinar o valor dos recursos naturais. De acordo com esses preceitos, os ecossistemas são valiosos mesmo que não contribuam diretamente para o bem-estar humano, e devem ser considerados os valores ecológicos, socioculturais (históricos, nacionais, éticos, religiosos e espirituais) e intrínsecos dos bens fornecidos pelos ecossistemas (AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO, 2005).

De maneira mais abrangente, De Groot et al. (2002) apresentam três categorias de valor: valor ecológico, valor sociocultural e valor econômico. O valor ecológico depende da capacidade do ecossistema de fornecer bens e serviços, e essa capacidade depende de fatores como as inter-relações entre as partes do ecossistema, sua complexidade e raridade. Quanto mais íntegro o ecossistema se mantém, maior é seu valor.

O valor sociocultural refere-se aos benefícios não materiais fornecidos pelo meio ambiente, como enriquecimento espiritual, desenvolvimento mental e lazer (DE GROOT et al., 2002).

⁴ Apesar de contemplar uma parcela do valor o intrínseco, o valor de existência só será alvo de maiores preocupações para o paradigma não utilitário de valor.

⁵ Para saber mais detalhes, consultar Farber et. al. (2006), Paiva (2010), entre outros.

Para Ricklefs (2003), o valor de cada espécie deve ser baseado em considerações morais gerais, na estética, na economia, nos benefícios recreacionais providos por elas e no seu papel como indicadores da deterioração ambiental.

A diversidade de “valores” atribuídos aos bens e serviços ambientais deve-se à grande gama de benefícios que o meio ambiente pode prover. Esses benefícios podem ser diretos ou indiretos, materiais ou não materiais, humanos ou ecológicos, presentes ou futuros. Assim, os estudos de valoração ambiental, para que sejam o mais completos possível, devem considerar os diversos serviços gerados pelo recurso objeto da análise. Entretanto, essa não constitui uma tarefa fácil, em decorrência da alta complexidade dos sistemas ecológicos. Além de estarem definidos em vários níveis de escala, os sistemas ecológicos são formados por componentes estruturais de níveis múltiplos, como paisagem, solos, clima, fauna, flora e outros, integrados por processos como competição, decomposição, crescimento e outros (FOWLER; AGUIAR, 1991).

Além da complexidade ecológica, devem ser observadas as complexas e não totalmente conhecidas relações entre o ecossistema e as ações humanas. O ecossistema é fonte de bens e serviços que propiciam bem-estar humano, enquanto as ações humanas impactam a estrutura e as funções ecossistêmicas. São relações integradas, interdependentes e dinâmicas, que demandam análises interdisciplinares para que sejam conhecidas em sua totalidade. Todas essas relações interferem no valor dado aos recursos naturais, o que torna a sua determinação ainda mais difícil.

Materiais e métodos

Com vistas a cumprir os objetivos propostos, são apresentados nesta seção a caracterização da área de estudo e os dois métodos alternativos de valoração aplicados: valoração contingente e análise de energia.

Caracterização da área de estudo

O estudo de caso tem como referência a cidade de Volta Redonda, localizada na região do Médio Paraíba, ao sul do Estado do Rio de Janeiro, e habitada por uma população estimada em 257.853 habitantes (IBGE, 2011).

A principal fonte de abastecimento de água da cidade é o Rio Paraíba do Sul, responsável também por parte do atendimento das demandas hídricas de três estados brasileiros (RJ, SP e MG) e, portanto, um recurso de extrema importância para o desenvolvimento econômico e social do País.

A Bacia do Rio Paraíba do Sul abrange 180 municípios, 39 deles localizados no Estado de São Paulo, 53 no Estado do Rio de Janeiro e 88 em Minas Gerais, em uma área total de 56.500 km² e abastece cerca de 14,2 milhões de pessoas (CEIVAP, 2009).

A gestão da referida bacia compete ao Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (Ceivap), que é responsável pelas decisões sobre as questões relacionadas aos usos múltiplos das águas da Bacia do Rio Paraíba do Sul e conta, para isso, com a utilização de alguns instrumentos, como a cobrança pelo uso da água e a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, que contribuem para o seu uso racional e sua valorização pela população.

A população de Volta Redonda é uma das que se beneficia com as águas do Rio Paraíba do Sul. Além de única fonte de abastecimento da cidade, o rio é o único corpo receptor de todos os dejetos eliminados pela ação antrópica e natural. Como em diversas regiões que compõem essa bacia, na cidade de Volta Redonda são desenvolvidas diversas atividades econômicas que contribuem expressivamente para o seu consumo e degradação.

As atividades industriais são predominantes na cidade, o que faz com que os despejos de cargas de poluentes degradem as condições das águas. O despejo de esgoto doméstico sem tratamento também contribui para a poluição do Paraíba do Sul, já que na cidade, segundo dados da Prefeitura Municipal de Volta Redonda, apesar da coleta de 100% do esgoto doméstico, apenas 15% desse é tratado antes de ser despejado no curso d'água.

Atualmente, algumas medidas que buscam a redução dos níveis de poluição vêm sendo adotadas, como o tratamento dos resíduos pelas indústrias e a construção de estações de tratamento de esgoto pela prefeitura municipal, e têm contribuído para a redução dos níveis de poluição. Entretanto, essas medidas ainda não são suficientes para a eliminação da poluição, e é necessária a sua intensificação e disseminação para outras cidades que, a montante, utilizam esse recurso.

Além dos despejos de dejetos realizados intencionalmente, há os acidentes ambientais que ocorrem repentinamente e elevam os níveis de substâncias tóxicas no rio. Essa região é muito suscetível a tais acidentes em decorrência da sua característica industrial e do elevado tráfego de cargas perigosas que podem, em acidentes, descarregar poluentes que chegam até o Paraíba do Sul através de seus efluentes (INEA, 2009).

O método de valoração contingente

Procurando contornar o problema da inexistência de mercado para os bens públicos, são utilizados recursos como o método de valoração contingente (MVC), capaz de estimar valores monetários para os ativos ambientais.

O MVC baseia-se na construção de um mercado hipotético e busca, por meio de entrevistas (*surveys*) pessoais, captar a disposição a pagar (DAP, ou a disposição a aceitar – DAC –) dos indivíduos em face das alterações na disponibilidade de recursos ambientais. Nesse sentido, busca-se simular cenários cujas características

estejam o mais próximas possível das existentes no mundo real, para que o indivíduo revele suas verdadeiras preferências, expressas em valores monetários. Os valores da DAP/DAC seriam obtidos usando as informações adquiridas nas respostas sobre quanto os indivíduos estariam dispostos a pagar para garantir a melhoria de bem-estar, ou quanto estariam dispostos a aceitar em compensação para suportar uma perda de bem-estar.

Para Romeiro e Maia (2003), o MVC difere dos demais pela forma direta de captação dos valores na população e possibilita a estimativa tanto dos valores de uso quanto dos valores de existência dos recursos ambientais.

O Manual para Valoração Econômica de Recursos Ambientais elaborado pelo Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2002) descreve os estágios para a aplicação do MVC. No primeiro estágio, define-se a pesquisa e o questionário, determinado-se: a) o objeto de valoração; b) a medida de valoração; c) a forma de eliciação; d) o instrumento de pagamento; e) a forma da entrevista; f) o nível de informação; g) os lances iniciais; h) as pesquisas focais; e i) o desenho da amostra.

O MVC vem sendo utilizado em larga escala para estimar monetariamente o valor dos recursos ambientais. Neste trabalho, foi operacionalizada a aplicação do referido método, com vistas a captar a DAP dos habitantes da cidade de Volta Redonda por meio da implantação de um projeto de despoluição do Rio Paraíba do Sul. Tal projeto, como informado aos habitantes, tenderia a recuperar a qualidade das águas do rio, tornando melhor a qualidade de vida da população.

A partir da delimitação do objeto de estudo (Rio Paraíba do Sul), foi feita uma pesquisa com vistas à elaboração do questionário a ser aplicado, já que por meio dele deveriam ser captadas as informações necessárias ao cumprimento do objetivo proposto. Segundo Mitchel e Carson (1989), devem ser elaboradas questões que detalhem o bem e o cenário a serem valorados pelo entrevistado, questões que captem a DAP desses entrevistados e questões que informem sobre as características do entrevistado, suas preferências e os usos que fazem do recurso.

Assim, no desenho do questionário, a partir da estrutura proposta anteriormente, foram determinadas as questões a serem apresentadas com base nas recomendações do painel da National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Foi observada a necessidade de inclusão de perguntas que pudessem eliminar alguns vieses, além da escolha da forma de pagamento mais adequada a ser oferecida, do tamanho do questionário, entre outras.

O método utilizado no estudo foi o *Referendum single*, a partir da abordagem de Hanemann (1984). Sua aplicação consiste em oferecer ao entrevistado um valor sorteado entre um conjunto de valores que pertencem a uma escala de valores predeterminada, por meio da pergunta: "O sr(a) estaria disposto(a) a contribuir com

R\$ X reais para o financiamento de um projeto de despoluição do Rio Paraíba do Sul?”.

Seguindo ainda recomendações da literatura, foi apresentada ao entrevistado uma questão que possibilitasse justificar sua resposta caso ele se negasse a pagar pela recuperação do recurso.

Outra fase importante de preparação para aplicação do estudo consistiu na elaboração do cenário descrito na caracterização do mercado hipotético. As características do ativo em questão, o Rio Paraíba do Sul no caso do presente estudo, foram apresentadas ao entrevistado para que ele pudesse concluir pela disposição a pagar (ou não) pela melhoria do recurso ambiental.

A determinação da amostra partiu de uma população de 70.867 domicílios na cidade de Volta Redonda, segundo dados do Censo Populacional de 2000 (IBGE, 2009). A escolha dos domicílios como unidade de análise justifica-se pelo fato de que o meio de pagamento oferecido aos entrevistados foi a conta de água (ou seja, uma por domicílio). Assim, procurou-se aplicar os questionários no fim de semana, para que os chefes de família pudessem opinar.

Foi aplicado um total de 106⁶ questionários (entrevistas pessoais) divididos em 15 bairros de Volta Redonda, sorteados aleatoriamente entre os 51 bairros oficiais da cidade. A partir dos bairros sorteados, os questionários foram distribuídos de maneira proporcional à sua população. Com base nas informações coletadas, foi aplicado o modelo *Logit*, selecionado por possibilitar a estimativa de uma regressão em que a variável dependente é categórica dicotômica e as variáveis preditoras são contínuas ou categóricas (GUJARATI, 2006)⁷.

As variáveis utilizadas para a estimativa do modelo foram: valor (pagamento proposto ao entrevistado), sexo, idade, anos de estudo, profissão, renda mensal, renda mensal familiar, número de pessoas que moram no domicílio, água mineral (se consumiam ou não), prática de atividades que contribuam para a preservação ambiental (se dispunham-se a praticar ou não).

Por fim, foi calculado ainda o efeito marginal de cada variável explicativa sobre a probabilidade de aceitação da DAP.

O método de análise de energia

O método de análise de energia busca captar parcelas de valor ecológico associado aos recursos naturais por meio da conversão de quantidades de energia produzidas ou capturadas por determinados recursos naturais em unidades monetárias, possibilitando, assim, sua inserção na contabilidade ambiental.

⁶ O cálculo da amostra consta de Paiva (2010).

⁷ Para mais informações sobre o modelo estimado, consultar Paiva (2010).

Segundo Costanza et al. (1989), “o método da análise de energia considera a quantidade total de energia capturada pelos ecossistemas naturais como uma estimativa do seu potencial para fazer trabalho útil para a economia”. Marques (2010) argumenta que o “método propõe definir os valores ecológicos dos ecossistemas em função dos custos da energia envolvida na sua produção”. Dada a complexidade da referida metodologia, Costanza et al. (1989) apresentaram a aplicação de uma simplificação prontamente calculável, descrita a seguir.

Para o cálculo do valor ecossistêmico, parte-se do princípio de que a produtividade primária total (GPP) do ecossistema inteiro pode ser utilizada como índice da energia solar capturada pelo sistema para, então, converter esse valor de energia em unidades monetárias (COSTANZA et al., 1989).

A produção primária bruta (PPB) é a conversão da totalidade do carbono inorgânico em carboidratos, que vão servir como fonte de energia para consumidores primários, decompositores e detritívoros ao longo dos níveis tróficos (TEIXEIRA, 2003), o que indica seu importante papel no ecossistema.

De maneira simplificada, Costanza et al. (1989), que aplicaram o método para avaliar áreas úmidas na Louisiana, EUA, por meio da PPB do ecossistema em questão, enumeram os procedimentos para sua aplicação:

- a. Determinar a PPB do recurso em questão;
- b. Converter essa estimativa em equivalentes de combustíveis fósseis;
- c. Converter o valor desses equivalentes em unidades monetárias usando uma razão de valor econômico de economia ampla, por unidades de energia, normalmente a relação entre o PIB e o uso de energia da economia total.

Uma das limitações do método seria o fato de a técnica da GPP não levar em conta a interdependência entre habitats ou diferenças na produtividade dentro do mesmo tipo de habitat, além da necessidade de trabalhar com dados o mais precisos possível.

Seguindo tal metodologia, no presente estudo de caso o valor ecológico dos serviços ecossistêmicos prestados pelos recursos aquáticos é avaliado por meio da PPB fitoplanctônica. Nos ecossistemas aquáticos, o fitoplâncton constitui o principal corpo fotossintetizante, responsável pela maior parte da produção orgânica.

A PPB é a conversão da totalidade do carbono inorgânico em carboidratos que vão servir como fonte de energia para consumidores primários, decompositores e detritívoros ao longo dos níveis tróficos (TEIXEIRA, 1973), o que indica seu importante papel no ecossistema.

Para o desenvolvimento do exercício de valoração, a PPB considerada foi a do Reservatório do Funil, situado no Rio Paraíba do Sul, nas cidades de Resende e Itatiaia. Essa produtividade foi calculada por Basile-Martins et al. (1985) em um estudo feito no ano de 1979. A utilização desses dados justifica-se pela falta de estudos dos órgãos competentes para o período recente, e a aplicação do método é, portanto, ilustrativa.

Resultados e discussão

Nesta seção, são apresentados os resultados para os métodos de valoração aplicados e as discussões pertinentes.

O valor econômico do Rio Paraíba do Sul estimado usando as preferências individuais: uma aplicação do método de valoração contingente

Como foi exposto na seção anterior, o questionário aplicado foi constituído por perguntas que caracterizam o entrevistado, suas preferências e captam sua DAP pela melhoria do recurso ambiental em questão. No presente estudo, as análises estão baseadas nas respostas de 103 questionários, já que, após a realização de 106 entrevistas, 3 questionários foram excluídos por problemas de preenchimento. Alguns dos resultados obtidos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Média e desvio padrão das variáveis explicativas quantitativas e proporções de casos para as variáveis explicativas qualitativas.

| Variável explicativa | Média | Desvio padrão | Proporção (%) |
|---|----------|---------------|---------------|
| Valor proposto | 15,08 | 12,11 | - |
| Renda individual | 1.268,76 | 1.045,98 | - |
| Renda familiar | 2.099,07 | 1.594,34 | - |
| Anos de estudo | 11,17 | 4,319 | - |
| Idade | 47,71 | 14,709 | - |
| Sexo | | | |
| Homens | - | - | 54,4 |
| Consumo de água mineral | - | - | 47,6 |
| Problema ambiental | | | |
| Poluição atmosférica | - | - | 56,3 |
| Poluição hídrica | - | - | 31,1 |
| Desflorestamento | - | - | 6,8 |
| Adota prática de atividade que preserve o meio ambiente | - | - | 75,7 |
| Disponibilidade de execução de tarefas em prol do meio ambiente | - | - | 75,7 |

Os dados apresentados indicam a média de 2,7 e 4,5 salários mínimos para os indivíduos e para as famílias, respectivamente. Considerada a renda per capita e incluídos no cálculo todos os membros residentes nos domicílios, é obtido um valor correspondente a R\$ 666,00, e em 56% dos domicílios pesquisados a renda per capita está abaixo desse valor.

A média dos anos de estudo observada (11,17) é superior às médias nacional (7,15) e regional (7,95) para a mesma faixa etária (a partir de 20 anos de idade), segundo o IBGE (2008).

Quanto aos problemas ambientais mais preocupantes na cidade de Volta Redonda, a poluição atmosférica, escolhida por 56,3% dos entrevistados como a mais prejudicial, é o mais representativo. Esse fato é compreensível, já que a poluição do ar na cidade gera uma série de problemas para a população⁸.

Apesar de ocupar a segunda colocação, a poluição hídrica também é fonte de desconforto para os moradores da cidade, que convivem com despejo de esgotos e com acidentes ambientais que acabam por degradar as águas do Rio Paraíba do Sul. Neste estudo, 31,1% dos entrevistados indicaram a poluição hídrica como o problema ambiental mais preocupante na cidade.

Outro dado que confirma a preocupação das pessoas quanto à qualidade da água do Rio Paraíba do Sul é o nível de respostas positivas relacionadas à aquisição de água mineral para o consumo da família. Foram 47,6% de respostas afirmativas a essa questão.

Além de estar sensível a algum problema ambiental, a maioria dos entrevistados também declarou a adoção de práticas que beneficiam o meio ambiente, como: economia de água e energia, separação seletiva de lixo, reciclagem de materiais, entre outras. Sabe-se que muitas das práticas adotadas geralmente são motivadas pela redução das despesas das famílias, mas, de qualquer maneira, elas contribuem para a preservação dos recursos ambientais.

Outra pergunta importante para o estudo reflete a disposição dos indivíduos para executar tarefas em prol da preservação ambiental e indica a importância dada pelos entrevistados aos recursos ambientais. A maioria, ou 75,7% dos entrevistados, declarou-se disposta a executar tarefas como mutirão de limpeza, trabalhos de conscientização da população, passeatas, etc., para contribuir com a recuperação e preservação do Rio Paraíba do Sul.

Quanto à DAP, 53,4% dos entrevistados não se dispuseram a pagar pela recuperação e preservação do Rio Paraíba do Sul, enquanto 46,6% estariam dispostos a contribuir por meio do pagamento do lance que lhes foi ofertado.

⁸ Para mais detalhes, consultar Paiva (2010).

Aos que não se dispuseram a pagar foi feita uma pergunta na qual eram apresentadas alternativas para justificar o motivo do não pagamento (Tabela 2).

Tabela 2. Motivos associados à não disposição a pagar (DAP) pela melhoria na qualidade do Rio Paraíba do Sul.

| Motivos associados à não contribuição | Frequência | Proporção (%) |
|---------------------------------------|------------|---------------|
| O valor é muito alto | 9 | 16,4 |
| O problema é do governo | 11 | 20 |
| Não confio no uso dos recursos | 9 | 16,4 |
| Não acho o assunto importante | 1 | 1,8 |
| Preciso de mais tempo para pensar | 2 | 3,6 |
| Já pago muitos impostos e taxas | 21 | 38,2 |
| Não concordo com a forma de pagamento | 2 | 3,6 |

O motivo mais apontado para o não pagamento é que o entrevistado já paga muitos impostos e taxas (38,2 %) e não se dispõe a pagar mais uma. Outros fatores mais citados são a atribuição da responsabilidade de recuperar e conservar o Rio Paraíba do Sul ao governo (20%) e a não confiança na aplicação dos recursos pelos órgãos públicos no programa de despoluição proposto (16,4%).

Essas opções evidenciam um viés de protesto em relação à pesquisa. As pessoas negam-se a pagar por discordarem de algo relacionado à pesquisa, ao recurso ou ao poder público, mesmo que acreditem que os programas de despoluição e o recurso ambiental sejam importantes. Em relação ao total de questionários aplicados, 39,8% das pessoas negaram-se a contribuir por motivo de protesto. O excesso de tributos cobrados da população e a descrença da sociedade no poder público contribuem para o aumento de respostas negativas e leva à subestimação do valor do recurso avaliado.

O valor elevado da contribuição foi apontado por 16,4% dos entrevistados que se negaram a pagar como motivo para a negativa. Dois entrevistados (3,6%) precisariam de mais tempo para pensar e dois não concordaram com a forma de pagamento (viés de pagamento). Apenas um entrevistado alegou não se importar com o assunto.

Como foi citado anteriormente, a pergunta relacionada à disposição à realização de uma tarefa em prol do meio ambiente é importante, pois pessoas que não se disponham a contribuir monetariamente podem expressar sua intenção em contribuir por meio da prestação de serviços e, assim, ter a certeza, por exemplo, de que seu trabalho contribui para a preservação ambiental e de que não é preciso preocupar-se com a real aplicação dos recursos financeiros.

Os resultados observados corroboram tal afirmação. Segundo os dados, 65% dos entrevistados que não se dispuseram a pagar pelo programa de despoluição mostraram-se disponíveis para a atuar em tarefas que contribuam para a melhoria ambiental (Tabela 3). Além disso, pessoas que não podem contribuir teriam a

oportunidade de participar do processo decisório por meio da prestação de serviços voluntários em vez da contribuição monetária. Além disso, pessoas que não possam contribuir teriam a oportunidade de estarem incluídas no processo decisório através da prestação de serviços voluntários ao invés da contribuição monetária.

Tabela 3. Associação entre o motivo de não pagamento e a disposição para atuar em tarefas de preservação (%).

| Motivo | Aceita | Não aceita |
|---------------------------------------|--------|------------|
| O valor é muito alto | 66,0 | 34,0 |
| O problema é do governo | 54,4 | 45,6 |
| Não confio no uso dos recursos | 77,8 | 22,2 |
| Não acho o assunto importante | 0 | 100 |
| Preciso de mais tempo para pensar | 100 | 0 |
| Já pago muitos impostos e taxas | 61,9 | 38,1 |
| Não concordo com a forma de pagamento | 100 | 0 |

Segundo os dados da tabela, a maioria dos entrevistados que não se dispuseram a pagar manifestaram disposição para contribuir de outra forma que não a monetária, o que indica a importância dada por eles ao problema ambiental. Ilustrando o exemplo citado anteriormente, 77,8% daqueles que não pagariam por medo de que os recursos não fossem aplicados adequadamente estariam dispostos a contribuir por meio da realização de alguma ação.

Quanto à interação entre a renda individual e a DAP, também é possível observar um fato interessante. A maior proporção de respostas positivas foi observada na classe de menor renda (58,3%). As duas classes de menor renda foram as que apresentaram maior proporção de respostas positivas, enquanto, nas classes de maior renda, a DAP foi menor. A explicação pode ser o fato de que a população de maior renda geralmente paga uma parcela maior de impostos, o que torna os indivíduos mais resistentes em contribuir.

Estimativa da DAP para o Rio Paraíba do Sul

A partir da estimativa do modelo completo, ou seja, com todas as variáveis citadas, foi observada significância estatística das variáveis: valor, sexo, idade, tarefa, além do intercepto. Com o objetivo de obter resultados mais confiáveis, foi estimada a regressão restrita utilizando apenas as variáveis significativas na primeira estimativa. Os resultados para o modelo restrito são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Resultados do modelo Logit reduzido para a estimativa da DAP desejada para o Rio Paraíba do Sul.

| Variável | Coefficiente | Desvio padrão | Wald | Sig. |
|---------------------------|--------------|---------------|-------|--------|
| Valor | -0,039 | 0,019 | 4,055 | 0,044* |
| Sexo (mulher) | -1,026 | 0,460 | 4,983 | 0,026* |
| Idade | 0,034 | 0,016 | 4,309 | 0,038* |
| Tarefa | 1,910 | 0,611 | 9,755 | 0,002* |
| Constant | -2,110 | 1,075 | 3,849 | 0,050* |
| R ² Nagelkerke | 0,269 | | | |
| Percentual correto | 69,9% | | | |
| χ^2 | 23,208** | | | |
| - 2 Log <i>likelihood</i> | 119,104** | | | |

Obs.: * Significativo a 5%; ** Significativo a 1%.

O bom ajuste do modelo pode ser observado pelo teste do qui-quadrado, que, no caso, indica que as variáveis introduzidas no modelo ajudam a explicar o comportamento da DAP (variável preditora). O R² de Nagelkerke de 26,9% indica bom ajustamento do modelo, que tem aproximadamente 70% das previsões corretas.

Foram executadas ainda análises dos resíduos da regressão e foi testada a multicolinearidade usando as estatísticas de tolerância e fator de inflação da variância (VIF) que são, segundo Field (2009), imprescindíveis para concluir sobre o ajuste do modelo estimado. Os resultados encontrados confirmam a boa aderência do modelo e a ausência de multicolinearidade.

Além do ajuste global do modelo, o teste de Wald permite observar a significância dos coeficientes de cada variável inserida nele. A significância desses coeficientes indica que eles estão realmente contribuindo para a explicação da variável dependente. No caso deste estudo, os coeficientes significativos apresentados na Tabela 4 indicam que as variáveis que mais influenciam na DAP do indivíduo são: valor, sexo, idade e tarefa.

A variável “valor” apresentou-se significativa e com sinal negativo, o que indica que o valor oferecido ao entrevistado influencia sua DAP e que, confirmando o esperado (em relação ao comportamento do consumidor perante o mercado), à medida que maiores valores são oferecidos as chances de aceitação do pagamento são menores.

A “idade” e o “sexo” do entrevistado também contribuem para explicar sua DAP. Segundo os coeficientes encontrados, as mulheres e as pessoas com mais idade têm maior probabilidade de aceitar o pagamento. Não existe um padrão esperado na literatura quanto ao sinal dessas variáveis.

Esse valor encontrado, muito superior ao valor estimado a partir da DAP calculada com a inclusão dos casos de protesto, permite avaliar os impactos da existência de vieses nos estudos de valoração contingente que acabam por subestimar o valor do recurso ambiental, já que não se capta o real valor do recurso para o indivíduo, permitindo apenas a manifestação de sua insatisfação quanto ao governo e as políticas públicas.

Cirino e Lima (2008), ao aplicar o MVC para captar o valor total da Área de Proteção Ambiental (APA) São José, MG, também encontraram valores da DAP que indicam a existência do viés de protesto. A DAP média estimada por meio da totalidade dos questionários aplicados foi de R\$ 13,72, enquanto a DAP estimada a partir da exclusão dos questionários que apresentavam viés de protesto foi de R\$ 21,19.

Esses resultados indicam a importância de seguir as orientações propostas para a aplicação do MVC, entre elas a inclusão de perguntas que possam captar o viés de protesto, para que ele possa ser desconsiderado na avaliação.

Freitas (2004) aplicou o MVC para estimar o valor atribuído pelos moradores de Diamantino, MT, aos ativos ambientais que têm sua qualidade afetada pelo despejo de dejetos da atividade suinícola desenvolvida na cidade e, por meio da aplicação de questionário, buscou captar o valor de existência dos recursos naturais. Segundo a autora, o valor encontrado no estudo foi de R\$ 1,76 mensais, o que indica baixa disposição dos indivíduos a pagar pela conservação dos ativos ambientais e, em consequência, baixa consciência da importância desses recursos. Outra associação feita pela autora foi entre a proximidade das regiões que sofrem os impactos ambientais e a aceitação de contribuição para a conservação do recurso, com maior aceitação a pagar nas regiões mais próximas ao recurso afetado.

O presente estudo indica, ainda, uma outra finalidade do MVC, que seria obter resultados sobre o que as pessoas pensam a respeito dos recursos naturais e sobre qual é o nível de consciência ambiental da população consultada. As impressões encontradas nesses estudos podem contribuir para o direcionamento de políticas ambientais, inclusive as relacionadas à educação ambiental.

Sobre os valores monetários obtidos, é necessário considerá-los como importantes para a definição de políticas ambientais que necessitam da contribuição financeira da população interessada, desde que os vieses tenham sido controlados, ou seja, desde que reflitam uma real DAP.

É preciso deixar claro, entretanto, que esse valor de DAP de modo algum pode ser considerado como capaz de refletir todo o valor econômico dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelo rio e, menos ainda, dos valores ecológicos e socioculturais a ele associados.

A DAP revelada a partir da avaliação individual de cenários incompletos apresentados ao indivíduo não pode, portanto, ser considerada como única fonte de informação para a tomada de decisão, seja em decorrência da existência de vieses ou da descrição de um cenário que não reflita a diversidade de serviços ecossistêmicos associados ao recurso avaliado.

Também é necessário levar em conta que, ainda que os cenários possam ser construídos da forma mais completa possível, nem sempre os indivíduos poderiam (principalmente no curto período de tempo destinado às entrevistas) compreender todos os atributos, as inter-relações e as variações na qualidade e quantidade dos recursos ambientais.

Para que a diversidade seja considerada e as demais dimensões de valor sejam captadas, deveriam ser aplicados métodos alternativos de valoração, com resultados complementares aos dos estudos convencionais de valoração. Na próxima seção, é apresentado um método alternativo que busca captar uma pequena parcela do valor ecológico da água para este estudo.

Captação do valor ecológico por meio da aplicação do método de análise de energia

Os resultados para a PPB fitoplanctônica são adotados segundo Basile-Martins et al. (1985). Os referidos autores calcularam valores da produção primária do fitoplâncton ($\text{mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) para os quatros períodos no reservatório do Funil: março/abril (833,53), maio/junho (132,79), agosto/setembro (290,91), novembro/dezembro (177,55), 1º ao 4º (358,70).

Os resultados apresentados por períodos diferem em decorrência dos fatores que influenciam a produtividade primária (como a temperatura, chuva ou estiagem, etc.). A partir da produtividade primária média foi calculada a equivalência energética, em atendimento ao segundo passo proposto por Costanza et al. (1989) (Tabela 6).

Tabela 6. Produção primária bruta e sua equivalência energética.

| Indicador | |
|---|-----------|
| Produtividade primária bruta (PPB) em: ($\text{mg C m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) | 358,7 |
| ($\text{mg C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) | 130.925,5 |
| ($\text{g C m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)* | 130,9 |
| ($\text{kcal m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)** | 1.309,3 |
| Valor energético do combustível fóssil equivalente a produção primária bruta ($\text{kcal m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$)*** | 65,5 |

* 130.925,5/1000; **130,9 x 10 kcal (1 g C \approx 10 kcal); ***1.309,3 x 0,05 (1 cal de PPB = 0,05 cal de combustível fóssil).

Para que sejam captados os valores monetários desse serviço ecossistêmico, o valor energético em combustível fóssil encontrado deve ser convertido em outro tipo de energia.

Neste estudo, a PPB do fitoplâncton, já transformada em combustível fóssil equivalente, é convertida em toneladas equivalentes de petróleo (tep). Para que ocorra essa transformação, o valor equivalente em combustível fóssil é multiplicado (em calorias) pelo fator de conversão apresentado pela Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel), que é 10^{-10} (ANEEL, 2008). Assim, a PPB em tonelada equivalente de petróleo para o reservatório do Funil é de 65.500 (calorias) $\times 10^{-10}$.

A transformação desses valores possibilita o cálculo do valor monetário por meio da conversão dos valores energéticos em valores monetários.

Segundo Costanza et al. (1989), essa transformação pode ser feita a partir da utilização da razão entre o consumo final de energia e o produto interno bruto (PIB)⁹, que, para o ano de 2006, segundo dados do IBGE (2008), seriam, respectivamente, 202.898 (1.000 tep) e 2.322.818 (R\$ 1.000.000). A razão, portanto, seria 0,000087 ou 0,087 por R\$ 1.000. Dessa forma, pode-se calcular o valor monetário do reservatório do Funil como R\$ 0,075 ($m^2 \text{ ano}^{-1}$)¹⁰. Como a área do reservatório é de 40 km^2 , o valor total anual do serviço ecossistêmico avaliado no reservatório seria de cerca de R\$ 3.000.000.

A aplicação do método de análise de energia, apesar de ser feita de maneira simplificada, possibilita a captação do valor de um serviço prestado pelo ecossistema que afeta diretamente a comunidade biótica (perda de energia) e apenas secundariamente os seres humanos (por exemplo, a perda de peixes para alimentação humana). Assim, a importância do valor ecológico é considerada mesmo que primariamente não seja considerado o uso humano dos serviços.

Neste caso, o recurso foi valorado a partir da sua PPB, fonte de energia para os seres aquáticos. Não foram considerados os métodos baseados nas preferências, sejam individuais ou coletivas¹¹.

Uma alternativa poderia ser a de captar o valor ecológico sem a sua transformação em valores monetários, mas por meio da inserção desses valores em análises multicritérios, que contribuiriam para a adoção de políticas de conservação a partir da consideração de outros dados que não os monetários.

⁹ Indicador de intensidade energética.

¹⁰ Encontrada por meio da divisão das toneladas equivalentes de petróleo pela razão entre o consumo final de energia e o PIB.

¹¹ Entretanto, o valor monetário foi calculado a partir da utilização de valores que são derivados do mercado (preços de energia determinados via mercado), o que acaba por expressar, mesmo que de maneira indireta, a preferência dos indivíduos.

Considerações finais

Neste trabalho, o problema da poluição hídrica foi tratado usando a captação de parcelas do valor econômico e do valor ecológico associados ao Rio Paraíba do Sul. O desenvolvimento do trabalho tomou como base a ideia dos economistas ecológicos de que devem ser traçados cenários mais amplos (a partir de avaliações ecossistêmicas mais completas) acerca dos bens e serviços associados ao recurso avaliado, para que maiores parcelas de seu valor possam ser captadas.

A aplicação do MVC permitiu a captação da parcela de valor econômico associado ao rio de acordo com as preferências reveladas pelos moradores da cidade. Esse resultado, juntamente com as características desses indivíduos e o entendimento deles acerca da problemática que envolve o recurso em questão, permite que sejam discutidas medidas de preservação que sensibilizem de maneira mais efetiva a população e, assim, possam alcançar resultados mais efetivos.

Por exemplo, as informações sobre a disposição do indivíduo para contribuir financeiramente e/ou por meio da execução de alguma tarefa em prol da recuperação ambiental pode direcionar à elaboração, por parte dos gestores, de instrumentos de política que sejam mais aceitos pela população, ou, ainda, indicar que se deve procurar o “melhor desenho” em termos de gestão dos recursos ou de dedução de impostos para aqueles que contribuirão, para incentivar a participação daqueles que protestaram de alguma maneira ao se negarem a pagar (já pagam muitos impostos, não acreditam na aplicação dos recursos pelos órgãos públicos, etc.).

A captação do valor ecológico por meio da aplicação do método de análise de energia é importante por delimitar um dos muitos serviços ecossistêmicos prestados pelo recurso que não tem associação direta com o uso humano e incluí-lo nas análises na mesma base em que aqueles associados ao uso do recurso hídrico (a monetária).

Para que uma maior gama de serviços ecossistêmicos possa fazer parte das avaliações, vale ressaltar que são necessárias informações acerca desses serviços, cuja obtenção demanda o trabalho interdisciplinar de diversas áreas, como a Ecologia, Biologia, Economia, entre outras.

Os resultados aqui apresentados refletem uma pequena parcela da magnitude do valor associado ao Rio Paraíba do Sul, e as demais parcelas e dimensões a ele associadas devem ser avaliadas. Entretanto, constituem um avanço em relação aos estudos tradicionais de valoração que consideram apenas a parcela econômica de valor e a tomam como única base para políticas ambientais.

Referências

- ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed. Brasília, DF: Aneel, 2008.
- AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Ecosystemas e bem-estar humano**: estrutura para uma avaliação. Tradução: Renata Lúcia Bottini. São Paulo: Editora SENAC São Paulo, 2005.
- BASILE-MARTINS, M. A.; CIPÓLLI, M. N.; CESTAROLLI, M. A. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil – VI Produção Primária Bruta. **Boletim Instituto da Pesca**, v. 12; n. 1, p. 123-143, 1985.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. 2002. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/sbf/chm/publica/mvalora/man0104.html>. Acesso em: 25 jul. 2006.
- CIRINO, J. F.; LIMA, J. E. Valoração Contingente da Área de Proteção Ambiental (APA) São José – MG: um estudo de caso. **Revista Economia e Sociologia Rural**, v. 46, n. 3, p. 703-738, jul./set. 2008.
- CEIVAP. Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. **Bacia do Rio Paraíba do Sul – Dados Geoambientais**. Disponível em: <http://ceivap.org.br/bacia_1_2.php>. Acesso em: 7 jul. 2009.
- COSTANZA, R.; FOLKE C. Valuing ecosystem services with efficiency, fairness and sustainability as goals. In: DAILY G. (Ed.). **Nature's services**: societal dependence on natural ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997. p. 49–70.
- COSTANZA, R.; FARBER, S.; MAXWELL, J. Valuation and management of wetlands ecosystems. **Ecological Economics**, v. 1, p.335-361, 1989.
- DALY, H.; FARLEY, J. **Ecological Economics**: principles and applications. Island Press: Washington, 2003.
- DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, 393-408, 2002.
- FARBER, S.; COSTANZA, R.; CHILDERS, E. L.; ERICKSON, J.; GROSS, K.; GROVE, M.; HOPKINSON, C. S.; KAHN, J.; PINCETL, S.; TROY, A.; WARREN, P.; WILSON, M. Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. **BioScience**, v. 56, n. 2, p. 117-129, 2006.
- FIELD, A. **Descobrimos a estatística usando o SPSS**. Tradução Lorí Viali. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- FOWLER, H. G., AGUIAR, A. M. D. A integração da Teoria Ecológica na análise ambiental. In: TAUKE, S. M.; GOBBI, N.; FOWLER, H. G. **Análise Ambiental**: uma visão multidisciplinar. São Paulo: Editora Universidade Estadual, 1991.
- FREITAS, E. A. S. F. **Valoração contingente de ativos ambientais na suinocultura**: um estudo de caso no Município de Diamantino-MT. 2004. 167 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá.
- GUJARATI, D. N. **Econometria básica**. Tradução: Maria José Cyhlar Monteiro. Rio de Janeiro: Elsevier, 2006.

HANEMANN, M. W. Welfare evaluation in contingent valuation experiments with discrete responses. **American Journal of Agricultural Economics**, n. 66, p. 332-341, 1984.

IBGE. Pesquisa de Informações Básicas Municipais. **Perfil dos municípios brasileiros**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2008.

IBGE. Pesquisa de Informações Básicas Municipais. **Perfil dos municípios brasileiros**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2009.

IBGE. Pesquisa de Informações Básicas Municipais. **Perfil dos municípios brasileiros**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011.

INEA. **Rio Paraíba do Sul**. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/fma/bacia-rio-paraiba.asp>>. Acesso em: 20 nov. 2009.

MARQUES, J. F. **Valoração ambiental**. Disponível em: <<http://www.redeambiente.org.br/Opiniaio.asp?artigo=152>>. Acesso em: 08 jul. 2010.

MITCHEL, R. C.; CARSON, R. T. **Using surveys to value public goods: the contingent valuation method**. Washington: Resources for the future, 1989.

MOTTA, R. S. **Economia Ambiental**. Rio de Janeiro: FGV Editora, 2007.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração de recursos ambientais**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A.; ARRUDA, F. S. T. Valoração econômica do meio ambiente: ciência ou empiricismo? **Caderno de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 17, n. 2, p. 81-115, 2000.

PAIVA, R. F. P. S. **A valoração ambiental a partir da Economia Ecológica: um estudo para o caso da poluição hídrica e para a poluição atmosférica na cidade de Volta Redonda/RJ**. 2010. 163 F. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara, 2003.

ROMEIRO, A.; MAIA, A. G. Valorando o conforto ambiental: atitudes e comportamento na disposição a pagar. **Economia Aplicada**, v. 7, p. 819-844, 2003.

TEIXEIRA, C. Introdução aos métodos para medir a produção primária do fitoplâncton marinho. **Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo**, São Paulo, v. 22, p. 59-92, 1973.

TIETENBERG, T. **Environmental and Natural Resource Economics**. 15. ed. Addison- Wesley, 2000.

VATN, A.; BROMLEY, D. W. Choices without Apologies. **Journal of Environmental Economics Management**, v. 26, p. 129-148, 1994.

Fonte: Imagem de satélite Landsat 8, Região de Araras (INPE, 2015).

ARARAS (SP)

A satellite image of the Araras region in São Paulo, Brazil, showing a dense mosaic of agricultural fields in various shades of green, brown, and red, interspersed with urban areas and roads. The text 'ARARAS (SP)' is overlaid in yellow. The image is framed by a large green circular graphic on the right side and several overlapping white and light green shapes at the bottom.

Economia Ecológica e o pressuposto da escala sustentável^{1, 2}

Sérgio Gomes Tôsto, Lauro Charlet Pereira, Ranulfo Paiva Sobrinho, Ademar Ribeiro Romeiro, João Alfredo de Carvalho Mangababeira, João Fernando Marques.

O desenvolvimento econômico e o meio ambiente estão indissolúvelmente vinculados e devem ser tratados mediante a mudança do conteúdo, das modalidades e das utilizações do crescimento, levando em consideração critérios fundamentais de equidade social, prudência ecológica e eficiência econômica.

A Economia Ecológica preconiza a integração de conceitos das ciências econômicas, sociais e políticas, bem como das ciências naturais, notadamente a Ecologia, e oferece uma perspectiva integrada e biofísica das interações do meio ambiente. Assim, a Economia Ecológica traz implícita a ideia de uma agenda de pesquisa verdadeiramente "transdisciplinar" e está fundamentada na visão pré-analítica que considera a economia um subsistema inserido em um sistema maior, finito e materialmente fechado (porém, aberto ao fluxo energético solar). O enfoque deve, então, promover a sustentabilidade dos bens e serviços ecossistêmicos e, para tanto, deve estar apoiado em componentes estruturais como: "escala" sustentável de exploração; "alocação" dos bens e serviços ecossistêmicos; "distribuição" desses bens e serviços; e o "princípio da precaução".

A capacidade do planeta para suportar a sua diversidade de espécies, incluindo a humana, é grande, mas essencialmente limitada. Quando a procura humana excede a disponibilidade, ou seja, quando são ultrapassados os limites ecológicos, ocorre o comprometimento da saúde dos sistemas vivos da Terra. Em última instância, tais condições ameaçam o próprio bem-estar humano (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; WWF, 2008).

Este trabalho foi realizado no Município de Araras, SP, que apresenta uma importante tradição de exploração agropecuária, principalmente em razão do clima, do relevo e dos solos favoráveis, aliados a boa infraestrutura e logística adequada. A utilização predominante de práticas agrícolas baseadas no uso intensivo de insumos e na ampla mecanização agrícola, além do desmatamento excessivo, principalmente de áreas amparadas pela legislação ambiental – áreas de preservação permanente (APPs) e de reserva legal (RLs) – apontam para a presença de sérios problemas ambientais no município.

¹ Adaptado de: TOSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R.; PAIVA SOBRINHO, R.; MANGABEIRA, J. A. de C. *Economia Ecológica e a escala sustentável da produção agrícola no município de Araras, SP*. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 17 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 83).

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Cerca de 50% das áreas de APPs estão em grau avançado de degradação e as áreas restantes estão ocupadas por atividades agrícolas. As áreas destinadas a RLs representam somente 5%, quando, por lei, esse percentual deveria ser de, no mínimo, 20% da área municipal. Esse cenário pode representar uma situação de insustentabilidade ambiental e colocar em risco a oferta de serviços ecossistêmicos, providos pelos recursos naturais do município (TÔSTO, 2010).

O objetivo deste trabalho foi definir a escala sustentável de exploração agrícola do município, com base nos pressupostos estruturais da Economia Ecológica, que requer um esforço de integração com outras áreas de conhecimentos.

Metodologia

A capacidade de uso das terras pode ser entendida como um instrumento capaz de quantificar a escala no que diz respeito ao uso e à ocupação das terras para fins agrícolas, pastoris e florestais. Dessa forma, esta pesquisa procura verificar se as terras do Município de Araras estão dentro da sua capacidade de uso ou "suporte" e qual é a necessidade de efetuar readequações. Isso pode contribuir para manter os serviços ambientais ofertados dentro de uma "escala aceitável e sustentável".

O uso indiscriminado das terras, sem levar em consideração suas potencialidades e os graus de sensibilidade (fragilidade e/ou estabilidade) dos agroecossistemas, é uma das principais causas da degradação dos solos, da erosão e da perda de sua capacidade produtiva (PEREIRA, 2002).

A manutenção da capacidade produtiva do ecossistema agrícola e a preservação ambiental dependem, em grande parte, do uso racional dos recursos naturais. Nesse sentido, o conhecimento dos solos, do clima, da vegetação, dos recursos hídricos, do relevo e dos condicionantes socioeconômicos, como a produção, a população, a evolução da fronteira agrícola e do uso das terras, constituem embasamentos indispensáveis. Essas informações possibilitam avaliar o potencial de uso das terras para a diferenciação entre as áreas passíveis de utilização com atividades agrícolas sustentáveis e aquelas que não o são.

Lepsch et al. (1991) comentam que o uso adequado das terras, de acordo com a sua capacidade de uso, é o primeiro passo em direção à agricultura correta. Para isso, deve-se utilizar cada parcela de terra de acordo com a sua capacidade de sustentação e de produtividade econômica, de forma que os recursos naturais sejam colocados à disposição do homem para seu melhor uso e benefício e, ao mesmo tempo, preservar esses recursos para as gerações futuras. Implicitamente, o autor coloca em discussão a questão da intertemporalidade preconizada pela economia ecológica, ou seja, o sistema deve ser sustentável para que gerações futuras também possam beneficiar-se dos bens e serviços ambientais atuais.

Em termos de avaliação do potencial das terras, Pereira (2002) ressalta que apesar da existência de diversos sistemas de avaliação de terras, no Brasil, os mais adotados são o sistema de avaliação da aptidão agrícola (RAMALHO-FILHO; BEEK, 1995) e o sistema de capacidade de uso (LEPSCH et al., 1991). Para este trabalho, optou-se pela adoção da capacidade de uso, não só pelo nível de detalhe das informações básicas existentes (solo, relevo, uso, clima), mas também pela intenção de fazer uma maior abordagem no nível da conservação dos solos.

O sistema de capacidade de uso é uma classificação técnico-interpretativa que representa um grupo quantitativo de classes de solos, sem considerar a localização ou as características econômicas da terra. Diversas características e propriedades são sintetizadas, visando à obtenção de classes homogêneas de terras, com o propósito de definir sua máxima capacidade de uso, sem risco de degradação do solo, especialmente no que diz respeito à erosão (LEPSCH et al., 1991).

Este sistema está estruturado em grupos, classes, subclasses e unidades. Os grupos constituem categorias de nível mais elevado, estabelecidos com base na maior ou menor intensidade de uso das terras, designados, em ordem decrescente, pelas letras A, B e C.

Grupo A: Terras passíveis de utilização com culturas anuais, perenes, pastagens e/ou reflorestamento e vida silvestre.

Grupo B: Terras impróprias para cultivos intensivos, mas ainda adaptadas para pastagens e/ou reflorestamento e/ou vida silvestre.

Grupo C: Terras não adequadas para cultivos anuais, perenes, pastagens ou reflorestamento, porém apropriadas para proteção da flora e fauna silvestre, recreação ou armazenamento de água.

As classes de capacidade de uso são oito, convencionalmente designadas por algarismos romanos, em que a intensidade de uso é decrescente no sentido I-VIII.

Classe I: Terras cultiváveis, aparentemente sem problemas especiais de conservação.

Classe II: Terras cultiváveis com problemas simples de conservação e/ou de manutenção de melhoramentos.

Classe III: Terras cultiváveis com problemas complexos de conservação e/ou de manutenção de melhoramentos.

Classe IV: Terras cultiváveis apenas ocasionalmente ou em extensão limitada, com sérios problemas de conservação.

Para a obtenção das classes de capacidade de uso deste trabalho, além das informações referentes a declividade e clima, foi utilizado também o mapa de solos do Município de Araras elaborado por Oliveira et al. (1982). A atualização da nomenclatura das classes de solos foi feita com no base no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA SOLOS, 2006), segundo Pereira (2002).

O mapeamento do uso e da cobertura das terras foi gerado por meio da base de dados geográficos de imagem CBERS 2, multiespectral, com 20 m de resolução espacial, adquirida em 21 de julho de 2007, com órbita 155-12s. Foram mapeadas as classes de uso e cobertura das terras com base em características como tonalidade, cor, textura, tamanho, sombra, altura, padrão e localização (SOARES; ZONTA, 1999). As classificações de padrões que não puderam ser definidas em laboratório foram verificadas em campo, com o auxílio de um aparelho de GPS.

Para a avaliação da adequabilidade, foi feita uma tabulação cruzada entre os mapas de capacidade de uso e o de uso atual e cujo produto final é o mapa de adequação de uso das terras. Como regra básica de cruzamento, considerou-se o confronto entre as possibilidades de uso adequado, indicadas pelas classes de capacidade, e os usos efetivos existentes.

O desenvolvimento deste trabalho restringiu-se aos níveis dos grupos e das classes. As classes VIII FF (restrição de ordem legal) e VIII ff (áreas muito frágeis, com fortes restrições agroambientais) foram incorporadas neste trabalho com base em estudos realizados por Pereira (2002).

Resultados

Os resultados mostram que o Município de Araras tem 87,1% de suas terras aptas para uso com lavouras (classes I, II, III e IV), principalmente em decorrência da favorabilidade de solo, relevo e clima. Desse total, 77,6% são terras cultiváveis praticamente sem problemas especiais ou com problemas simples de conservação (classes I e II), o que significa dizer que são terras de alta capacidade produtiva.

A seguir, representando pequenas áreas, com cerca de 2,1% da área total, estão as terras pertencentes às classes VI e VII, que são adaptadas para pastagens e/ou reflorestamento, com problemas que variam de simples a complexos quanto à conservação.

As terras da classe VIII, impróprias para culturas, pastagens e reflorestamento, podem servir apenas como abrigo e proteção da fauna e flora silvestre, como ambiente de recreação ou para armazenamento de água. São encontradas também as classes VIII FF e VIII ff, que correspondem às terras com restrição de ordem legal (preservadas por lei) e às terras com restrições agroambientais muito fortes. Essas áreas totalizam 4,67% da área total. Completando a área municipal, são encontradas as áreas urbanas e os corpos d'água, que juntos somam cerca de 6% (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de capacidade de uso das terras do Município de Araras, SP, e respectivas áreas e percentuais.

| Classes de capacidade de uso | Área (ha) | % |
|------------------------------|------------------|---------------|
| I | 24.726,13 | 38,43 |
| II | 25.172,55 | 39,12 |
| III | 3.874,07 | 6,02 |
| IV | 2.270,25 | 3,53 |
| VI | 921,53 | 1,43 |
| VII | 403,73 | 0,63 |
| VIII | 38,50 | 0,06 |
| VIIIFF | 2.379,10 | 3,70 |
| VIIIff | 682,16 | 1,06 |
| Áreas urbanas | 3.425,15 | 5,32 |
| Corpos d'água | 448,45 | 0,70 |
| Total | 64.341,60 | 100,00 |

Fonte: Dados gerados pela pesquisa.

A Tabela 2 ilustra as áreas de conflitos que ocorrem no município, ou seja, a relação de áreas que estão subutilizadas e sobreutilizadas. Visando alcançar uma escala sustentável de exploração das terras no município, é necessário readequar a utilização dessas terras, principalmente nas áreas sobreutilizadas, ou seja, que requerem substituição por atividades de uso menos intensivo. Essa áreas representam cerca de 3,55% da área total do município.

Tabela 2. Áreas de conflito no Município de Araras em 2007.

| Áreas de conflito | Área (ha) | % |
|-------------------|------------------|---------------|
| Adequada | 46.042,66 | 71,56 |
| Sobreutilizada | 2.282,72 | 3,55 |
| Subutilizada | 12.142,62 | 18,87 |
| Área urbana | 3.425,15 | 5,32 |
| Corpos d'água | 448,45 | 0,70 |
| Total | 64.341,60 | 100,00 |

A Figura 2 mostra espacialmente as áreas de conflito dos diversos usos das terras do município.

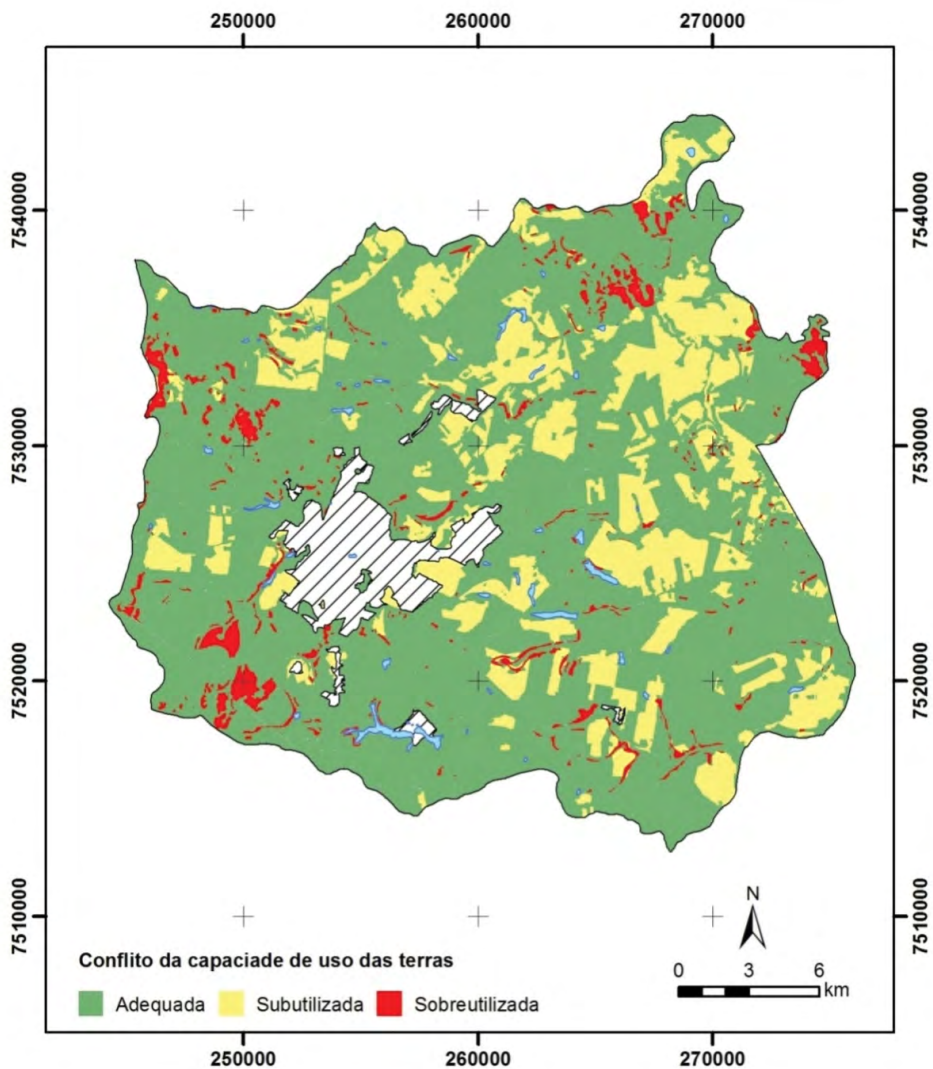


Figura 2. Mapa de adequabilidade de uso das terras do Município de Araras.

Conclusões

- a) O Município de Araras tem exuberante potencial de uso agrícola, decorrente das grandes extensões de terras aptas para lavouras, caracterizadas sobretudo pelas condições ótimas de solo, relevo e clima.
- b) Cerca de 72% das terras do município estão com o uso adequado, o que significa que estão dentro de sua escala sustentável.
- c) Foram encontradas também áreas com inadequação de uso (sobreutilizadas), que devem ser readequadas dentro da sua capacidade de suporte, a fim de evitar a degradação ambiental e, ao mesmo tempo, manter os serviços ecossistêmicos ofertados, restabelecendo, assim, a sustentabilidade agroambiental do município. O mesmo procedimento deve ser preconizado para as áreas subutilizadas.
- d) A avaliação da capacidade de uso das terras é uma poderosa ferramenta, utilizável não só no planejamento de uso das terras, mas também para a avaliação e definição de escala sustentável da produção agrícola.
- e) Diante da grande carência de cobertura vegetal no município, é sugerível não só a recomposição/recuperação da vegetação ripária (áreas de APP), mas também a destinação das áreas da categoria subutilizada para composição da reserva legal, culminando simultaneamente com a redução ou eliminação do passivo ambiental e o atendimento do Código Florestal Brasileiro.
- f) A visão pré-analítica da Economia Ecológica em relação à questão da escala sustentável para exploração agropecuária pode ser avaliada a partir da metodologia de capacidade de uso das terras preconizada neste trabalho.

Referências

EMBRAPA SOLOS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2006.

LEPSCH, I. F.; BELLINAZZI JUNIOR, R.; BERTOLINI, D.; ESPÍNDOLA, C. R. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. 4. aproximação. Campinas: SBCS, 1991.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

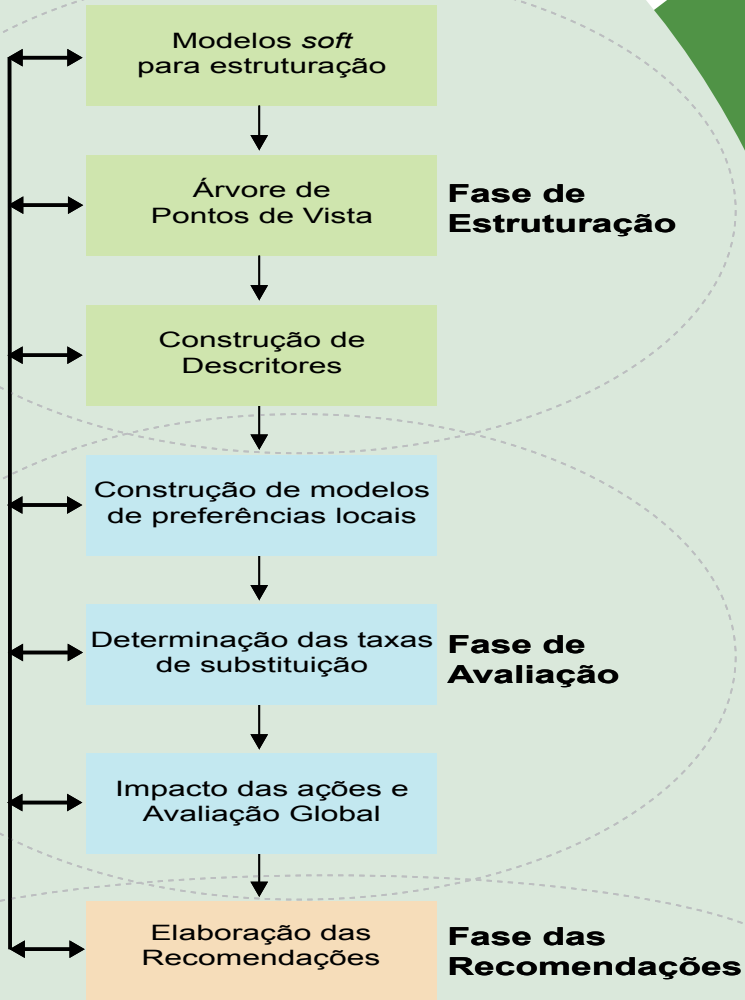
OLIVEIRA, J. B. DE; MENK, J. R. F.; BARBIERI, J. L.; ROTTA, C. L.; TREMOCOLDI, E. W. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**: quadrícula de Araras. Campinas: IAC, 1982. (Boletim técnico Instituto Agrônomo, 71).

PEREIRA, L. C. **Aptidão agrícola das terras e sensibilidade ambiental**: proposta metodológica. 2002. 122 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

RAMALHO-FILHO, A.; BEEK, K. J. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1995.

SOARES, A. F.; ZONTA, M. **Produtos iconográficos e cartográficos gerados pela Embrapa Monitoramento por Satélite**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 1999.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do Município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.



▲
Fonte: Diagrama baseado
em Ensslin et al. (2001).

Modelo sociotécnico M-Macbeth para determinação de índice de sustentabilidade ambiental¹

Sérgio Gomes Tôsto, Ranulfo Paiva Sobrinho, Lauro Charlet Pereira, João Alfredo de Carvalho Mangabeira

A ocupação do Município de Araras teve início na segunda metade do século 20 com o estabelecimento da cultura do café, atraída principalmente pela alta fertilidade natural das terras. Nesse período, grandes extensões de florestas e áreas de Cerrados foram desmatadas para dar suporte à introdução da atividade agrícola. Com o movimento de desconcentração das atividades econômicas e industriais ocorrido a partir da década de 1970, forma-se uma malha urbana contígua à metrópole e no sentido dos grandes eixos rodoviários, beneficiando, assim, a região. Este trabalho foi desenvolvido no Município de Araras, cujas terras são ocupadas com atividades de cana-de-açúcar (cerca de 53%), citricultura (19%) e mata ciliar (12%), além de culturas anuais e pastagem (que totalizam cerca de 5%). O município está localizado entre as longitudes de 47°15' e 47°30' a Oeste de Greenwich e as latitudes de 22°10' e 22°30' no hemisfério Sul, a 174 km de distância da capital do Estado de São Paulo, e ocupa uma área de 64.341,60 ha (TÔSTO, 2010). O fundamento básico utilizado foi a análise multicritério de apoio à decisão, que se baseia em um paradigma construtivista cujo objetivo é gerar indicadores de sustentabilidade ambiental.

Indicadores ambientais representam ferramentas para a comunicação de informações sintéticas sobre o estado do meio ambiente aos formuladores de política e ao público em geral. São obtidos por meio de parâmetros estatísticos e podem ser baseados em medidas físicas, químicas ou biológicas associadas aos aspectos ambientais de fatores socioeconômicos. São considerados também como ferramentas para a provisão de bases sólidas para a tomada de decisão em todos os níveis, e contribuem para uma relação sustentável entre sistema econômico e meio ambiente (GUTIÉRREZ-ESPELETA, 1998).

Ainda de acordo com Gutiérrez-Espeleta (1998), indicadores ambientais devem agregar informações básicas em simples ou complexas medições de maneira que sua utilidade seja determinada pela dinâmica do processo de tomada de decisões. Os indicadores ambientais são incapazes de resolver os problemas ambientais por si, mas podem (e devem) ser considerados como importantes mecanismos de suporte à tomada de decisões envolvendo questões ambientais.

¹ Baseado em: TOSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; PAIVA SOBRINHO, R.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R.; MANGABEIRA, J. A. de C. **Análise multicritério como apoio à elaboração de índice de sustentabilidade ambiental no município de Araras, SP.** Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 12 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 82).

Metodologia

Cientistas da área da Pesquisa Operacional (PO) vêm desenvolvendo, desde a década de 1970, métodos que visam solucionar problemas envolvendo múltiplos objetivos. A partir de 1980, com a contribuição de pesquisadores da escola europeia, principalmente o trabalho de Roy (1986), consolidou-se um corpo teórico-prático no qual a construção do procedimento analítico para o problema em questão é feita em conjunto com os decisores, ou seja, com as pessoas que são conhecedoras dos problemas. Dessa forma foram criadas as bases dos métodos multicritérios de apoio à decisão construtivista – MCDA-C (ROY, 1986).

Para a elaboração do trabalho, foi utilizada como fundamento básico a análise multicritério de apoio à decisão, que se baseia em um paradigma construtivista cujas convicções que norteiam o modelo são: (i) a consideração simultânea dos elementos de natureza objetiva e subjetiva; e (ii) a convicção construtivista, que tem a participação e a aprendizagem dos decisores como pilares do paradigma.

No processamento metodológico, foram consideradas três fases de execução, que podem ser definidas como estruturação, avaliação e recomendações, ilustradas na Figura 1.

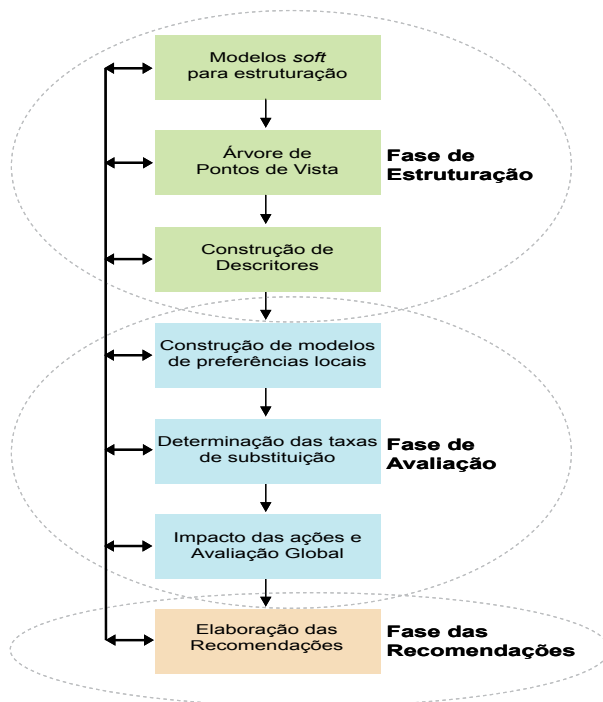


Figura 1. Processo da abordagem multicritério de apoio à decisão.

Fonte: Ensslin et al. (2001).

Para a estruturação do problema, contou-se com o auxílio de um facilitador, profissional com domínio das técnicas de análise multicriterial, e de decisores com grande conhecimento das questões ambientais da região. A partir da interação desses agentes, foi possível identificar os critérios e subcritérios relevantes para a elaboração dos índices de sustentabilidade ambiental. A Figura 2 mostra os critérios e subcritérios adotados no estudo.



Figura 2. Estrutura de critérios e subcritérios do índice de sustentabilidade ambiental de cana-de-açúcar.

Em seguida, foi feito levantamento de dados e informações quantitativas referentes a cada subcritério. Para a estimativa do subcritério da taxa de erosão do solo, foi utilizado o modelo Universal Soil Loss Equation – USLE – (WISCHIMEIER; SMITH, 1978), também conhecido por Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), adaptada para uso nas condições brasileiras por Bertoni e Lombardi (1978). Para os demais critérios (produtos fitossanitários, fertilizantes/corretivos e legislação ambiental), foram feitas entrevistas com extensionistas rurais da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral de São Paulo (Cati), dois gerentes da usina de açúcar São João, além de contato direto com oito produtores rurais da região, dois pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente e de consulta à legislação ambiental vigente.

No processo de avaliação, foi utilizado o software *Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique – Macbeth* – (BANA; COSTA et al., 1995), que emprega uma série de categorias semânticas para determinar a função de valor por meio de modelos de programação linear. Nessa avaliação, o decisor foi questionado sobre a diferença de atratividade entre duas categorias, ou seja, sobre a sua percepção quanto à decisão de sair de uma categoria boa para outras piores. Foram consideradas as seguintes categorias:

- CO: nenhuma diferença (nula)
- C1: diferença muito fraca
- C2: diferença fraca
- C3: diferença moderada
- C4: diferença forte
- C5: diferença muito forte
- C6: diferença extrema

Para a determinação dos pesos, foi adotado o método *Swing Weight*, no qual, na etapa de recomendações, é feita uma análise de cada critério/subcritério, a fim de identificar os piores desempenhos, com o objetivo de propor ações de melhoria que possam alavancar o desempenho dos respectivos critérios/subcritérios (ENSSLIN et al., 2001).

Resultados

A partir das interpretações geradas pelo modelo, para definir o índice de sustentabilidade ambiental para a cana-de-açúcar queimada verificou-se que o índice de sustentabilidade ambiental total foi baixo em relação à média, e alcançou o valor de 41,8 numa escala de 0 a 100, como é ilustrado na Tabela 1.

Tabela 1. Índices de sustentabilidade ambiental para a cana-de-açúcar queimada.

| Critérios | Peso (%) | Performance dos critérios | Índice parcial | Contribuição (%) |
|--------------------------|----------|---------------------------|----------------|------------------|
| Conservação de solos | 28,00 | 15,91 | 4,5 | 10,8 |
| Fertilizantes | 24,00 | 48,5 | 11,6 | 27,8 |
| Legislação ambiental | 23,00 | 54,3 | 12,2 | 29,2 |
| Produtos fitossanitários | 25,00 | 53,2 | 13,5 | 32,2 |
| Índice total | | | 41,8 | 100 |

Os critérios "conservação de solo" e "uso de fertilizantes" apresentaram performances abaixo da média, e os critérios "legislação ambiental" e "uso de produtos fitossanitários" tiveram performances ligeiramente superiores à média.

A baixa performance da conservação de solos deve-se ao fato que importantes práticas de conservação de solos, como plantio direto, uso de terraceamentos e uso de leguminosas, não são utilizadas na região. Segundo principalmente os extensionistas rurais do município, o uso de fertilizantes nem sempre é feito com base em análise do solo, o que acarreta sobreuso e contribui para uma possível contaminação do solo e da água, penalizando, assim, o índice parcial de sustentabilidade.

O índice parcial de sustentabilidade relativamente baixo para o respeito à legislação vigente corresponde a uma taxa de ocupação de matas ciliares por outras atividades, como a cana-de-açúcar e a citricultura, que, no município, que é da ordem de 50% (TÔSTO, 2010).

Numa avaliação global, o baixo valor do índice de sustentabilidade ambiental, da ordem de 41,8 para a cana-de-açúcar queimada, reflete uma condição de manejo inadequado, com graves consequências ambientais, econômicas e sociais.

Os índices de sustentabilidade para as demais atividades agrícolas e para floresta do município (Figura 3) foram encontrados usando os mesmos procedimentos metodológicos.

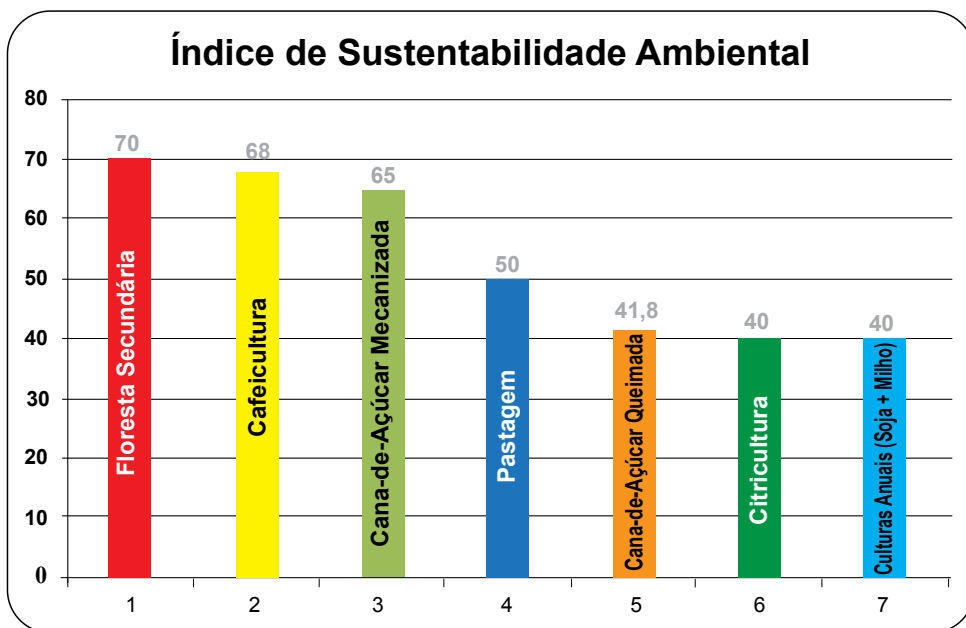


Figura 3. Classes de uso das terras.

O índice de 6,5 para a cana-de-açúcar mecanizada decorre principalmente das melhores condições de manejo da cultura, que resultam em maior conservação do solo, pois a palhada da cana-de-açúcar mecanizada deixada sobre o solo proporciona melhoria nas suas propriedades físicas e químicas, reduz a perda de erosão, mantém o solo mais úmido, reduzindo a perda de água e disponibilizando uma quantia de água maior para a cultura, o que contribui para uma maior produtividade. Todos esses fatores conjugados contribuíram para o índice alcançado.

Conclusões

O uso da análise multicritério de apoio à decisão construtivista – MCDA-C – pode constituir ferramenta útil para a definição de índices de sustentabilidade ambiental.

Os resultados encontrados indicam, para a cultura da cana-de-açúcar, que o sistema mecanizado, mesmo tendo performance melhor no índice de sustentabilidade, pode melhorar o manejo da atividade e alcançar índices maiores. No caso da cana-de-açúcar queimada, deve-se utilizar o manejo mais adequado, como técnicas de conservação do solo, respeito à legislação ambiental, produtos fitossanitários alternativos e com dosagens adequadas, promovendo, assim, um uso mais sustentável do cultivo.

Os resultados também mostram que os índices de sustentabilidade ambiental estão estritamente relacionados ao manejo adotado pelos produtores rurais.

Para estudos futuros, a inclusão de novos critérios ambientais, como qualidade de água, emissão de gases de efeito estufa e biodiversidade, por exemplo, devem ser considerados, visando o aprimoramento metodológico e a melhor avaliação de uso das terras dentro do contexto de sustentabilidade ambiental.

Uma análise sistêmica mais aprofundada pode ser um desdobramento do trabalho, com a inclusão de outras dimensões, como a social, a ambiental e a institucional.

A metodologia empregada pode auxiliar os tomadores de decisões públicas para a área ambiental.

Referências

BANA E COSTA, C. A.; STEWART, T. J.; VANSNICK, J. C. Multicriteria decision analysis: some thoughts based on the tutorial and discussion sessions of the ESIGMA meetings. In: EURO CONFERENCE, 14., 1995, Jerusalem. **Anais...** Jerusalém: EURO, 2001. p. 261-272.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Icone, 1978. 355 p.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G.; NORONHA, S. M. D. **Apoio à decisão**: metodologias para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas. Florianópolis, SC: Ed. Insular, 2001. 84 p.

GUTIÉRREZ-ESPELETA, E. E. **Designing environmental indicators for decision makers**. International Statistical Institute. 1998. Disponível em: <<http://isi.cbs.nl/iamamember/CD5-Mexico1998/inviter/DIN7SP2.HTM>>. Acesso em: 14 maio 2009.

ROY, B. **Multicriteria Methodology for Decision Aiding**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1986. 167 p.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do Município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

WISCHIMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 537).

Fotos: Fabiano Bastos (Arquivo Embrapa, 2015) e Flávia Fiorini (2014).



Integração metodológica entre o processo sociotécnico M-Macbeth de apoio multicritério à decisão e a percepção ambiental na busca de valores tradicionais¹

Lucas Ferreira Lima, Suzana Rastelli Sattamini, Sérgio Gomes Tôsto

Até o presente momento, a literatura mostra que muitos trabalhos interessantes foram feitos para avaliação de comunidades tradicionais com base em abordagens participativas no Brasil e internacionalmente. Porém, várias dessas metodologias pecam por não direcionar o foco de suas análises para valores oriundos das comunidades e populações tradicionais nesse recorte social. A abordagem Macbeth de apoio multicritério à decisão e a percepção ambiental são duas metodologias com foco nos valores e nas percepções das pessoas, tanto percepções de caráter individual quanto aquelas aferidas a partir da participação em grupos sociais, nos quais os indivíduos influenciam e sofrem influência.

A pergunta que permeia este trabalho é: **É possível realizar uma integração metodológica entre a análise multicritério e a percepção ambiental na busca de valores tradicionais?**

O referencial teórico que subsidia esta pesquisa apoia-se em Funtowicz e Ravetz (2003) quanto aos aspectos da resolução de problemas que tendem a ser negligenciados na prática científica – a incerteza, a consideração de valores culturais, e uma pluralidade de perspectivas legítimas – ao abordar a ciência pós-normal (PNS), que considera esses elementos como parte integrante da ciência. Pela sua inclusão na formulação de questões complexas, a PNS é capaz de fornecer um acervo coerente quanto aos aspectos de participação ampliada na tomada de decisões, e oferece novas bases para a garantia de qualidade da pesquisa. A mudança para o modo pós-normal é crítica. A abordagem utilizada para gerenciar sistemas sociais complexos e biofísicos não considera as questões teóricas que entram em conflito com a realidade social de comunidades tradicionais e os aspectos culturais fortemente presentes em suas vidas. Para Funtowicz e Ravetz (1993), essa ciência, autodenominada objetiva, isola e reduz seu objeto ou foco de estudo e permite que o conhecimento do objeto (seja ele físico, biológico ou sociológico) seja dissociado de um sujeito que o conhece e o tem enraizado em uma cultura e uma história.

¹ Adaptado de: SATTAMINI, S. R.; LIMA, L. F. Integração metodológica entre o processo sociotécnico Macbeth de apoio multicritério à decisão e a percepção ambiental na busca de valores tradicionais. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 15., 2013, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ENGEMA; FEA-USP, 2013. 15 p.

As ideias e conceitos presentes no campo da PNS trazem novas estratégias de resolução de problemas onde o papel da ciência é apreciado no contexto da complexidade e incerteza dos sistemas naturais e quanto à relevância dos compromissos e valores humanos.

Para Funtowicz e Ravetz (1993), diferentes tipos de incertezas podem ser expressos e usados para a avaliação da qualidade da informação científica. As dificuldades de tomada de decisão dependeriam do ponto formado a partir dos componentes dos dois atributos: as decisões regulamentadoras dos riscos que comportariam argumentos de elevadas incertezas e uma elevada contestação a respeito da qualidade do conhecimento científico apresentado pelo opositor.

Uma nova ciência desafia as possibilidades de cálculo ao reconhecer a importância dos fatores decorrentes das indeterminações, incertezas, dos fenômenos aleatórios e suas contradições, conferindo liberdade para contribuir com o avanço do conhecimento. De fato, o conflito entre especialistas e o público pode conduzir a um aumento do conhecimento científico, uma vez que, para este último, há um saber fazer e um entendimento das condições locais que permitiriam detectar, menos laboriosamente, os dados relevantes e, assim, ajudariam na resolução dos problemas. Esses novos participantes, denominados como comunidade ampliada de pares, atuam com o objetivo de garantir a qualidade dos resultados e transmitem habilidades específicas, além de enriquecer as comunidades científicas tradicionais.

Porém, é preciso compreender que esse fenômeno não é, simplesmente, o resultado das pressões éticas e políticas que recaem sobre a ciência, quando o público está preocupado. (FUNTOWICZ; RAVETZ, 1997, 1993).

Finalmente, para Funtowicz e Ravetz (1997), uma vez que as incertezas do sistema perpassam tanto as capacidades de reação dos cidadãos quanto a forma como seus direitos são assegurados, a princípio pelo Estado, esse terceiro elemento, da vulnerabilidade social, parece constituir a dinâmica pela qual as tomadas de decisões são engendradas.

O reconhecimento e a incorporação não só dos conhecimentos, mas também da participação dos grupos sociais que experimentam os riscos, torna-se, neste momento, imprescindível. Um debate com base em posições mais claras e melhor informadas, aliado à diminuição da política de poder, contribuiria, sobremaneira, para o aperfeiçoamento da informação técnica e dos princípios deontológicos, por um lado, e, por outro, neutralizaria um confuso jogo de interesses e de visões de mundo conflitantes. (FREITAS; GOMEZ, 1997; FUNTOWICZ; RAVETZ, 1997).

Portanto, o objetivo deste trabalho é buscar uma integração metodológica entre a abordagem Macbeth de apoio multicritério à decisão e a percepção ambiental, cujas metodologias de apreensão do conhecimento apoiam-se e têm como base teórica a ciência pós-normal.

Na segunda parte deste trabalho, é apresentada a teoria da análise de decisão e, posteriormente, a base teórica do processo sociotécnico Macbeth de apoio multicritério à decisão. Na terceira, é apresentada a base teórica da percepção ambiental e sua aplicação específica a este recorte socioeconômico. E, na quarta seção, são apresentadas as possibilidades de integração metodológica e as considerações finais.

Análise de decisão

Não é uma tarefa trivial traçar o processo histórico da análise de decisão em decorrência da natureza evolutiva tanto do seu conteúdo quanto do seu nome (KEENEY, 1992). Porém, Keeney (1992, p. 806) define conceitualmente o termo análise de decisão como sendo:

[...] uma filosofia, articulada por um conjunto de axiomas lógicos, uma metodologia e um conjunto de procedimentos sistemáticos, baseado nesses axiomas, com responsabilidade de analisar as complexidades inerentes a problemas de decisão.

Com base na teoria da análise de decisão (*decision analysis*), é pensada uma decisão como uma escolha entre as alternativas que produzirão futuros incertos e para a qual existem preferências. Isto é, essa teoria considera explicitamente a incerteza sobre os valores dos critérios. Posteriormente, é montada uma árvore de decisão, com níveis dos atributos selecionados como variáveis aleatórias e aos quais estão associadas distribuições de probabilidades (a cada nível). Por fim, é feito o cálculo da utilidade esperada, isto é, a ponderação das probabilidades para cada nível. Porém, segundo Fantinatti (2011, p. 115), os métodos tradicionais de resolução de problemas que se baseiam na teoria da análise de decisão não são capazes de lidar com situações complexas, caracterizadas por:

[...] incertezas (caminho, objetivos, alternativas, atores etc.); conflito de valores e objetivos; diferenças nas relações de poder; múltiplos critérios de avaliação (geralmente obscuros no início); infinita quantidade de informações (qualitativas e quantitativas), geralmente, incompletas; e exigem soluções criativas e, até mesmo, inéditas. (FANTINATTI, 2011, p. 115).

Isto é, os métodos tradicionais de tomada de decisão são adequados para resolver problemas bem definidos, como os de logística, controle da produção e de estoques, etc. Para tomar decisões em situações complexas, é absolutamente necessário que sejam incorporados aspectos subjetivos, mensurados qualitativamente e quantitativamente, e que as alternativas sejam analisadas em função de seus impactos nos objetivos estabelecidos. Por último, a decisão complexa a ser tomada deve considerar valores, aspirações e percepções de todos os decisores envolvidos no processo (BANA e COSTA, 1993b; LIMA, 2012).

Portanto, a abordagem de apoio multicritério à decisão (Multiple Criteria Decision Aid, MCDA) considera e incorpora a parte subjetiva e as informações de julgamento dos especialistas sobre as incertezas ou a identificação e estruturação de múltiplos objetivos conflitantes por meio das suas três convicções fundamentais, descritas a seguir (BANA e COSTA, 1993b).

Abordagem de apoio multicritério à decisão (MCDA)

A abordagem de apoio multicritério à decisão (MCDA) incorpora todos esses aspectos por meio de suas três convicções fundamentais (BANA e COSTA, 1993b). A primeira é a convicção da relação intrínseca e inseparável de elementos de natureza objetiva e subjetiva. O processo de decisão é um sistema de relações entre elementos de natureza objetiva, ligados às ações, e também elementos de natureza subjetiva, também ligados aos valores dos atores envolvidos (BANA e COSTA, 1993b). Tanto a objetividade quanto a subjetividade devem ser analisadas conjuntamente no processo de decisão, e é essa característica que diferencia a MCDA das metodologias tradicionais, que veem a decisão somente como um objeto técnico, como a análise de custos-benefícios (BANA e COSTA, 1993b). Assim, a metodologia MCDA considera tanto o lado técnico quanto o lado social no processo de tomada de decisões.

Em segundo lugar está a convicção do construtivismo, que é a de buscar construir, juntamente com os envolvidos no contexto, um modelo mais ou menos formalizado que permita avançar no processo de apoio à decisão de forma coerente com os objetivos e valores do decisor (BANA e COSTA, 1993b).

A terceira é a convicção da participação e aprendizagem. Os modelos de avaliação gradualmente construídos trabalham, interativamente, uma linguagem comum aos envolvidos (*stakeholders*) e ferramentas analíticas simples, o que resulta em um modelo de avaliação compartilhado por todos os envolvidos (BANA e COSTA, 1993b).

Assim, busca apoiar o processo decisório por meio da recomendação de ações ou cursos de ações a partir de quem vai tomar a decisão. Essa metodologia considera mais de um aspecto (critério) e, portanto, as ações são avaliadas segundo um conjunto de critérios.

Em suma, a abordagem MCDA tem dois objetivos básicos: por um lado, visa auxiliar no processo de escolher, ordenar ou classificar as ações potenciais e, por outro lado, busca incorporar múltiplos aspectos nesse processo, em vez dos métodos “monocritérios” da pesquisa operacional tradicional (ENSSLIN; MONTIBELLER, 1998). Vai mais além da simples escolha entre alternativas pré-selecionadas e permite aos decisores criar novas alternativas, mais adequadas

à solução do problema, por se tratar de uma metodologia construtivista, de onde emergem soluções a partir dos valores dos decisores (KEENEY, 1992; ENSSLIN et al., 2001).

Diversas são as metodologias multicritério para suporte à decisão (BELTON; STEWART, 2002). O processo sociotécnico Macbeth de apoio multicritério à decisão é o objeto desta análise.

O processo sociotécnico Macbeth multicritério de apoio à decisão

O desenvolvimento do processo sociotécnico Macbeth, MCDA, aconteceu no início da década de 1990 por C. A. Bana e Costa e J. C. Vansnick, e, posteriormente, por J. M. De Corte. O nome Macbeth é derivado da expressão "Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique", que significa, em português, "medindo a atratividade por uma técnica de avaliação baseada em categorias".

As características essenciais dessa abordagem apresentam-se como sendo de caráter:

Humanista – esta abordagem deve ser usada para ajudar os decisores a refletir, comunicar, e discutir seus sistemas de valores e preferências; **Interativa** – este processo de reflexão e aprendizagem pode se difundir melhor através do processo de facilitação sociotécnica sustentada por simples protocolos de perguntas e respostas. Do ponto de vista prático, essa interação se beneficia muito de um sistema extremamente eficiente e uso prático no apoio à decisão; **Construtiva** – esta abordagem defende a ideia de que as convicções sobre o tipo de decisão a tomar não (pré-)existem na mente do tomador de decisão, tampouco na mente de cada um dos membros de um grupo de decisão, mas esta abordagem pode proporcionar a estes decisões ajuda a formar tais convicções e para construir sólidas e compartilhadas preferências sobre as diferentes opções possíveis para resolver o problema (BANA e COSTA et al., 1993a, p. 1).

O processo Macbeth considera, na fase de estruturação do problema, preceitos do pensamento focado nos valores, presentes na obra de Keeney (1992). São extraídos os valores do decisor, ou do conjunto de decisores, a partir do problema a resolver (FANTINATTI, 2011).

A principal distinção de outros procedimentos é que Macbeth utiliza julgamentos qualitativos de diferenças de atratividade para gerar valores para as opções (BANA e COSTA et al., 2005) em quatro fases ou etapas principais: análise do contexto de decisão e identificação do problema; estruturação do processo de apoio à decisão; avaliação do modelo multicritério; análise de sensibilidade, robustez e elaboração de recomendações.

Análise do contexto decisório e identificação do problema

O analista de decisão deve entender o vocabulário do ambiente de estudo e a estrutura da organização ou instituição envolvida. Posteriormente, o analista deve identificar quem são os decisores e seus valores. O decisor geralmente conhece profundamente como funciona a organização. A tarefa inicial que o analista enfrenta é descobrir qual é o problema e quem é o decisor (VON WINTERFELDT; EDWARDS, 1986). Na definição do problema:

[...] identificam-se as características principais do contexto de decisão, estabelecem-se o âmbito e os limites de análise, identificam-se os atores envolvidos e suas principais motivações e objetivos e tipificam-se as opções potenciais que constituem o ponto de aplicação da análise. (BANA e COSTA; BEINAT 2011, p. 612).

O ponto inicial para a interação é a seguinte pergunta: “qual é o problema?” (ROSENHEAD, 1996). Após essa atividade, o analista sugere e descreve ao tomador da decisão os benefícios da estratégia analítica. A escolha do tipo de estratégia analítica é parte da estruturação do problema (BUEDE, 1986). Para identificar e estruturar a situação-problema, é necessário buscar a concordância do grupo de decisores sobre o problema em questão e, posteriormente, identificar os interessados e incluí-los no processo de apoio à decisão (FRANCO; MONTIBELLER, 2010). Após esta etapa, a tomada de decisão focará a fase de estruturação do processo de apoio à decisão, ou dos pontos de vista (PV) ou valores envolvidos, segundo os quais serão analisados os impactos e a atratividade das opções.

Fase de estruturação do processo de apoio à decisão

Para Bana e Costa e Beinat (2011, p. 615), o processo de estruturação é:

[...] um processo interativo de construção de um modelo mais ou menos formal de representação e integração de elementos de natureza objetiva, como as características factuais do problema, e elementos de natureza subjetiva, como os objetivos que explicitam os sistemas de valores dos atores que são explicitados.

O processo de estruturação é construído tanto para grupos como para indivíduos. A estruturação em grupo (EG) é um trabalho em que os indivíduos interagem na construção de um modelo comum, com pontos de vista fundamentais compartilhados (objetivos fundamentais). Na estruturação individual (EI), cada indivíduo expressa os seus pontos de vista (objetivos) independentemente. As duas formas de estruturação podem ser utilizadas simultaneamente (BANA e COSTA; BEINAT, 2011).

A fase de estruturação tem algumas etapas a serem seguidas: identificação dos valores (preocupações, pontos de vista); transformação dos valores em objetivos; distinção entre os objetivos-meio, objetivos-fim e objetivos estratégicos; estabelecimento de descritores de impactos balizados por níveis de referência para cada objetivo estratégico.

Identificação dos valores (preocupações ou pontos de vista)

Para Keeney (1992), existem duas formas de pensar a decisão. A primeira consiste em definir um conjunto de alternativas e analisar as suas características para encontrar aquelas relevantes para os participantes, isto é, trata-se de uma estratégia focada nas alternativas (*alternative-focused thinking*). A segunda forma consiste em encontrar os valores intrínsecos aos atores, isto é, verificar o que eles consideram importante ou querem alcançar e, em seguida, criar alternativas para seu alcance. Esta segunda estratégia é chamada de pensamento focado no valor – *value-focused thinking* (KEENEY, 1992).

Keeney (1992) argumenta em favor desta última forma de pensamento:

Os valores são fundamentalmente importantes em qualquer situação de decisão. Alternativas são relevantes apenas porque elas são meios para alcançar os seus valores. Assim, o seu pensamento deve se concentrar primeiro em valores e, posteriormente, em alternativas que possam atingi-los. Naturalmente deveria existir frequentemente iteração entre articulação de valores e criação de alternativas, mas o princípio é 'valores primeiro'. (KEENEY, 1992, p. viii).

E complementa,

[...] o pensamento focado no valor tem vantagens significativas sobre o pensamento focado em alternativas, tanto para a identificação de oportunidades de decisão quanto para a criação de alternativas. (KEENEY, 1992, p. 29).

Portanto, é importante ter o pensamento focado no valor. Porém, o que é valor? Segundo Keeney (1992, p. 3), “valores são o que nos importa. Como tal, os valores devem ser a força motriz para a nossa tomada de decisão. Eles devem ser a base para o tempo e esforço que gastamos pensando sobre decisões”.

De acordo com Von Winterfeldt e Edwards (1986, p. 38) citados por Lima (2012), “valores são abstrações que ajudam a organizar e orientar preferências. Eles são mais frequentemente expressos como declarações de estados desejados, intenções positivas, ou direções preferenciais”.

Em suma, no MCDA e Macbeth, deve-se empregar o pensamento focado no valor para apoiar a tomada de decisão. As alternativas servirão como meios para se alcançar os objetivos-fim (objetivo fundamental), separados em três tipos (KEENEY, 1992): objetivos fundamentais ou fim, objetivos-meio e objetivos estratégicos.

Keeney (1992, p. 30) especifica que “os objetivos fundamentais tanto tornam explícitos os valores que alguém se importa naquele contexto como definem a classe das consequências de preocupação”. E complementa:

[...] estes objetivos qualitativamente afirmam tudo o que é motivo de preocupação no contexto de decisão. Eles também fornecem orientação para a ação e as bases para qualquer modelagem quantitativa ou análises que podem seguir essa articulação qualitativa de valores. (KEENEY, 1992, p. 33).

Os objetivos-meio são:

[...] de interesse no contexto de decisão por causa de suas implicações para o grau em que outro objetivo (mais fundamental) pode ser alcançado. Simplificando, os objetivos meios são importantes porque são meios para a realização dos objetivos fundamentais. (KEENEY, 1992, p. 34,35).

Objetivos estratégicos são:

Os objetivos fundamentais correspondentes ao contexto de decisão estratégica são os objetivos de fim último do tomador de decisões. Por definição, vou me referir a estes objetivos de fim último, como objetivos estratégicos. Os objetivos estratégicos devem fornecer orientação comum a todas as decisões e todas as oportunidades de decisão. (KEENEY, 1992, p. 40,41).

Para a identificação dos valores, preocupações ou pontos de vista, é utilizado o processo de conferência de decisão (*Decision Conferencing*, PHILLIPS, 1990; PHILLIPS; BANA e COSTA, 2007) e mapeamento cognitivo e, após esta fase, esses valores devem ser transformados em objetivos por meio do mapeamento cognitivo causal.

Transformação dos valores em objetivos e distinção entre os objetivos-meio, objetivos-fim e objetivos estratégicos

Segundo Ensslin et al. (1997c, p. 2),

os mapas cognitivos são uma ferramenta de apoio ao processo de tomada de decisão, contribuindo para a difícil estruturação, na medida em que permite a representação gráfica da forma como o decisor percebe um problema, ajudando a sua compreensão. (ENSSLIN et al. 1997c, p. 2).

Em outras palavras, o mapa cognitivo é a representação gráfica do conjunto de discursos ou relatos feitos pelo decisor ou o seu coletivo, referente a um objeto específico em um contexto de decisão particular.

Para dar início a este processo, *post-its* são distribuídos, lidos um a um e, quando necessário, o seu significado é esclarecido pelo proponente e é discutida a sua pertinência no contexto do problema. Os aspectos considerados relevantes, e suas relações, devem ser introduzidos para a elaboração de mapas cognitivos ou causais (BANA e COSTA et al., 2009).

O mapeamento cognitivo auxilia a estruturação dos "pontos de vista" ou "objetivos", diferenciando-os entre objetivos-meio e objetivos-fim e estabelecendo relações entre eles, com o intuito de chegar aos pontos de vista fundamentais – PVF – (BANA e COSTA; BEINAT, 2011). Portanto, é de suma importância para o modelo Macbeth a representação dos PVF (objetivos fundamentais) que os tomadores de decisão pretendem alcançar em uma árvore de valores, seguida da definição dos descritores de impactos para cada PVF, balizados por níveis de referência.

Descritores de impactos balizados por níveis de referência

Para cada PVF ou objetivo-fim, um atributo (ou descritor de impactos) deve ser especificado. “O grau em que um objetivo é atingido é mensurado por aquilo que eu refiro como um atributo” (KEENEY, 1992, p. 100).

O autor Bana e Costa utiliza a terminologia “descritor de impacto” para se referir à mesma ideia de atributo de Keeney (1992). Segundo (BANA e COSTA; BEINAT, 2011, p. 624): “um descritor de impactos é um conjunto ordenado constituído por níveis de impacto plausíveis, segundo um dado PVF”. E ainda adicionam que o descritor,

mede (quantitativa ou qualitativamente) em que medida o PVF é satisfeito; Descreve o mais objetivamente possível, os impactos das opções no PVF. Quanto mais objetivamente os impactos são descritos, mais bem compreendido (menos ambíguo) e, portanto, mais bem aceito (menos controverso) será o modelo de avaliação; Estabelece um domínio de plausibilidade para os impactos (de um nível mais atraente para um nível menos atraente), definido por eliminação dos níveis de impacto (ou opções) que não são admissíveis ou estão fora do contexto; Verifica a independência ordinal do PVF correspondente. Se for detectada alguma dependência, é necessário reestruturar a família de PV (BANA e COSTA; BEINAT 2011, p. 624).

Relacionar um descritor de impactos a um PVF é escolher, dadas as opções, qual é a característica mais adequada para medir os impactos num contexto específico (BANA e COSTA; BEINAT, 2011).

Segundo Keeney (1992), existem basicamente três tipos de atributos: atributos naturais ou diretos; atributos construídos; e, por último, atributos indiretos, ou proxy. Os atributos (descritores) diretos ou naturais medem diretamente os efeitos ou impactos em cada PVF. Os atributos (descritores) indiretos ou proxy medem indiretamente os efeitos ou impactos nos PVFs, isto é, estão ligados à mensuração dos objetivos-meio e não dos objetivos-fim (PVFs).

Porém, há situações em que não é possível encontrar um descritor de impacto direto ou indireto de um PVF, principalmente em decorrência da sua natureza subjetiva ou da presença de dependência de julgamentos. Nesses casos, deve-se utilizar um descritor construído dentro do contexto específico (KEENEY, 1992).

os descritores construídos podem ser caracterizados pelo número de pontos de vista (PV) envolvidos, distinguindo-os como descritores unidimensionais e multidimensionais e pelo modo como seus níveis de impacto são descritos (descriptor pictórico), verbalmente (escala qualitativa) ou numericamente (índices e fórmulas). (BANA e COSTA; BEINAT, 2011, p. 626)

Em suma, o descritor tem a função de tornar o PVF (objetivo fundamental) mais inteligível, permite a geração de ações de aperfeiçoamento e possibilita a mensuração dos impactos das ações em cada PVF. Essas ações são analisadas por meio de uma ordem de preferência, onde são balizadas entre níveis de referência (BANA e COSTA; BEINAT, 2011). Após a construção dos descritores de impacto para cada PVF, deve-se proceder à fase de avaliação do modelo. Após a construção dos descritores de impacto para cada PVF, deve-se proceder à fase de avaliação do modelo.

Fase de avaliação do modelo multicritério

A fase de avaliação dentro do processo de apoio multicritério à decisão é a fase em que são avaliados os desempenhos das alternativas frente aos critérios, por meio de um método de avaliação multicritério. Keeney (1992) afirma que há vários modelos matemáticos de avaliação de alternativas, sendo que os mais usados são os modelos aditivos e multiplicativos. Entre esses vários modelos está o processo sociotécnico Macbeth de apoio multicritério à decisão. A fase de avaliação do processo sociotécnico Macbeth compreende as etapas relacionadas a:

- i) Construção de uma função de valor sobre cada descritor de impacto.
- ii) Atribuição de constantes de escala (“ponderação”).
- iii) Análises de sensibilidade e robustez.

Após a conclusão do processo de obtenção de valores globais, quando são agregados os valores dos critérios e subcritérios ponderados pelos respectivos coeficientes de ponderação (fatores de escala) utilizando o modelo aditivo hierárquico, passa-se a estudar os efeitos de variações nesses fatores de escala para que possa ser validada a robustez e a sensibilidade dos resultados obtidos.

Elaboração de recomendações

Após as análises de sensibilidade e robustez, o facilitador que conduziu o processo sociotécnico Macbeth de apoio multicritério à decisão está apto para sugerir recomendações de ações ou políticas aos tomadores de decisão e a todos os *stakeholders* envolvidos no processo.

Percepção ambiental

Os estudos de percepção socioambiental têm sido utilizados para os mais diversos fins. Pesquisas em Etnobotânica, Geografia, Antropologia, Biologia, Medicina, História, Sociologia, Filosofia, Educação, Arte, Arquitetura, Engenharia, Turismo e outras disciplinas a utilizam como ferramenta de gestão e prospecção para que as indústrias, os pesquisadores e os órgãos públicos, tais como prefeituras e governos, tenham melhor entendimento das questões ligadas, em especial, à cultura dos povos, quer sejam eles oriundos de populações tradicionais ou apenas agrupamentos humanos com fortes e diferenciadas características socioculturais frente à cultura vigente globalizada e contemporânea.

Assim, no contexto da conservação e/ou do desenvolvimento sustentável de áreas naturais onde são desenvolvidas atividades humanas, a percepção ambiental evidencia as diferenças que advêm dessa inter-relação, intermediando o diálogo necessário ao estabelecimento da vida contemporânea em consonância com as tradições e os fatores culturais significativos para as pessoas e os grupos sociais aos quais elas pertencem.

A percepção ambiental é a apreensão de um determinado objeto real para o estabelecimento de uma ligação entre o conhecimento empírico (*a posteriori*) e um objeto real (sensação), para a interpretação dos estímulos e a construção de seus significados. Procura estabelecer como processo a recepção, a captação, a sensação, o pensamento e o entendimento, no confronto de recordações com os dados presentes e a retenção daqueles que se harmonizam com alterações que contam para o indivíduo e a sua coletividade. A Tabela 1 apresenta um resumo do pensamento de autores a respeito de percepção.

Tabela 1. Definições, processos de análise, valores intrínsecos de percepção.

| Definições de percepção | Processo | Valores intrínsecos | Autor |
|--|--|---|-------------------------------------|
| Apreensão de um determinado objeto real, ligação entre conhecimento empírico (<i>a posteriori</i>) e um objeto real (sensação) | Recepção, captação, sensação, pensamento, entendimento | Consciência empírica sensação e juízo | Kant (2000) |
| Interpretação dos estímulos e a construção dos seus significados | Atividade e seleção, experiência passada e futura; | Totalidade, fatores e condições subjetivas; | Abbangnano (2000) Bergson (1999) |
| | Ação, movimento, passado que se relaciona com o presente; o presente é o que interessa, o que vive | Memória relacional, decisão pelo útil, mundo verdadeiro, semelhanças e contiguidades, o todo antes das partes | |
| Parte do meu ambiente, existente ou não, cuja natureza ou alteração contam para mim | Confronto de recordações com os dados presentes, retenção dos que se harmonizam | Vida integrada, existência concreta, ambiente humano ou físico, confronto entre distância vivida e física | Merleau-Ponty (1999) |

Entende-se por percepção ambiental a tendência pela qual as pessoas organizam crenças, sentimentos e atitudes em relação ao ambiente, com diferenças entre pessoas e grupos. Caracteriza-se pela obtenção de informações do ambiente por meio dos sentidos: audição, tato, visão, olfato, paladar, cinestesia, com influência do sistema de crenças. Tem como valores intrínsecos familiaridade, categorização, adaptação e correlações com o passado, codificando-o e armazenando-o segundo a soma dos elementos físicos intervenientes com a subjetividade humana. A topofilia vem a ser o laço afetivo entre as pessoas e o meio ambiente natural, um valor intrínseco da maior importância que determina atitude como resultado da sucessão e reunião de percepções, mormente as decorrentes de aspectos do ambiente circundante que são úteis e formadores de imagens topofílicas. Para a percepção ambiental, é exposta, na Tabela 2, uma visão similar à já desenvolvida na Tabela 1.

É preciso, simultaneamente, distinguir, analisar, associar, sintetizar, tentando reconhecer a multidimensionalidade do fenômeno, a presença do observador/conceituador na observação/concepção, isto é, a presença do sujeito no objeto (MORIN, 1986).

Tabela 2. Definições, processo de análise, valores intrínsecos de percepção ambiental.

| Definições | Processo | Valores intrínsecos | Autor |
|---|--|--|-------------------------|
| Tendência geral pela qual pessoas organizam crenças, que difere de pessoa para pessoa e de grupo para grupo | Obtenção de informações do ambiente por meio dos sentidos audição, tato, olfato, visão, paladar, cinestesia (posição e movimento do corpo), influência do sistema de crenças | Familiaridade, categorização, adaptação e correlação com o passado, codificação e armazenamento, inexistência, soma de elementos físicos com a subjetividade e cultura humana | Altman e Chemers (1989) |
| | | Topofilia (laço afetivo entre as pessoas e o meio ambiente material); Atitude como resultado da sucessão e reunião de percepções; Atenção aos aspectos do ambiente e circundante que são úteis e formadores das imagens topofílicas. | Tuan (1980) |

A percepção ambiental utiliza metodologias usadas pela educação ambiental e levantamentos geográficos e sociais oriundos das ciências humanas e das ciências biológicas, estratégicos e determinantes para o seu fazer, tanto com grupos específicos e a interação que ocorre em sua rede social quanto em relação à percepção individual dos indivíduos pertencentes ao grupo. Entre as técnicas mais empregadas estão: entrevistas, questionários e enquetes de opiniões; fotografias, desenhos, mapas e obras de arte, imagens de lugares e paisagens; “mapas mentais” elaborados pelas populações pesquisadas e incluídos no grupo das técnicas projetivas; registros estruturados (cartográficos, gráficos e verbais) das impressões que um indivíduo ou mais pessoas têm de lugares e paisagens durante viagens e caminhadas.

O trabalho mais relevante em termos de metodologias elencadas, seu processo e adequação de uso em função do planejamento dos projetos e sua natureza é intitulado "Guideline for Field Studies in Environmental Perception" (WHYTE, 1977), publicado em Paris pela Unesco. Oferece esquemas gráficos (traduzidos e adaptados neste documento), responsáveis pelos fluxos das atividades em cada caso. Whyte (1977) recomenda que seja feita uma integração dos estudos dos ecossistemas com a investigação em percepção ambiental, pois são interdependentes e constituem modelos abrangentes, o que ajuda o desenvolvimento do trabalho. Esses modelos devem ser comparáveis ao ecossistema, ou seja, deve haver uma organicidade, uma correspondência na abordagem. Modelos estudados sob a perspectiva da percepção humana tendem a restringir sua análise a poucas variáveis, frequentemente explicáveis pela sua delimitação num campo psicológico ou sociológico, em nada semelhantes, em escala, à sofisticação da modelagem de um ecossistema. Isso tende a ocorrer pela visão antropocêntrica dominante do homem sobre a natureza. As relações de causa e efeito são mais difíceis de modelar em sistemas sociais. Desse modo, perspectiva individual e coletiva devem, ambas, ser levadas em consideração. Além disso, o autor comenta que tem havido maior concentração na medida em ciências sociais, em vez de um processo de refinamento de conceitos, que são talvez mais verdadeiros no campo da Geografia e Psicologia Social, nos quais maior esforço tem sido despendido no desenvolvimento sofisticado das medidas que na evolução de conceitos rigorosos. Por exemplo, a medida da atitude é relativamente avançada, enquanto o conceito de atitude continua a ser uma mistura de opiniões, crenças e sentimentos que interagem para formar um "estado de prontidão para a ação".

Whyte (1977) comenta, ainda, que a falta de um "olhar aguçado como dos pássaros" para o ambiente na percepção ambiental é particularmente crítica na fase de planejamento da investigação, e é por essa razão que a "nota técnica", nome dado pela autora ao trabalho, fornece fluxogramas generalizados indicando os pontos de atenção a serem observados numa tentativa de melhorar o processo, resultando em uma análise mais consistente e uma compreensão mais sistêmica do todo. Na sequência, ela sugere uma nomenclatura, a qual define as variáveis do sistema de pesquisa em percepção ambiental como: variáveis de estado, processos, variáveis de saída e variáveis de direcionamento.

Variáveis de estado incluem propriedades mensuráveis do sistema, tais como biomassa (ecossistema) e características do grupo (sistema de percepção). As mudanças nas variáveis de estado são da maior importância. Seus valores dependerão das alterações do sistema.

Os processos provocam alterações em variáveis de estado e as suas taxas são determinadas pelos valores presentes, ou anteriores, dessas ou de outras variáveis de estado e das chamadas variáveis de direcionamento. Desse modo, constitui-se o mecanismo pelo qual é possível acoplar essas variáveis.

As variáveis de saída são as quantidades previsíveis, esperadas como resultado do modelo. Elas podem constituir-se de um subconjunto de variáveis de estado. Mais frequentemente, incluem-se resultados obtidos a partir de variáveis de estado. É evidente que estas são quantidades de maior interesse direto para o gerente que fará uso do modelo.

Uma vez definidos os limites do sistema de pesquisa, as variáveis fora dele e que não são afetadas por processos internos a ele, mas que colidem com ele, podem ser consideradas variáveis de direcionamento. Em sistemas ambientais, as variáveis de direcionamento mais importantes são grandes fatores climatológicos ou meteorológicos, que desencadeiam ações de erosão, doenças, predadores naturais, etc.

Em sistemas de pesquisa em percepção ambiental, uma nova descoberta tecnológica ou política pública pode ser a variável que orientará a evolução do sistema. Um modelo simplificado é mostrado na Figura 1, que representa a organização de seus componentes. As variáveis de estado são organizadas em relação à distância entre o ponto de decisão e a interface homem-ambiente e em relação à escala do tomador de decisões sobre o recurso, do ponto de vista individual ou coletivo (decisão pelo grupo). Lê-se o fluxograma da direita para a esquerda, aproximando da esquerda aquelas que incidem mais diretamente sobre as variáveis de saída de uma situação específica (mas não necessariamente as que mais influenciam o processo) e, ainda, no caminho do fundo para o topo do diagrama (as variáveis tornam-se mais relevantes para o coletivo em detrimento do ponto de vista de decisão individual, embora não sejam exclusivas). Assim, uma progressão pode ser traçada a partir de uma perspectiva que vai do individual para o coletivo, pela observação das características das variáveis intervenientes obtidas, desde os valores e a personalidade até as decisões e escolhas que afetam o meio ambiente.

Desse modo, são planejados o fluxo e o encaminhamento do trabalho de percepção ambiental, pela correlação e priorização do que de fato é relevante, como mostra o fluxo da Figura 1, no qual, a partir da leitura orientada, são identificadas as variáveis do processo como um todo, segundo sua importância. Assim, são escolhidas as metodologias mais apropriadas para realizar o estudo segundo Whyte (1977).

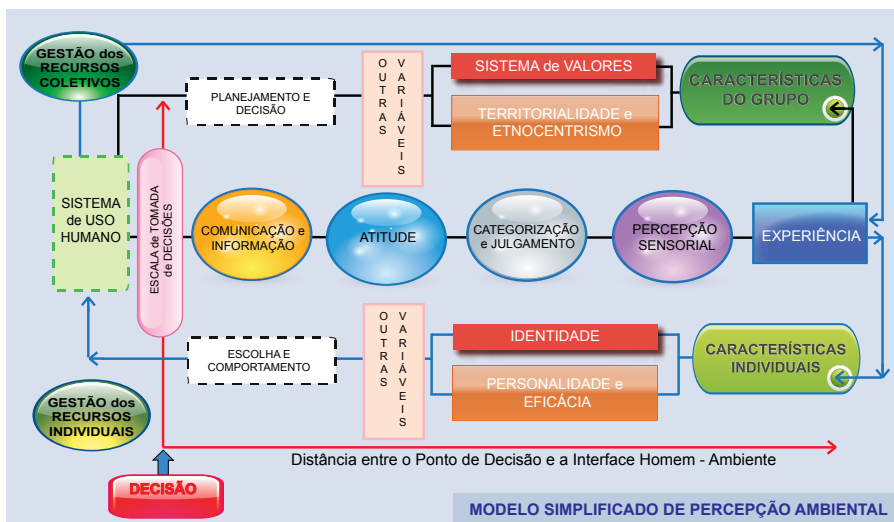


Figura 1. Modelo simplificado de percepção ambiental.

Galdino (2006) sugere metodologias de abordagem de grupo aplicadas ao contexto de comunidades tradicionais também elencadas em Whyte (1977). Um quadro resumo é exibido na Tabela 3.

Tabela 3. Metodologia sugerida por Galdino (2009) para avaliação da percepção ambiental em comunidades tradicionais.

| Obtenção de dados | | | | |
|-------------------|--|---|--|--|
| Etapa | Descrição | Características | Produtos | Autor |
| 1 | Pré-teste | Entrevistas semiestruturadas e estruturadas, listagem livre com número reduzido de pessoas | Questionário ajustado à comunidade estudada | Weller e Romney (1988) |
| | Amostragem "bola de neve" (snowball sampling) | Usada em estudos de redes sociais, para descobrir quem as pessoas conhecem e como se conhecem | Rede social da comunidade com indicação dos especialistas locais | Bernard (2002) citado por Galdino (2006) |
| 2 | Entrevistas estruturadas (listagem livre quantitativo) | Têm tópicos fixos que delimitam as informações desejadas | Informações detalhadas passíveis de quantificação dos dados | Viertler (2002) Vogl et al. (2004) Huntington (2000) |
| | Listagem livre | Tipo de entrevista estruturada – o participante faz a lista de itens de um domínio cultural de interesse do pesquisador | Informações de um domínio cultural de interesse | Vogl et al. (2004) |
| | Entrevistas semiestruturadas | Segue um diálogo livre – o pesquisador se apoia em lista com questões a abordar | Informações detalhadas sobre o tema da pesquisa | Viertler (2002) Bernard (2002) |
| | Observação do participante | O observador se entrega à rotina do informante e pode detectar referenciais culturais até então não detectados | Informações culturais não detectadas na entrevista | Viertler (2002) |

Possibilidade de integração metodológica

A integração metodológica é possível utilizando a abordagem da percepção ambiental para determinar o conjunto de dados a ser posteriormente tratado por meio do processo sociotécnico Macbeth multicritério de apoio à decisão, por ser capaz de identificar referências múltiplas e abordar as questões subjetivas aderentes a cada grupo a ser estudado, num amplo espectro de atributos de ordem objetiva e subjetiva a serem analisadas em conjunto, por oferecer inúmeras possibilidades de interação com diferentes tipos de comunidades com diferentes linguagens de aproximação e comunicação e oferecer foco nas transformações ambientais, o que, no caso de comunidades tradicionais, é uma abordagem central para que sejam oferecidos resultados compatíveis com as necessidades de projeto.

Considerações finais

A integração metodológica de ambas as abordagens oferece possibilidades múltiplas e elementos suficientes, que proporcionam boa capacidade de análise quali-quantitativa, o posterior desenvolvimento de indicadores de resposta social aos impactos ambientais suscitados, a possibilidade de construção de indicadores de vulnerabilidade e, ainda, indicadores de sustentabilidade. A partir das análises de sensibilidade e robustez, é possível determinar um marco zero e fazer o monitoramento posterior das condições de projeto, além de obter elementos para a elaboração de políticas públicas pertinentes.

Referências

ABBAGNANO, N. **Dicionário de Filosofia**. Tradução de Alfredo Bosi e Ivone Castilho Benedetti. 4. ed. São Paulo: Martins Fontes, 2000. 1014 p.

ALTMAN, E.; CHEMERS, M. M. **Culture and environment**. Cambridge: Cambridge University Press, 1989. 337 p.

BANA e COSTA, C. A. **Processo de apoio à decisão: actores e acções; estruturação e avaliação**. Publicação CESUR, S.I., 1993a. v. 618, p. 31.

BANA e COSTA, C. A. Três convicções fundamentais na prática do apoio à decisão. **Pesquisa Operacional**, v. 13, n. 1, p. 9-20, 1993b.

BANA e COSTA, C. A.; BEINAT, E. Estruturação de modelos de análise multicritério de problemas de decisão pública. In: COSTA, J. S.; NIJKAMP, P.; DENTINHO, T. P. (Ed.). **Compêndio de Economia Regional**. São Paulo: Principia, 2011. p. 611-645. (volume II: Métodos e Técnicas de Análise Regional, Capítulo 20).

BANA e COSTA, C. A.; De CORTE, J. M.; VANSNICK, J. C. On the mathematical foundations of Macbeth. In: GRECO J. F.; EHRGOTT, S. M. (Ed.). **Multicriteria Decision Analysis: state of the art survey**. London: Springer Verlag; Boston: Dordrecht, 2005. p. 409-442.

BANA e COSTA, C. A.; ENSSLIN, L.; CORRÊA E. C.; VANSNICK J.-C. Decision support systems in action: Integrated application in a multi-criteria decision aid process. **European Journal of Operational Research**, v. 113, n. 2, p. 315-335, 1999. Disponível em: <<https://fenix.ist.utl.pt/disciplinas/maad/2011-2012/1-semester/teaching-material-for-the-dama-course>>. Acesso em: 10 fev. 2011.

BANA e COSTA, C. A.; LOURENÇO, J. C.; BANA e COSTA, J. C. Concepção de uma estratégia de desenvolvimento a médio prazo para Pernambuco. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA PARA O DESENVOLVIMENTO REGIONAL-APDR, 15., 2009, Cabo Verde. **Actas...** Cabo Verde: APDR, 2009. p. 1659-1681.

BELTON, V.; STEWART, T. **Multiple Criteria Decision Analysis: an integrated approach**. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2002.

BERGSON, H. **Matéria e memória**: ensaio sobre a relação do corpo com o espírito. São Paulo: Martins Fontes, 1999.

BERNARD, R. **Research Methods in Anthropology: qualitative and quantitative approaches**. New York: Almira Press, 2002.

BUEDE, D. M. Structuring value attributes. **Interfaces**, v. 16, n. 2, p. 52-62, 1986.

ENSSLIN, L.; DUTRA, A.; ENSSLIN, S. R. O uso de mapas cognitivos como instrumento de apoio ao processo decisório: um estudo de caso. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 17., 1997, Gramado. **Anais...** Gramado, RS: Universidade Federal do Rio Grande do Sul/Associação Brasileira de Engenharia de Produção, 1997c.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER, G. N. Mapas Cognitivos no Apoio à Decisão. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 18., 1998, Niterói. **Anais...** Niterói, RJ: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1998.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER, G. N.; NORONHA, S. M. **Apoio à Decisão**: metodologias para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas. Florianópolis: Insular, 2001.

FANTINATTI, P. A. P. **Abordagem MCDA como ferramenta de mudança de paradigma no planejamento dos recursos hídricos**. 2011. 399 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

FREITAS, C. M.; GOMEZ, C. M. Análise de riscos tecnológicos na perspectiva das ciências sociais. **História, Ciências, Saúde — Manguinhos**, v. 3, n. 3, p. 485-504, 1997.

FRANCO, L. A.; MONTIBELLER, G. Facilitated modelling in operational research. **European Journal of Operational Research**, v. 205, p. 489-500, 2010.

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. R. **Post-normal science**. Economics Internet. Encyclopaedia of Ecological Economics, 2003.

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. R. Ciência pós-normal e comunidades ampliadas de pares face aos desafios ambientais. **História, Ciências, Saúde**. Manguinhos, v. 4, n. 2, 1997.

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. R. The worth of a songbird – ecological economics as a post-normal science. **Ecological Economics**, 103, 197-207, 1994.

FUNTOWICZ, S.; RAVETZ, J. R. Science for the post-normal age. **Futures**, v. 25, n. 7, p. 739-755, 1993.

GALDINO, Y. da S. N. **A casa e a paisagem pantaneira percebida pela comunidade tradicional Cuiabá Mirim, Pantanal de Mato Grosso**. 2006. 83 f. Tese (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biociências, Universidade Federal de Mato Grosso, Mato Grosso, Cuiabá.

HUNTINGTON, H. P. Using Traditional Ecological Knowledge in Science: methods and applications. **Ecological Applications**, v. 10, n. 5, p. 1270-1974, 2000.

KANT, I. **Crítica da razão pura**. Tradução de Valério Rohden e Udo Baldur Moosburger. São Paulo: Ed. Nova Cultural Ltda., 2000. (Coleção Os Pensadores).

KEENEY, R. L. Decision analysis: an overview. **Operational Research**, v. 30, n. 5, p. 803-838, 1992.

LIMA, L. F. **Processo Sociotécnico MACBETH de Apoio Multicritério à Decisão e a organização de comunidades tradicionais**: o caso da comunidade do Marujá no Vale do Ribeira – SP. 2012. 195 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MERLEAU-PONTY, M. **Fenomenologia da percepção**. Tradução de Carlos Alberto Ribeiro de Moura. 2. ed. São Paulo: Martins Fontes, 1999. 662 p.

MORIN, E. **Para sair do século XX**. Rio de Janeiro, RJ: Nova Fronteira, 1986.

PHILLIPS, L. D. Decision Analysis for group decision support. In: EDEN, C.; RADFORD, J. (Ed.) **Tackling Strategic Problems: the Role of Group Decision Support**. London: SAGE Publications, 1990. p. 142-153.

PHILLIPS, L. D.; BANA e COSTA, C. A. Transparent prioritisation, budgeting and resource allocation with multi-criteria decision analysis and decision conferencing. **Annals of Operations Research**, v. 154, n. 1, p. 51-68, 2007.

ROSENHEAD, J. What's the problem? An introduction to problem structuring methods. **Interfaces**, v. 26, p. 117-131, 1996.

SAES, B. M. **Macroeconomia ecológica**: o desenvolvimento de abordagens e modelos a partir da economia ecológica. 2013. 144 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico, área de concentração) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

TUAN, Y. **Topofilia**: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. São Paulo: Difel, 1980. 288 p.

VIERTLER, R. B. Métodos antropológicos como ferramenta para estudos em etnobiologia e etnoecologia, In: AMOROZO, M. C. M.; MING, L. C.; SILVA, S. M. P. (Ed.). **Métodos de coleta e análise de dados**

em etnobiologia, etnoecologia e disciplinas correlatas. Rio Claro, SP: Coordenadoria de Área de Ciências Biológicas – UNESP/CNPq, 2002. 204 p.

VOGL, C. R.; VOGL-LUKASSER B.; PURI, R. K. Tools and Methods for Data Collection in Ethnobotanical Studies of Homegardens. **Field Methods**, v. 16, n. 3. p. 285-306, 2004.

VON WINTERFELDT, D.; EDWARDS, W. **Decision Analysis and Behavioral Research**, Cambridge. Cambridge: University Press, 1986.

WELLER, S. C.; ROMNEY, A. K. **Systematic Data Collection**. London: Sage Publications, 1988.

WHYTE, A. V. T. **Guidelines for field studies in environmental perception**. Toronto: UNESCO-Intergovernmental Programme on Man and the Biosphere (MAB); Institute of Environmental Studies; Paris: The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 1977.

Foto: Enxurrada em estrada rural de Guararapes, SP (Cristina Rodrigues, 2011).



Avaliação do serviço ecossistêmico de regulação de água – aplicação do modelo Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services (Mimes)¹

Daniel Caixeta Andrade, Sérgio Gomes Tôsto, Ranulfo Paiva Sobrinho, Ademar Ribeiro Romeiro

De acordo com Kremen (2005), a mensuração biofísica dos processos ecológicos e seu papel na geração de serviços ecossistêmicos tem sido negligenciada na maioria das análises. A elucidação das relações sugeridas configura-se como uma agenda de pesquisa importante, pois a falta de informações e as incertezas sobre como os serviços são gerados a partir das funções ecossistêmicas restringem análises mais acuradas sobre a quantificação dos fluxos de serviços ecossistêmicos em função das intervenções antrópicas.

Tomando como exemplo a erosão do solo, é fato que ela pode afetar vários serviços ecossistêmicos prestados pelo solo. A consideração de todas essas variáveis, resultantes de múltiplas e frequentemente inter-relacionadas funções ecossistêmicas, bem como dos respectivos parâmetros de sustentabilidade com seus limiares não lineares de sustentabilidade, é impossível sem o emprego de uma ferramenta de modelagem. Também é preciso considerar que a ferramenta de modelagem pode ser necessária para tratar apenas de uma variável ecossistêmica. Esse é o caso da variável representada pelo serviço de regulação hídrica (ou a capacidade de estocagem de água no solo).

Farber et al. (2006) descrevem o serviço de regulação de água simplesmente como “fluxo de água sobre a superfície do planeta”, enquanto Costanza et al. (1997) o descrevem como “regulação dos fluxos hidrológicos”. Independentemente de qual seja sua interpretação semântica, é importante notar que os dois principais benefícios que podem ser derivados a partir desse serviço são a purificação de água e a modulação dos ciclos de seca e enchentes/inundações.

Gately (2008) conceitua regulação de água como o processo de abstração hidrológica que pode ser medido universalmente em termos de volume de água regulada. O conceito de escoamento superficial relaciona-se diretamente com a definição apresentada, e, na maioria das vezes, quanto maior é esse escoamento, maiores são as descargas em rios/corpos d'água e menores são as recargas dos aquíferos, o que reduz, portanto, a capacidade de regulação dos fluxos de água. Além disso, o escoamento superficial

¹ Adaptado de: ANDRADE, D. C. **Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos**: uma contribuição da economia ecológica. 2010. 261 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP. Disponível em: <<http://libdigi.unicamp.br/document/?code=000480718>>. Acesso em: 25 fev. 2015.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

tem relação com a capacidade de purificação de água dos ecossistemas, uma vez que quanto maior é o volume de água, maiores são as quantidades esperadas de poluentes que entram no sistema hídrico.

Por escoamento superficial entende-se o fluxo de água que ocorre quando o volume proveniente de precipitações excede a capacidade de infiltração do solo. Depende de vários fatores físicos e meteorológicos, como tipologia de solo e intensidade das chuvas, e de fatores antrópicos, como as características de cobertura dos solos. Sartori (2004) afirma que

o escoamento superficial é uma das fases do ciclo hidrológico e seu estudo é de grande importância devido ao dimensionamento de obras de engenharia e manejo agrícola. Sua quantificação é uma tarefa complexa e dependente de vários fatores, os quais são agregados a parâmetros ou variáveis em modelos de chuva-vazão. (SARTORI, 2004).

Considerando a importância do serviço de regulação de água e o conceito derivado de escoamento superficial, este trabalho tem como objetivo estimar a quantidade de água escoada no solo agrícola do Município de Araras, SP, no ano de 2007 e avalia o serviço de regulação de água na região. Para tanto, foi utilizado o modelo "Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services" (Mimes). A contribuição esperada é apresentar o potencial da modelagem econômico-ecológica como insumo para o processo de valoração dos serviços ecossistêmicos.

Metodologia

Variações nos fluxos de escoamento superficial em uma determinada área podem ser uma *proxy* para variações no fluxo do serviço de regulação de água. Considera-se que quanto maior for a magnitude da primeira variável, menor será a quantidade de água regulada. Nesse caso, a quantidade de água perdida aumenta, o que gera impactos econômicos, como a perda de produtividade das plantas por meio da redução da quantidade de água disponível.

A equação 1 abaixo apresenta de maneira mais clara o que se considera como água regulada e água "desregulada".

$$Q = P - L \quad (1)$$

Em que:

Q = volume de escoamento superficial ou precipitação excedente (água desregulada, em mm);

P = volume total da precipitação (chuva, em mm);

L = abstração hidrológica (água regulada, em mm).

Para estimar o volume de água que foi convertido em escoamento superficial no ano de 2007 no Município de Araras, SP, foi usado o modelo conhecido como “número da curva”, ou simplesmente “modelo CN”, parte integrante da estrutura do Mimes. Esse modelo foi originalmente desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA).

A equação 2 que define o escoamento superficial parte da seguinte proporção:

$$\frac{F}{S} = \frac{Q}{P} \quad (2)$$

Em que F é a retenção efetiva (atual) ou a diferença potencial entre P e Q , S é o potencial máximo de retenção, $\frac{Q}{P}$ é a proporção do volume precipitado que será convertido em escoamento superficial e $\frac{F}{S}$ é a relação entre o volume que efetivamente foi infiltrado e a capacidade de infiltração. Modificações que causam a diminuição do parâmetro S (eventos naturais e/ou antrópicos) causarão uma elevação na relação entre volume escoado e precipitação.

Considerando que $F = P - Q$ e, isolando-se o termo Q , tem-se a seguinte relação, mostrado na equação 3:

$$Q = \frac{P^2}{P + S} \quad (3)$$

É necessário o uso de uma abstração inicial (I_a) para que haja possibilidade de escoamento sempre que houver uma precipitação, observando-se que I_a não poderá ser maior que P . Voltando à equação 4 com $P = P - I_a$ e, portanto, $F = (P - I_a) - Q$, tem-se:

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S} \quad (4)$$

Para deixar a equação acima mais simples, o SCS propôs uma relação linear entre I_a e S ($I_a = \lambda S$), sendo λ uma relação de proporcionalidade entre a abstração inicial e a retenção potencial máxima. Seu valor padrão recomendado pelo SCS é $\lambda = 0,2$. Tem-se, portanto, a equação 5 que determina o volume de escoamento superficial.

$$Q = \frac{(P - 0,2S)^2}{P + 0,8S}, \text{ para } P > 0,2S \quad (5)$$

A variável Q (escoamento superficial) é função do parâmetro S (potencial máximo de redução). Para estimar esse último, o SCS elaborou o chamado “número da curva” (CN – *curve number* –, numeradas de 0 a 100) com o objetivo de tornar mais prática a aplicação da equação 5. A relação entre CN e S é dada pela equação 6:

$$S = \frac{25.400}{CN} - 254 \quad (6)$$

Resolvendo-se a equação acima para CN , tem-se a equação 7:

$$CN = \frac{25.400}{254 + S} \quad (7)$$

Segundo Sartori (2004), o CN é um parâmetro adimensional que representa os efeitos da combinação do grupo hidrológico do solo com o tipo de cobertura e tratamento da terra sobre o escoamento superficial. Nas condições extremas de $S = 0$, tem-se $CN = 100$, isto é, toda a precipitação é escoada e não há infiltração, e de $CN = 0$, $S \rightarrow \infty$, ou seja, a capacidade de infiltração é máxima e não há escoamento.

Substituindo-se a equação 7 em 6, tem-se a equação 8:

$$Q = \frac{\left(P - \frac{5.080}{CN} + 50,8\right)^2}{P + \frac{20.320}{CN} - 203,2} \quad (8)$$

Os valores de CN são tabelados de acordo com a combinação entre o grupo hidrológico do solo, o tipo de cobertura e tratamento da terra, ambos associados a uma condição de umidade antecedente da bacia. Segundo Sartori (2004), o CN representa uma curva média de infiltração que separa a parte da precipitação que escoará superficialmente.

A variabilidade do CN depende do volume precipitado num período de 5 a 30 dias antecedente a uma determinada chuva, a qual é denominada de “precipitação antecedente” (USBR, 1977). Tendo em vista tal fato, o SCS definiu três condições de umidade antecedente do solo:

Condição I: Os solos de uma bacia hidrográfica estão secos, mas não ao ponto de murchamento das plantas. É quando ara-se ou cultiva-se bem o solo.

Condição II: Os solos apresentam a “umidade ideal”, isto é, estão nas condições que precederam a ocorrência de uma enchente máxima anual em numerosas bacias hidrográficas.

Condição III: Os solos apresentam-se quase saturados, quando ocorrem chuvas fortes ou fracas e baixas temperaturas durante os cinco dias anteriores a uma determinada precipitação.

Quanto aos grupos hidrológicos de solos, houve necessidade de adaptar o método às características dos solos brasileiros. A primeira iniciativa, datada de 1979, foi a publicação do trabalho de Setzer e Porto (1979), que propunham cinco classes hidrológicas do solo para o Estado de São Paulo. Posteriormente, usando quatro classes de solos, foi apresentada por Lombardi Neto et al. (1989) uma nova abordagem para o enquadramento dos solos, no estudo sobre cálculo de espaçamento entre terraços. Mais recentemente, Kutner et al. (2001) apresentaram uma classificação alternativa para a Bacia do Alto Tietê com quatro grupos hidrológicos para os diversos litotipos nela ocorrentes. Os detalhes sobre as diferenças entre as classificações desses autores estão disponíveis em Sartori (2004).

Ainda segundo Sartori (2004), das três classificações apresentadas para o Estado de São Paulo (KUTNER et al., 2001; LOMBARDI NETO et al., 1989; SETZER; PORTO, 1979), a de maior praticidade é a proposta por Lombardi Neto et al. (1989), pois, além de ser muito parecida com a proposta original do SCS no processo de desenvolvimento, a classificação é direta como a original, e basta localizar a bacia em um mapa pedológico para determinar as classes hidrológicas que nela ocorrem.

O primeiro passo para a utilização do modelo acima descrito foi estimar os valores do parâmetro CN para nove categorias de uso do solo no Município de Araras, SP. A Tabela 1 apresenta os resultados. Como foi discutido anteriormente, quanto mais próxima do valor 100, menor será a capacidade de infiltração, ou seja, maior será o potencial de escoamento superficial. Tais valores representam a combinação das características de tipo de solo e tipo de cobertura, as quais foram obtidas por meio dos bancos de dados do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Tabela 1. Determinação do parâmetro CN por categoria de uso do solo no Município de Araras, SP.

| Uso | Tipo de cobertura | Tipo de manejo do solo | Condição hidrológica | A | B | C | D |
|------------------------------|---|--|----------------------|----|----|----|----|
| Cana-de-açúcar crua | Plantio em linha | Contorno e terraceamento com incorporação da palhada no solo | Ruim | X | X | X | X |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | 61 | 70 | 77 | 80 |
| Citricultura | Plantio em linha | Contorno e terraceamento | Ruim | X | X | X | X |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | 32 | 58 | 72 | 79 |
| Cana-de-açúcar queimada | Plantio em linha | Contorno e terraceamento com queima da parte aérea | Ruim | 66 | 74 | 80 | 82 |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | X | X | X | X |
| Mata ciliar | Arbustiva | Sem manejo | Ruim | X | X | X | X |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | 30 | 48 | 65 | 73 |
| Áreas urbanas | Ruas e rodovias pavimentadas com calçadas, guias e galerias de drenagem | | Ruim | 98 | 98 | 98 | 98 |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | X | X | X | X |
| Floresta antropizada | Área antropizada | Sem manejo | Ruim | X | X | X | X |
| | | | Média | 43 | 65 | 76 | 82 |
| | | | Boa | X | X | X | X |
| Cultura anual – soja + milho | Plantio em linha | Curva de nível com resíduos de colheita | Ruim | 60 | 71 | 78 | 81 |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | X | X | X | X |
| Pastagem | Plantio a lanço | Terraceamento | Ruim | 68 | 79 | 86 | 89 |
| | | | Média | X | X | X | X |
| | | | Boa | X | X | X | X |
| Cafeicultura | Plantio em linha | Curva de nível e terraceamento | Ruim | X | X | X | X |
| | | | Média | 32 | 58 | 72 | 79 |
| | | | Boa | X | X | X | X |

Dados os valores de CN, a equação 8 demanda a utilização de dados de precipitação, os quais foram obtidos junto à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Foram utilizados sete eventos pluviométricos, apresentados na Tabela 2, com os respectivos volumes precipitados (em mm).

Tabela 2. Dados de precipitação para sete eventos pluviométricos no Município de Araras, SP, no ano de 2007.

| Evento 1 | | Evento 2 | | Evento 3 | | Evento 4 | | Evento 5 | | Evento 6 | | Evento 7 | |
|------------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Data | Vol. (mm) | Data | Vol. (mm) | Data | Vol. (mm) | Data | Vol. (mm) | Data | Vol. (mm) | Data | Vol. (mm) | Data | Vol. (mm) |
| 31/12/2006 | 2,4 | 14/1/2007 | 25,0 | 6/2/2007 | 26,0 | 15/3/2007 | 14,8 | 15/4/2007 | 14,8 | 16/7/2007 | 4,8 | 23/7/2007 | 0,4 |
| 1/1/2007 | 71,4 | 15/1/2007 | 5,4 | 7/2/2007 | 0 | 16/3/2007 | 28,2 | 16/4/2007 | 28,2 | 17/7/2007 | 47,0 | 24/7/2007 | 5,6 |
| 2/1/2007 | 12,6 | 16/1/2007 | 1,0 | 8/2/2007 | 38,0 | 17/3/2007 | 56,2 | 17/4/2007 | 56,2 | 18/7/2007 | 25,8 | 25/7/2007 | 58,0 |
| 3/1/2007 | 6,6 | 17/1/2007 | 0 | 9/2/2007 | 59,8 | 18/3/2007 | 4,6 | 18/4/2007 | 4,6 | 19/7/2007 | 1,4 | 26/7/2007 | 4,4 |
| 4/1/2007 | 27,2 | 18/1/2007 | 25,4 | | | 19/3/2007 | 53,6 | 19/4/2007 | 53,6 | | | | |
| 5/1/2007 | 34,0 | 19/1/2007 | 59,8 | | | 20/3/2007 | 1,4 | | | | | | |
| 6/1/2007 | 18,0 | | | | | | | | | | | | |
| 7/1/2007 | 9,6 | | | | | | | | | | | | |
| 8/1/2007 | 2,4 | | | | | | | | | | | | |

Fonte: Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp).

Resultados e Discussão

A partir dos dados de precipitação e das estimativas para o parâmetro CN, foi possível calcular o volume de escoamento superficial por categoria de solo no Município de Araras, SP, em 2007, com dados em metros cúbicos por hectare por ano (Tabela 3). Os resultados são coerentes com o esperado, já que, em razão do tipo de manejo considerado, aquelas culturas com práticas menos adequadas ou que propiciam menor proteção ao solo são as que apresentam maior volume escoado. É necessário destacar os baixos volumes escoados para a citricultura e cafeicultura, decorrentes da boa cobertura dos solos nessas duas atividades. Quanto às culturas anuais e à pastagem, é esperado um alto volume de escoamento, decorrente, principalmente, de intenso uso de maquinaria e pisoteio do gado, respectivamente, o que compromete a capacidade de infiltração do solo. A classe de floresta secundária apresentou um elevado escoamento em decorrência da sua característica de antropização. Entretanto, o potencial de escoamento em matas ciliares é mais reduzido, resultado esse já esperado.

Tabela 3 . Estimativa de volume de água escoado por categoria de uso do solo no Município de Araras, SP, em 2007.

| Uso e cobertura | Escoamento de água superficial (m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹) | Escoamento total (m ³ ano ⁻¹) |
|------------------------------|--|---|
| Cana-de-açúcar crua | 166 | 42.348.096,68 |
| Cana-de-açúcar queimada | 283 | 25.713.895,44 |
| Citricultura | 10 | 1.141.773,50 |
| Cafeicultura | 6 | 20.121,79 |
| Cultura anual – soja + milho | 215 | 3.633.536,18 |
| Pastagem | 263 | 3.507.016,56 |
| Mata ciliar | 31 | 2.072.015,39 |
| Floresta secundária | 111 | 3.333.280,40 |
| Total | 1.084 | 81.769.735,94 |

A última coluna da Tabela 3 apresenta o volume total escoado por categoria de uso do solo no município analisado. Se esse volume de água perdido pudesse ser valorado, por exemplo, pelo preço da água praticado por alguns Comitês de Bacias Hidrográficas (CBHs), haveria um indicador da perda econômica propiciada pelo escoamento superficial. Para o comitê dos rios Piracicaba, Corumbataí e Jundiaí, tal preço é R\$ 0,0003 m⁻³, o que gera um total de R\$ 24.531,90. Trata-se de um montante relativamente baixo, decorrente do preço simbólico cobrado por unidade de volume de água. Entretanto, se considerarmos um valor arbitrário de R\$ 10,00 m⁻³ para uso doméstico, a ser cobrado dos habitantes do Município de Araras, SP, a perda econômica total equivale a R\$ 817.697.359,40.

Pela equação 1, o volume de água regulada é dado pela diferença entre o total precipitado e o total de escoamento superficial ($L = P - Q$). Admitindo-se L como indicador da provisão do serviço ecossistêmico de regulação de água, os resultados acima podem ser utilizados para demonstrar o estado desse serviço no município no ano de 2007.

Por ser um componente da hidrosfera dentro da estrutura do Mimes, o modelo acima descrito está apresentado em forma diagramática dentro da plataforma Simile (Figura 1), assim como toda a estrutura Mimes. A integração com *softwares* de informação georreferenciada permite a visualização do mapa da área de estudo e dos resultados de forma espacializada.

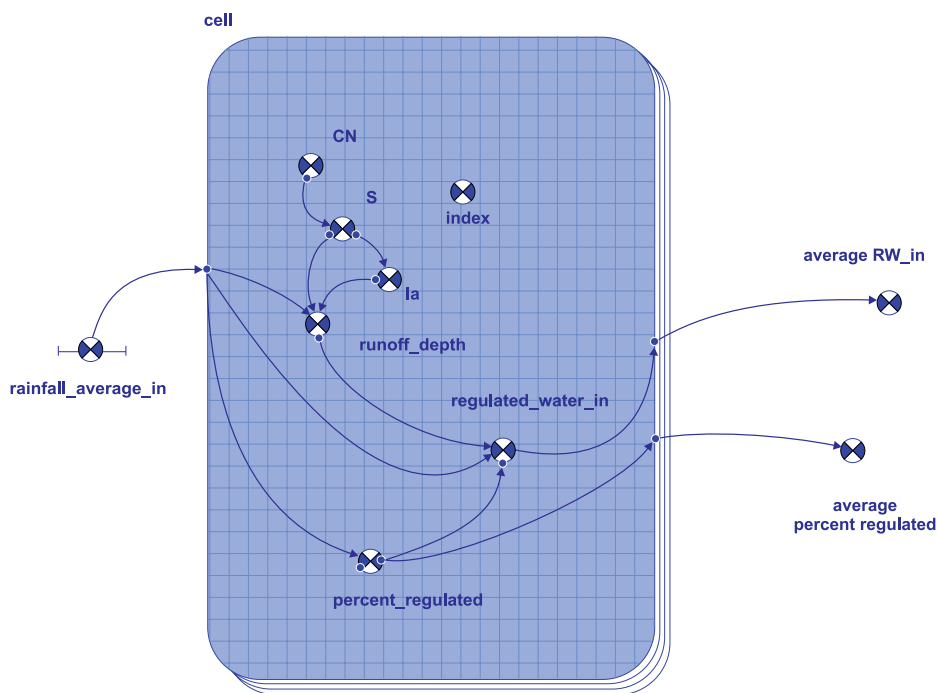


Figura 1. Representação do modelo de regulação de água (componente da estrutura Mimes).

Para o Município de Araras, SP, o diagrama apresentado na Figura 1 foi construído com base em células (*cellgrid*), com um total de 104 linhas e 106 colunas, com uma resolução de 300 m². O mapa do município foi obtido no Laboratório de Geoprocessamento do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Os submodelos representados acima equivalem a cada uma das unidades de área, cujos objetos são modelados pelas relações sugeridas no diagrama. É como se o mapa do município fosse dividido em várias quadrículas, e o comportamento de cada uma fosse dado pelo modelo. Os *inputs* do modelo são os dados estimados para o parâmetro CN (Tabela 2), calculados com base na combinação das categorias de uso e tipologia do solo, e informações sobre precipitação (Tabela 2) (variáveis “*rainfall_event_in*” e “*CN*”). Os parâmetros I_a e S representam, respectivamente, a abstração hidrológica inicial e o potencial máximo de retenção, e ambos influenciam o volume de escoamento superficial.

A Figura 2 mostra de forma espacializada as estimativas de CN para o município. A área mais clara da figura representa o perímetro urbano de Araras, no qual o CN estimado é próximo de 100, o que representa capacidade mínima de infiltração de água. Áreas com cores mais fortes são aquelas em que o CN estimado é menor, o que representa maior capacidade de infiltração.

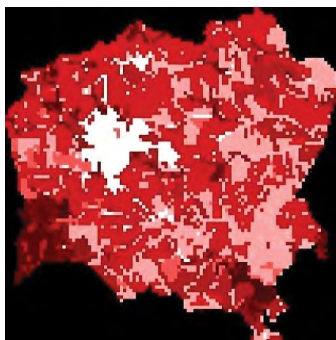


Figura 2. Representação do parâmetro CN estimado.

O dado de saída é o volume de água regulada (diferença entre o volume precipitado e o escoado, este último dado pela variável “*runoff_depth*”), representado pela variável “*regulated_water_in*”. As variáveis “*Average RW_in*” e “*Average percent regulated*” representam, respectivamente, a média do volume de água regulada em mm e em porcentagem, considerando todas as unidades de área do modelo.

A partir de resultados parciais e não calibrados, o modelo permite conhecer de forma espacializada os volumes de água regulada (em porcentagem) para todos os eventos pluviométricos analisados (Figura 3). As áreas com cores mais suaves representam aquelas onde a porcentagem de água regulada é menor, enquanto as áreas com cores mais fortes representam as partes do município com maior capacidade de retenção de água, em razão dos eventos analisados, das condições anteriores de umidade e da intensidade precipitada. A área do perímetro urbano apresenta capacidade quase nula de retenção de água, o que resulta em baixa porcentagem de água regulada.

A partir do modelo, é possível ter também como variável de saída o volume médio de água regulada por evento (Figura 4). As Figuras 3 e 4 representam a evolução do volume de água regulada no Município de Araras, SP, no período de 31 dezembro de 2006 a 26 de julho de 2007.

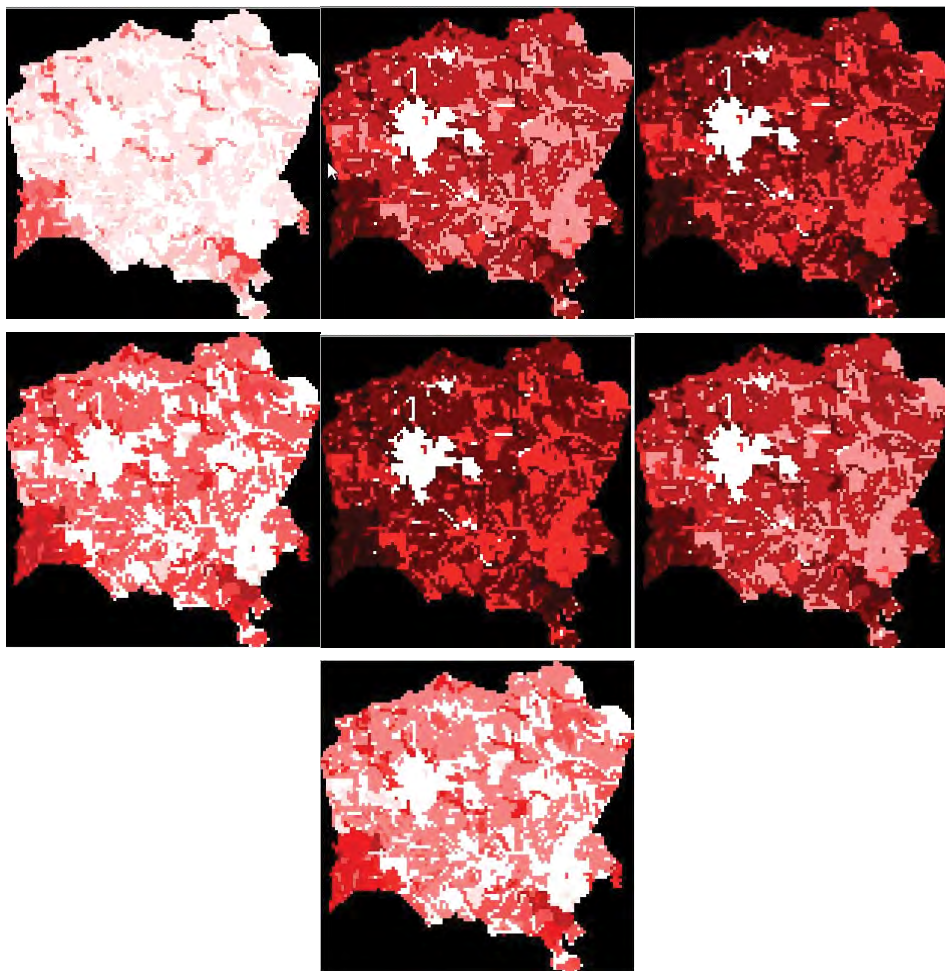


Figura 3. Visualização da água regulada no Município de Araras, SP, para os eventos pluviométricos analisados.

Segundo a proposta feita por Hein et al. (2006), um processo de valoração dos serviços ecossistêmicos deve compreender cinco etapas: i) definição do ecossistema ou região onde os serviços ecossistêmicos serão valorados; ii) avaliação biofísica dos serviços ecossistêmicos contemplados; iii) valoração *stricto sensu*; iv) agregação e comparação dos diferentes valores; e v) consideração das escalas apropriadas do ponto de vista dos *stakeholders*. Em termos de tal

proposta, o modelo acima, ao analisar a trajetória do serviço de regulação, deve ser usado quando o objetivo é um processo de valoração que considera as alterações dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, o modelo Mimes e todos os seus componentes são ferramentas operacionais úteis e que apresentam grande potencial para o aprimoramento da valoração dos serviços ecossistêmicos. As Figuras 4 e 5, respectivamente, mostram o volume médio de água regulada e a evolução do volume regulado de água no município.

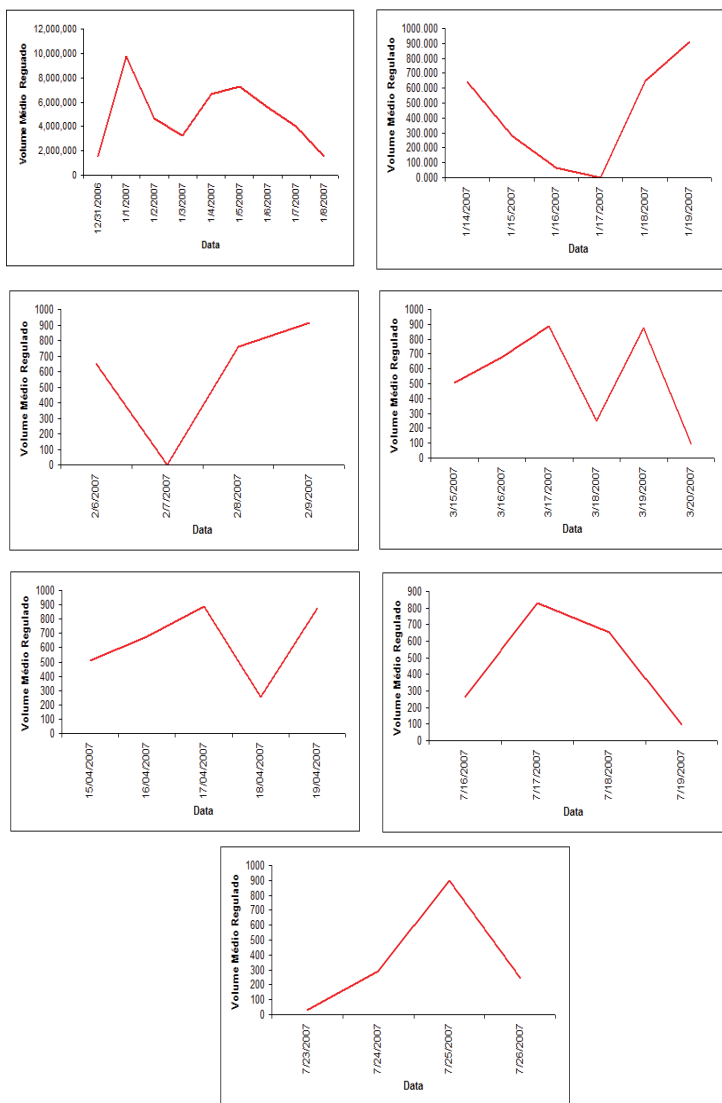


Figura 4. Volume médio de água regulada (em mm) no Município de Araras, SP, para os eventos pluviométricos analisados.

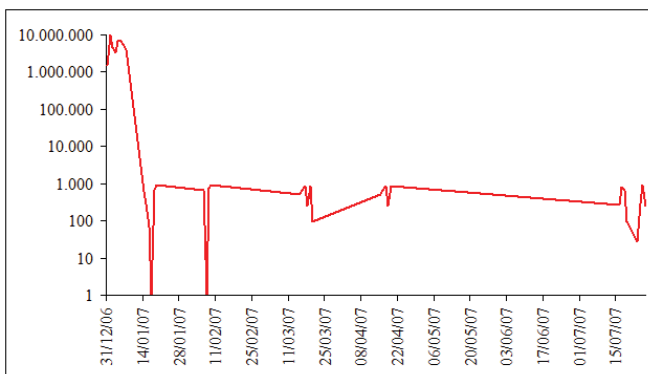


Figura 5. Evolução do volume regulado de água no Município de Araras, SP, no período de 26/12/2006 a 26/7/2007.

Os resultados derivados de um modelo como o acima apresentado oferecem ao pesquisador maior clareza sobre a performance de determinado serviço ecossistêmico. A partir daí, procede-se à valoração *stricto sensu* com base nas informações obtidas pelo procedimento da modelagem. No caso da regulação de água, por exemplo, uma opção para a valoração desse serviço é a estimativa da perda de produtividade em culturas agrícolas em decorrência da perda de água disponível para as plantas, o que diminui a sua resistência em períodos de veranico. É possível, ainda, estimar o aumento do custo de irrigação para compensar a umidificação natural do solo.

Considerações finais

Independentemente da forma selecionada para valorar o dano associado à redução do fluxo do serviço ecossistêmico analisado, o fato é que um processo de valoração fundamentado em resultados da modelagem torna-se mais crível do ponto de vista dos *stakeholders* envolvidos. Os *stakeholders* também podem auxiliar na valoração dos impactos causados, visto que os modelos permitem a visualização dos efeitos negativos resultantes, favorecendo, assim, a avaliação, pelos próprios *stakeholders*, dos prejuízos causados pelas suas ações. Assim, ao tornarem mais claras as interdependências ecológicas, os modelos podem funcionar como uma fonte de informações integradora para *experts* e *não experts* na avaliação e valoração dos serviços ecossistêmicos. Ademais, em razão da forma como os modelos são construídos e do aproveitamento do potencial do Mimes, mesmo modelos simplificados de apenas um serviço ecossistêmico (como o adotado para ilustração aqui) torna possível conhecer espacialmente a dinâmica dos serviços ecossistêmicos. Trata-se de uma informação importante, pois ela pode ser utilizada como forma para subsidiar mecanismos de geração de incentivos para preservação do capital natural.

O trabalho realizado ilustra o potencial do submodelo do Mimes para a avaliação da trajetória dos fluxos de serviços ecossistêmicos. Neste primeiro momento, o modelo permitiu analisar apenas o serviço de regulação de água, mas os componentes presentes no Mimes permitem ao usuário modelar outros serviços ecossistêmicos. É importante ressaltar e chamar a atenção para o fato de que um processo de valoração mais amplo deve necessariamente contemplar outros serviços ecossistêmicos e, ao mesmo tempo, tentar elucidar as dinâmicas dos fluxos de serviços analisados. Tais dinâmicas só podem ser analisadas à luz de modelos que auxiliam o pesquisador a avaliar simultaneamente todas as variáveis que se pretende analisar.

É importante dizer, ainda, que a abordagem preliminar aqui utilizada ainda não permitiu explorar integralmente o potencial da ferramenta de modelagem. Na construção de cenários, por exemplo, é possível analisar a trajetória do serviço de regulação de água sob a hipótese de o município analisado cumprir totalmente com a legislação ambiental (20% de averbação de reserva legal e manutenção de áreas de preservação permanente). Outra possibilidade é a junção do modelo acima com modelos que simulam as mudanças de uso no solo e seus impactos nos serviços ecossistêmicos de uma determinada região. Este último, ao analisar dinamicamente a evolução do uso de solo em determinada área, permite ao usuário conhecer os impactos sobre os serviços ecossistêmicos advindos da expansão/redução de usos mais ou menos propícios à provisão de serviços ecossistêmicos.

Referências

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260, 1997.

FARBER, S.; COSTANZA, R.; CHILDERS, D. L.; ERICKSON, J.; GROSS, K.; GROVE, M.; HOPKINSON, C. S.; KAHN, J.; PINCETL, S.; TROY, A.; WARREN, P.; WILSON, M. Linking ecology and economics for ecosystem management. **Bioscience**, v. 56, n. 2, p. 117-129, 2006.

GATELY, M. **Dynamic modeling to inform environmental management**: applications in energy resources and ecosystem services. 2008. Master thesis (Community Development and Applied Economics) – University of Vermont, Burlington.

HEIN, L.; VAN KOPPEN, K.; DE GROOT, R. S.; VAN IERLAND, E. C. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 57, n. 2, p. 209-228, 2006.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, v. 8, p. 468-479, 2005.

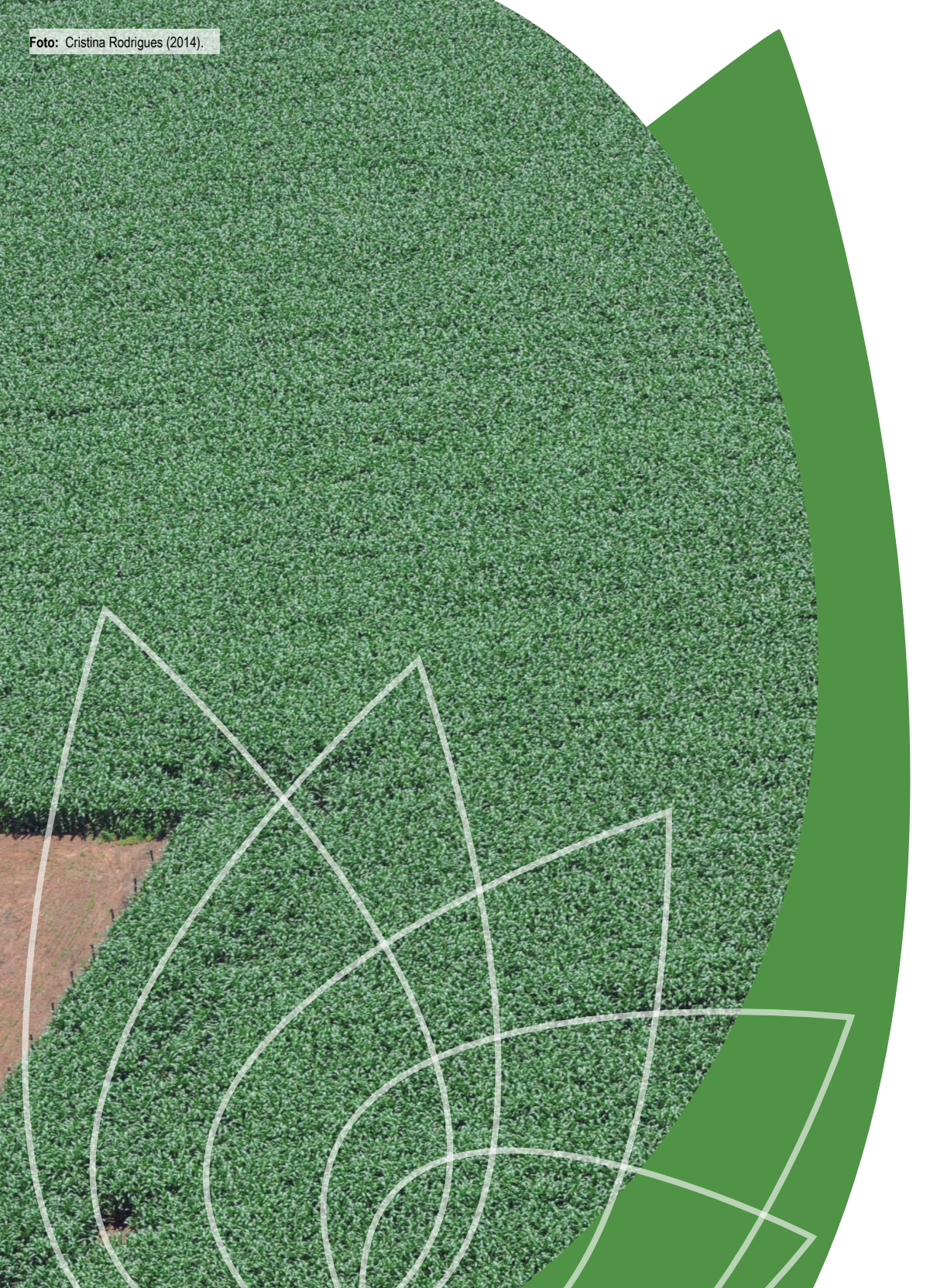
KUTNER, A. S.; CONTE, A. E.; NITTA, T. Análise geológica e caracterização dos solos para avaliação do coeficiente de escoamento superficial na Bacia do Alto Tietê. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 14., 2001, Aracajú. **Anais...** Aracajú: ABRH, 2001. 1 CD-ROM.

LOMBARDI NETO, F.; BELLINAZZI JÚNIOR, R.; GALETI, P. A.; BERTOLINI, D.; LEPSCH, I. F.; OLIVEIRA, J. B. Nova abordagem para cálculo de espaçamento entre terraços. In: SIMPÓSIO SOBRE TERRACEAMENTO AGRÍCOLA, 1989, Campinas. **Anais...** Campinas, SP: Fundação Cargill, 1989. p. 99-124.

SARTORI, A. **Avaliação da classificação hidrológica do solo para a determinação do excesso de chuva do método do serviço de conservação do solo dos Estados Unidos**. 2004. 161 f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Unicamp.

SETZER, J.; PORTO, R. L. L. Tentativa de avaliação do escoamento superficial de acordo com o solo e seu recobrimento vegetal nas condições do Estado de São Paulo. **Boletim Técnico DAEE**, v. 2, n. 2, p. 81-104, 1979.

USBR. U.S. Bureau of Reclamation – United States Department of the interior. **Design of Small Dams**. México, D.F.: Companhia Editorial S.A., 1977. 639 p.



Efeito da valoração econômica de serviços ecossistêmicos na competitividade da cadeia produtiva do etanol na região Centro-Sul do Brasil¹

Jaenes Miranda Alves, Sérgio Gomes Tôsto, Lauro Charlet Pereira, João Alfredo de Carvalho Mangabeira

O presente trabalho fundamentou suas análises nos conceitos econômicos relacionados a lucratividade, custos sociais e privados de fatores de produção e insumos, e competitividade da cadeia produtiva do etanol. Os princípios analíticos desses conceitos foram baseados na teoria neoclássica da firma e na teoria do comércio internacional. O instrumental utilizado para essa análise foi a matriz de análise de política (MAP), desenvolvida por Monke e Pearson (1989). A MAP foi originalmente desenvolvida em 1981 como instrumental de análise de mudanças na política agrícola de Portugal (PEARSON, 1987) e está contemplada em uma vasta literatura de análise de custo-benefício, cuja aplicação tem diversos exemplos na avaliação de projetos de investimento na agricultura (GITTINGER, 1982). Jones e Pearson (1984) elaboraram estudos de comércio internacional, especialmente de eficiência e análise de política econômica, e coube a Monke e Pearson (1989) o desenvolvimento da metodologia, posteriormente empregada por vários estudiosos, como Almeida et al. (2001), Ferreira (2001), Kannapiran e Fleming (1999), Marra et al. (2001), Melo Filho et al. (2001), Oliveira e Virgulino (2001), Roessing et al. (2001), Rosado (1997), Santos (2001) e Vieira et al. (2001).

A MAP é um sistema de dupla entrada que contabiliza as receitas, os custos dos insumos e fatores de produção, além de lucros de diferentes sistemas e regiões. A partir da matriz, é possível avaliar o impacto das políticas públicas e calcular indicadores de competitividade e de vantagem comparativa.

O modelo empírico inicia com a identificação e a seleção dos principais corredores ou eixos de comercialização. Definidos os corredores, uma matriz é construída para cada elo da cadeia produtiva, como mostra a Figura 1.

¹ Adaptado de: TOSTO, S. G.; ALVES, J. M. Análise comparativa da competitividade do etanol em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar na região Centro-Sul do Brasil. In: TORRES, D. A. P.; LIMA FILHO, J. R. de; BELARMINO, L. C. **Competitividade de cadeias agroindustriais brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 175-191.

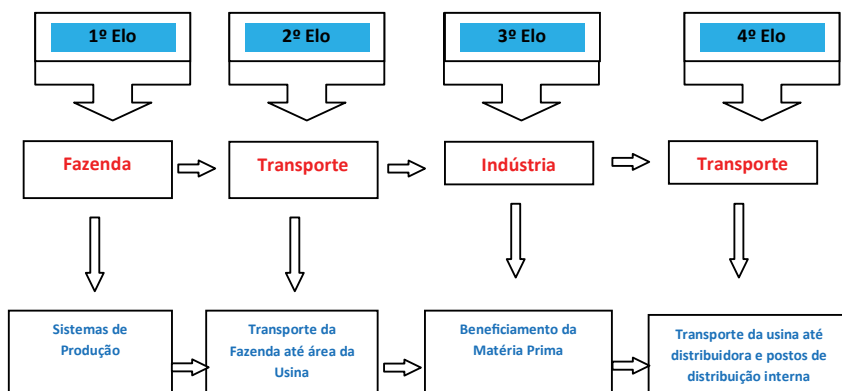


Figura 1. Elos da cadeia do etanol.

O primeiro elo da cadeia caracteriza-se por ser desenvolvido nas propriedades agrícolas, ou seja, dentro da fazenda. A produção da cana-de-açúcar pode ser feita pelo produtor rural (pessoa física), pela companhia agrícola (pessoa jurídica) ou pela própria indústria. Neste elo, são selecionados os sistemas de produção representativos das regiões de exploração tradicional e de expansão, e são relacionados preços e quantidades do produto, bem como dos insumos e fatores utilizados para a produção da cana-de-açúcar.

Os elos de transporte, da fazenda até a usina beneficiadora e da usina até as distribuidoras, são caracterizados pelos custos totais que envolvem o transporte (salários, impostos, fretes, etc.).

No elo da indústria beneficiadora da cana-de-açúcar, são levantados os preços que envolvem todas as fases de beneficiamento da matéria-prima, desde a sua recepção na usina até a elaboração final do etanol.

Para cada elo da cadeia, são requeridos dados de receitas e despesas a preços de mercado, que incluem custos de depreciação de máquinas, equipamentos, caminhões, instalações industriais, mão de obra, insumos intermediários, remuneração da terra e custos financeiros.

As despesas são classificadas em custos dos insumos transacionáveis, que incluem custos dos insumos intermediários e dos fatores domésticos englobando terra, capital e trabalho. Esses orçamentos a preços privados acomodam os efeitos das intervenções políticas que alteram o preço do produto e os preços dos fatores.

O impacto das políticas sociais na presente análise é dimensionado por meio da comparação de preços privados ou de mercado com os sociais, ou seja, com um sistema que atua na ausência dessas políticas. Nesse caso, as receitas, o

custo dos fatores domésticos, dos insumos intermediários, bem como os lucros são avaliados sob a ótica dos preços sociais, para o dimensionamento dos efeitos da política.

Os valores sociais são medidas importantes de eficiência, pois os produtos e os insumos são avaliados de maneira a refletir a escassez ou os custos de oportunidade social em atividades alternativas. Os preços internacionais representam “a escolha do governo” ao permitir às cadeias exportar, importar ou produzir domesticamente.

As principais fontes de dados utilizadas neste trabalho estão relacionadas ao setor sulcralcooleiro, como: (i) custos de produção agrícola e industrial de açúcar e álcool no Brasil, 2007/2008 (MARQUES et al., 2009); (ii) custos de produção de cana-de-açúcar, açúcar e etanol no Brasil, 2008/2009 (MARQUES et al., 2009); (iii) custos de produção de cana-de-açúcar, açúcar e etanol no Brasil – acompanhamento da safra 2010/2011 –; (iv) custo de produção de cana-de-açúcar nos diferentes sistemas de produção nas regiões do Estado de São Paulo (MARQUES et al., 2009); (v) análise comparativa da cadeia sulcralcooleira nos estados do Paraná e de São Paulo (LEITE et al., 2009); (vi) sistemas de produção e matrizes de coeficientes técnicos da cultura de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo (OLIVEIRA et al., 2010); (vii) custos de produção de cana-de-açúcar e etanol no Brasil, safra 2008/2009 (XAVIER et al., 2009).

A eliminação das políticas que causam distorções e geram divergências indica como as cadeias podem atingir níveis próximos de eficiência econômica e de produtividade e permite que elas aloquem seus recursos escassos de forma mais eficiente nos mercados internacionais. A redução das divergências ou sua eliminação possibilitaria ao País atingir níveis relativos mais altos de renda e remuneração dos recursos mais escassos, além de permitir que ocorra o auto-abastecimento de forma plena. A MAP tem a construção ilustrada na Tabela 1.

Tabela 1. Matriz de Análise Política.

| Itens | Receita | Custo - insumos (transacionável) | Custo - recursos (fator doméstico) | Lucratividade |
|-----------------|---------|----------------------------------|------------------------------------|---------------|
| Preços privados | A | B | C | D |
| Preços sociais | E | F | G | H |
| Divergências | I | J | K | L |

Fonte: Monke e Pearson (1989).

A partir da matriz, são obtidos os seguintes índices:

➤ Lucro privado (LP): $D = A - B - C$

➤ Razão de custo privado (RCP): $RCP = C / (A - B)$

- Lucro social (LS): $H = E - F - G$
- Razão dos custos domésticos (RCD): $RCD = G / (E - F)$
- Transferência líquida de políticas (TLP): $L = D - H$ ou $L = I - J - K$
- Coeficiente de proteção nominal (CPN): $CPN = A / E$
- Coeficiente de proteção efetiva (CPE): $CPE = (A - B) / (E - F)$
- Coeficiente de lucratividade (CL): $CL = (A - B - C) / (E - F - G)$ ou D / H
- Razão de subsídio ao produto (RSP): $RSP = L / E$ ou $(D - H) / E$

A MAP fornece uma estrutura sistemática, com a finalidade de identificar incentivos ou desincentivos para agentes econômicos, bem como para analisar o impacto de políticas diretas no nível da cadeia. Além disso, propicia condições de analisar os efeitos de políticas sobre a lucratividade privada e examina também os impactos favoráveis ou desfavoráveis à sociedade relativos a atividades econômicas. A MAP incorpora a abordagem de coeficientes de proteção (nominal e efetiva). A consideração de custos de produção, em cada nível da cadeia, permite a estimação dos coeficientes de proteção sob diferentes alternativas tecnológicas disponíveis aos produtores.

Os gestores e os formuladores de políticas públicas frequentemente enfrentam dificuldades para avaliar se as políticas implantadas apresentam os efeitos inicialmente esperados. Monke e Pearson (1989) afirmam que a MAP é uma metodologia que analisa os efeitos das políticas governamentais e apresenta os resultados de forma simples e precisa, por isso é frequentemente aplicada pelos formuladores de políticas para fins de avaliação desses resultados. Ela permite a mensuração dos efeitos das políticas sobre a renda do produtor, bem como a identificação de transferências entre os agentes do mercado, produtores e consumidores (a sociedade). Os resultados podem ser desagregados para enfocar regiões particulares, tipos de unidades de produção ou tecnologias, que podem constituir informações relevantes para qualquer tipo de avaliação de política agrícola.

A vantagem da análise empregando a MAP sobre a tradicional análise de custo-benefício é que a MAP está voltada para os impactos de políticas sobre a produção e a tecnologia. A análise tradicional, que considera as características da oferta e da demanda, permite identificar apenas os efeitos totais de políticas sobre o bem-estar de produtores, consumidores e da economia como um todo. A análise da MAP, entretanto, possibilita separar os efeitos de políticas de natureza micro, como impostos e tarifas, dos de natureza macro, assim como de falhas de mercado e outras distorções, e possibilita, assim, a avaliação dos impactos desses fatores sobre as atividades produtivas nos diferentes níveis da cadeia produtiva.

Para a quantificação e valoração econômica dos passivos e ativos ambientais, foi utilizado o referencial teórico preconizado pela Economia Ambiental, cujo escopo é definido pela Economia Neoclássica (SEROA DA MOTTA, 1998). Os métodos de valoração são, então, classificados como diretos e indiretos. Os métodos diretos procuram captar as preferências das pessoas utilizando mercados hipotéticos ou mercados de bens complementares para detectar "a disposição a pagar" dos indivíduos pelo bem ou pelo serviço ambiental. Por sua vez, os denominados métodos indiretos procuram detectar o valor do recurso por meio de uma função de produção que relaciona o impacto das alterações ambientais a produtos com preços no mercado (TÔSTO, 2010).

Para quantificar e valorar as perdas por erosão, foi utilizada uma adaptação do método do custo de reposição dos nutrientes proposto por Marques (1995), adicionado do custo de aplicação dos fertilizantes para atribuir valor monetário aos impactos relacionados à erosão do solo em cada atividade agrícola do município (Equação 1).

$$\text{Valor econômico da perda de solo agrícola} = \sum_{i=1}^n (Q_n * P_n) + \text{Caf} \quad (1)$$

Onde Q_n é a quantidade de nutrientes necessários para reposição da fertilidade do solo observada nas amostras; P_n é o preço de mercado de cada fertilizante industrializado; Caf é o custo de aplicação dos fertilizantes.

A estimativa das taxas de perda de solo na área de estudo foi efetivada por meio da aplicação do modelo Universal Soil Loss Equation – USLE – (WISCHMEIER; SMITH, 1978), também conhecido por Equação Universal de Perda de Solo, que foi adaptada para uso nas condições brasileiras por Bertoni e Lombardi (1998). O modelo estima a perda média de solo de locais específicos, sob sistemas de cultivo e manejo também específicos, e tem por base os valores médios de eventos de precipitação ocorridos considerando uma série de observações de 20 anos ou mais (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Trata-se de um modelo multiplicativo, no qual a perda média anual de solo é obtida pelo produto de seis fatores determinantes (Equação 2):

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (2)$$

Onde A é a "perda anual de solo" em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; R é o fator de "erosividade da precipitação e da enxurrada", em $\text{MJ ha}^{-1} \cdot \text{mm ha}^{-1}$; K é o fator erodibilidade do solo, definido pela intensidade de erosão por unidade de índice de erosão da chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura mas que sofre as operações normais, em um declive de 9% e com comprimento de rampa de 25 m, em $\text{Mg ha}^{-1} (\text{MJ ha}^{-1} \cdot \text{mm ha}^{-1})$; L é o fator "comprimento da encosta", definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25 m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação; S é o fator "grau de declividade", definido pela reação de perdas de solo entre um

terreno com uma declividade qualquer e um terreno com declividade de 9% para o mesmo solo e comprimento de rampa; C é o fator de "cobertura e manejo da cultura", definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado em dadas condições e um terreno mantido continuamente descoberto em condições semelhantes àquelas em que o fator K é avaliado, adimensional; P é o fator "prática de controle de erosão", relação de perdas de solo entre um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, adimensional.

Os fatores R, K, L e S dependem das condições naturais do clima, do solo e do terreno, e definem o potencial natural de erosão, já os fatores C e P são antrópicos ou relacionados com as formas de manejo do solo e do uso e da ocupação das terras.

O fator R foi calculado a partir do potencial erosivo da chuva (erosividade) na região do Município de Araras, seguindo a metodologia estabelecida por Bertoni e Lombardi Neto (1990), e os valores encontrados para o fator erosividade (R) variaram de 8.791 a 9.043 MJ ha⁻¹.mm ha⁻¹.

Para estimar o volume do escoamento superficial de água, foi usado o modelo conhecido como "número da curva" ou simplesmente "modelo CN", originalmente desenvolvido pelo Serviço de Conservação do Solo (SCS) do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), adaptado às condições brasileiras por Bertoni e Lombardi Neto (1989).

Segundo Sartori (2004), CN é um parâmetro adimensional que representa os efeitos da combinação do grupo hidrológico do solo com o tipo de cobertura e tratamento da terra sobre o escoamento superficial. O uso frequente do método está ligado diretamente à sua simplicidade, pois ele depende de apenas três variáveis: precipitação, umidade antecedente do solo e do complexo hidrológico solo-cobertura. A precipitação excedente total é determinada pela Equação 3 (USBR, 1977).

$$Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S} \quad P > 0,2 S \quad (3)$$

Onde Q é o escoamento superficial (em mm), P é a precipitação (mm), S é o potencial de infiltração máximo após o início do escoamento superficial.

Para a determinação analítica de matéria orgânica nos solos, foi desenvolvido um trabalho de campo para a retirada de amostras de solos nas áreas de cultivo de cana-de açúcar com os manejos de corte mecanizado e manual. Foram retiradas 120 amostras de solos na profundidade de 0 a 15 cm e mais 120 amostras na profundidade de 15 a 30 cm, todas georreferenciadas.

Foi utilizado o anel volumétrico de Kopec, com um volume predefinido, com o objetivo de facilitar o cálculo da densidade dos solos, parâmetro necessário para efetuar a conversão de matéria orgânica em CO₂.

As amostras de solos devidamente embaladas, acondicionadas e identificadas foram encaminhadas para o laboratório do Instituto Agronômico de Campinas (IAC), para que fossem feitas as determinações analíticas para os parâmetros químicos matéria orgânica, pH, fósforo, potássio, cálcio e magnésio e para os parâmetros físicos densidade e granulometria.

Com os resultados analíticos físicos e químicos, foram determinados os teores de matéria orgânica, que foram convertidos para CO₂ usando a Equação 4.

Estimativa do estoque em (tCO₂ ha⁻¹) = densidade do solo x espessura do horizonte (metros) x teor de matéria orgânica x 0,58 x 3,66667 (4)

Onde 0,58 é a quantidade de C na matéria orgânica do solo e 3,66667 é uma constante para a conversão de C para CO₂. Para o cálculo do sequestro de CO₂ pelas raízes, foi considerada 20% da quantidade sequestrada pelo solo (IPCC, 2000).

Resultados e discussão

A utilização da MAP para a análise comparativa da competitividade da cadeia do etanol em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar, com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN), gerou resultados que serão apresentados em tabelas com formato de matriz e que contêm os valores a preços privados e sociais de receitas, custos e lucros e os efeitos de divergências e eficiência política.

A Tabela 2 mostra os valores econômicos obtidos para os serviços ecossistêmicos.

Tabela 2. Valores obtidos.

| Serviço ecossistêmico | Valor (R\$ ha ⁻¹) | Externalidades (passivo e ativo ambiental) |
|---------------------------------|-------------------------------|--|
| Perda de água | 44,90 | Negativa (Despesa) |
| Perda por erosão do solo | 18,83 | Negativa (Despesa) |
| Carbono imobilizado no solo | 1.446,08 | Positiva (Receita) |
| *Carbono imobilizado nas raízes | 289,22 | Positiva (Receita) |

* 20% do carbono imobilizado pelo solo.
Fonte: IPCC (2000).

Lucratividades privadas e sociais

As Tabelas 3 e 4 apresentam os resultados que evidenciam que a lucratividade privada é positiva nas cadeias do etanol nas áreas tradicional e de expansão, nos casos sem e com inclusão dos valores monetários para SEEN.

Tabela 3. Matriz de análise de política (MAP) para a cadeia do etanol em áreas tradicionais de cana-de-açúcar com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN), no Brasil, safras 2008/2009 (em R\$, 2010).

| | Receitas (R\$ m ⁻³) | Custos de produção (R\$ m ⁻³) | | Lucratividade (R\$ m ⁻³) |
|--|------------------------------------|---|-----------------------|---|
| | | Insumos comercializáveis | Fatores domésticos | |
| sem inclusão de SEEN | | | | |
| Privado | A 1.139,73 | B 497,66 | C 404,54 | D 237,53 |
| Social | E 870,71 | F 448,28 | G 274,42 | H 148,01 |
| Efeitos de divergências e eficiência política ⁽¹⁾ | I 269,02 | J 49,39 | K 130,12 | L 89,52 |
| com inclusão de SEEN | | | | |
| Privado | A 1.165,59 | B 506,92 | C 404,54 | D 254,13 |
| Social | E 896,56 | F 457,54 | G 274,42 | H 164,61 |
| Efeitos de divergências e eficiência política ⁽¹⁾ | I 269,02 | J 49,39 | K 130,12 | L 89,52 |

⁽¹⁾ Representam as diferenças entre os valores privados e sociais das receitas, dos custos e dos lucros, que decorrem dos efeitos de distorção política, falhas de mercados de produtos e de fatores.

Tabela 4. Matriz de Análise Política (MAP) para a cadeia do etanol em áreas de expansão da cana-de-açúcar com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN), no Brasil, safras 2008/2009 (em R\$ de 2010).

| | Receitas (R m ⁻³) | Custos de produção (R\$ m ⁻³) | | Lucratividade (R\$ m ⁻³) |
|--|----------------------------------|---|-----------------------|---|
| | | Insumos comercializáveis | Fatores domésticos | |
| sem inclusão de SEEN | | | | |
| Privado | A 1.080,02 | B 501,72 | C 422,88 | D 155,41 |
| Social | E 875,25 | F 477,46 | G 280,32 | H 117,47 |
| Efeitos de divergências e eficiência política ⁽¹⁾ | I 204,77 | J 24,26 | K 142,56 | L 37,94 |
| com inclusão de SEEN | | | | |
| Privado | A 1.101,79 | B 509,52 | C 422,88 | D 169,39 |
| Social | E 897,03 | F 485,26 | G 280,32 | H 131,45 |
| Efeitos de divergências e eficiência política ⁽¹⁾ | I 204,77 | J 24,26 | K 142,56 | L 37,94 |

⁽¹⁾ Representam as diferenças entre os valores privados e sociais das receitas, dos custos e dos lucros, que decorrem dos efeitos de distorção política, falhas de mercados de produtos e de fatores.

Os valores positivos dessa lucratividade em ambos os casos nas cadeias do etanol da área tradicional e na área de expansão indicam, em termos relativos, a competitividade das cadeias do ponto de vista privado. No entanto, em ambas as cadeias, a inclusão dos valores de SEEN representou também um aumento da lucratividade privada, ou seja, um incremento na competitividade dessas cadeias.

A maior lucratividade do sistema tradicional é explicada pela maior receita na unidade industrial, decorrente principalmente do maior preço do etanol nessa região, além do menor custo fixo (influenciado pela produtividade da fazenda, menor custo fixo por unidade produzida) e de insumos intermediários (menores preços). Apesar dos menores custos na fazenda da área de expansão, a produtividade nessa unidade e os preços e o custo na indústria ainda não são suficientes para superar a lucratividade da cadeia da área tradicional, com ou sem inclusão de SEEN.

Os resultados positivos das lucratividades sociais mostram que há eficiência econômica nessas cadeias e mostram-se indicadores eficientes na geração de divisas e na alocação de recursos nacionais. Esses resultados aumentam com a inclusão dos valores de SEEN nas duas áreas.

A maior lucratividade social na cadeia do etanol na área tradicional está relacionada à sua maior lucratividade na unidade de produção (fazenda) e ao menor preço do frete interno. Este último influencia diretamente o cálculo do fator de conversão para obtenção dos valores sociais, ou seja, quanto menor é o frete, *a ceteris paribus*, maior é o fator de conversão e maior é a receita social com o etanol vendido. Esses resultados mantêm-se também com a inclusão dos valores de SEEN nas matrizes das cadeias.

A lucratividade social menor que a lucratividade privada em ambas as cadeias, sem e com inclusão dos valores de SEEN, indica que a eficiência econômica é menor que a competitividade em todos os casos. Santos (2001) atribuiu esse lucro privado maior que o lucro social aos efeitos de políticas públicas (principalmente as políticas de juros, cambial e de importação de produtos subsidiados no exterior) sobre a cadeia. Há menor efeito negativo de políticas públicas sobre a lucratividade privada, já que essa lucratividade é maior que a social. Esses resultados sem a inclusão de SEEN são semelhantes aos encontrados por Leite et al. (2010), que, ao analisar os setores de produção do álcool nos estados de São Paulo (SP) e Paraná (PR), constataram que ambos são competitivos, com lucratividades privadas positivas e superiores às sociais

Portanto, o menor efeito de políticas públicas sobre esse setor, particularmente para o Estado de São Paulo, maior produtor de etanol hidratado do Brasil, com 59% da produção na safra 2008/2009 (UNICA, 2011), pode ser favorecido por políticas como a de redução do imposto sobre circulação de mercadorias e prestação de serviços (ICMS) de 25% para 12%, que ocorreu em 4 de dezembro de 2003, quando se tornou a menor alíquota do País para esse segmento, segundo Leite et al. (2010).

A competitividade do setor é expressa nos números da expansão da produção de etanol tanto na área tradicional quanto na área em expansão. Ambas apresentaram taxas geométricas de crescimento ao ano positivas no período de 2000 a 2009, de 12,6% e 22,5%, respectivamente (UNICA, 2011). Mesmo com lucratividade menor, mas competitiva, a área de expansão apresentou maior taxa de crescimento, o que pode ser explicado por outros fatores, como melhores oportunidades de expansão das fronteiras.

Efeitos de divergências e eficiência de políticas

Transferências associadas à produção

Os resultados apresentados nas Tabelas 3 e 4 mostram que as transferências associadas à produção apresentaram valores positivos para as cadeias do etanol na área tradicional e na área de expansão. O maior valor dessas transferências para a cadeia da área tradicional reflete os altos preços do etanol ou as receitas privadas nessa cadeia, além da maior produtividade. Esses resultados indicam ocorrência de transferências positivas da sociedade para o produtor, já que as receitas sociais são menores que as receitas privadas. Também se observa que a inclusão ou não dos valores de SEEN não interfere nos resultados dessas transferências, pois a magnitude dos incrementos é igual nas duas receitas.

Transferências associadas aos custos de produção

a) Transferências associadas aos custos dos insumos comercializáveis

As transferências associadas aos custos dos insumos comercializáveis (Tabelas 3 e 4) foram positivas nas cadeias do etanol na área tradicional e na área de expansão em ambos os casos de inclusão ou não dos valores de SEEN. A diferença entre as áreas decorre principalmente das quantidades utilizadas de insumos, maiores na área tradicional. Esses efeitos das divergências, por serem relativos a custos dos insumos comercializáveis entre os valores privados e sociais, devem-se às políticas e não às imperfeições de mercado. As políticas provocam as divergências entre os preços de insumos nos mercados doméstico e internacional.

b) Transferências associadas aos custos dos fatores domésticos

As Tabelas 3 e 4 apresentam também as transferências associadas aos custos dos fatores domésticos para as cadeias do etanol na área tradicional e na área de expansão em ambos de cenários de inclusão ou não dos valores de SEEN. Esses valores indicam custos privados maiores que os custos sociais dos fatores domésticos e representam transferência negativa da sociedade às cadeias do etanol, já que contribuem para uma redução nos lucros privados, ou seja, se não houvesse efeitos negativos de políticas, a cadeia estaria pagando valores menores, iguais ou próximos aos sociais.

O valor dessa divergência entre os custos privados e sociais dos fatores domésticos na cadeia da área em expansão indica que a transferência negativa da sociedade a essa cadeia é maior do que na tradicional sem haver interferências na inclusão dos SEEN.

Transferências associadas à lucratividade

Os valores das transferências líquidas foram positivos para a cadeia de etanol na área tradicional e para a área em expansão. O valor positivo para ambas as cadeias de etanol indica que as divergências e os efeitos de políticas contribuíram para lucratividade privada maior que a social, e não houve diferença com a inclusão dos valores de SEEN.

Indicadores privados e sociais

Os indicadores privados e sociais para a análise comparativa das duas cadeias com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN) são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Indicadores privados e sociais da matriz de análise de política (MAP) para a cadeia do etanol em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN) no Brasil, safras 2008/2009 (em R\$, 2010).

| Indicadores privados e sociais | Cadeias/áreas | | | |
|---|---------------|----------|----------|----------|
| | Tradicional | | Expansão | |
| | Sem SEEN | Com SEEN | Sem SEEN | Com SEEN |
| 1. Razão do custo privado (RCP) | | | | |
| [RCP = C / (A – B)] | 0,63 | 0,61 | 0,73 | 0,71 |
| 2. Custo dos recursos domésticos (CRD) | | | | |
| [CRD = G / (E – F)] | 0,65 | 0,63 | 0,70 | 0,68 |
| 3. Coeficiente de proteção nominal (CPN) | | | | |
| [CPN = A / E] | 1,31 | 1,30 | 1,23 | 1,23 |
| 4. Coeficiente de proteção efetiva (CPE) | | | | |
| [CPE = (A – B) / (E – F)] | 1,52 | 1,50 | 1,45 | 1,44 |
| 5. Coeficiente de lucratividade (CL) | | | | |
| [CL = D / H] | 1,60 | 1,54 | 1,32 | 1,29 |
| 6. Razão de subsídios às cadeias (RSC) ⁽¹⁾ | | | | |
| [RSC = L / E] | 0,10 | 0,10 | 0,04 | 0,04 |

⁽¹⁾ Ou nível de subsídios aos produtores (cadeia).

Os resultados da razão do custo privado (RCP) menores que 1 indicam que os fatores domésticos estão recebendo retorno acima do normal em ambas cadeias. Os valores de RCP da cadeia do etanol na área tradicional foram menores que os da área em expansão, sem e com a inclusão de valores de SEEN. Isso significa que a cadeia da área tradicional é a mais competitiva. O valor de RCP da cadeia tradicional indica que 63% e 61% do valor adicionado (diferença entre a receita e os custos de insumos comercializáveis) em valores privados é requerido para remunerar os fatores domésticos e produzir um metro cúbico a mais de etanol. Portanto, ambas

as cadeias podem manter os fatores domésticos nela empregados, e a cadeia da área tradicional apresenta melhor perspectiva e pode inclusive expandir-se e obter resultado ainda maior com a inclusão de valores de SEEN.

Os valores dos custos dos recursos domésticos (CRD) inferiores a 1 indicam que os valores sociais dos recursos domésticos empregados nas cadeias do etanol são inferiores aos valores sociais adicionados. A cadeia do etanol na área tradicional apresenta CRD menor que a cadeia da área em expansão. A maior vantagem comparativa na cadeia do etanol na área tradicional, sem e com a inclusão de valores para SEEN, decorre do valor de CRD indicar que seriam necessários R\$ 0,65 e R\$ 0,63, respectivamente, de recursos domésticos em valores sociais para gerar R\$ 1,00 em receitas sociais. A expansão dessa atividade em ambas as cadeias representa ganhos líquidos para o País em termos de eficiência econômica.

Os resultados para os coeficientes de proteção nominal (CPN) indicam que há políticas que provocam divergências entre os preços privados e sociais. No caso, seria a ausência de políticas, como políticas de taxaço, que estaria favorecendo o incremento dos preços privados em 31% e 30%, sem e com SEEN, respectivamente, na cadeia da área tradicional e em 23% na cadeia da área em expansão.

Os valores dos coeficientes de proteção efetiva (CPE) maiores que 1 na área tradicional e na área em expansão indicam que houve proteção dessas cadeias, e os agentes do mercado privado do etanol estão sendo mais favorecidos por políticas de juros ou pela ausência de taxaço sobre o produto e sobre os insumos comercializáveis na cadeia da área tradicional.

Os valores maiores que 1 dos coeficientes de lucratividade (CL) para as duas cadeias indicam que elas não estão sendo efetivamente taxadas, mas que está havendo uma proteção, principalmente na área tradicional. O CL contempla os efeitos de transferência de políticas no mercado de fatores, o que indica que essas cadeias estariam sendo beneficiadas também pela menor atuação ou pela ausência de políticas como as de taxaço.

Os valores positivos obtidos para a razão de subsídios às cadeias (RSC) indicam que as cadeias analisadas não sofreram taxaço, e sim incentivos. A cadeia do etanol da área tradicional teve o maior incremento em termos de valores sociais na sua receita privada, 10%, enquanto a cadeia da área em expansão teve aumento de 4%. A inclusão de valores para SEEN não causou influência nesse indicador para essas cadeias. Segundo Vian e Ribeiro (2008), muitos dos incentivos para o etanol ocorreram na década de 1990, como implantação da contribuição de intervenção no domínio econômico (CIDE), imposto que taxaria o petróleo e derivados, além dos financiamentos dos bancos oficiais para renovaço tecnológica e para tecnologias de informação.

Análise de sensibilidade

A Tabela 6 apresenta os efeitos, dados em termos percentuais, sobre os indicadores da MAP, decorrente de um aumento de 10% no preço do etanol no nível da usina para as cadeias do etanol em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar no Brasil, com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN).

Tabela 6. Análise de sensibilidade dos indicadores da matriz de análise de política (MAP) em termos percentuais, dado um aumento de 10% no preço do etanol hidratado, sobre as cadeias do etanol hidratado em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN) no Brasil, safra 2008/2009.

| Indicadores privados e sociais | Variação (%) nas cadeias/áreas | | | |
|---|--------------------------------|----------|----------|----------|
| | Tradicional | | Expansão | |
| | Sem SEEN | Com SEEN | Sem SEEN | Com SEEN |
| 1. Razão do custo privado (RCP) | | | | |
| [RCP = C / (A – B)] | -13,6 | -13,3 | -13,6 | -13,4 |
| 2. Custo dos recursos domésticos (CRD) | | | | |
| [CRD = G / (E – F)] | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 3. Coeficiente de proteção nominal (CPN) | | | | |
| [CPN = A / E] | 8,9 | 8,7 | 8,5 | 8,3 |
| 4. Coeficiente de proteção efetiva (CPE) | | | | |
| [CPE = (A – B) / (E – F)] | 15,7 | 15,4 | 15,8 | 15,4 |
| 5. Coeficiente de lucratividade (CL) | | | | |
| [CL = D / H] | 42,6 | 39,8 | 58,8 | 53,9 |
| 6. Razão de subsídios às cadeias (RSC) ⁽¹⁾ | | | | |
| [RSC = L / E] | 113,0 | 113,0 | 240,8 | 240,8 |

⁽¹⁾ Ou nível de subsídios aos produtores (cadeia).

Os resultados revelam que os indicadores com maior sensibilidade a um incremento de 10% no preço do etanol no nível da usina foram a RSC e o CL, com as mais expressivas variações percentuais entre os indicadores.

Nas cadeias do etanol em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar no Brasil, os valores de RSC não foram alterados com a inclusão de valores de SEEN, e ocorreram variações menores nos demais, que variaram em menor intensidade em comparação aos valores sem a inclusão de SEEN. As maiores alterações desses indicadores ocorreram na cadeia da área de expansão e já eram esperadas, uma vez que o preço, variável que sofre alteração, é componente do cálculo desses indicadores.

O CRD não sofreu alteração para nenhuma cadeia, pois esse indicador é formado por preços sociais e apenas o preço privado (doméstico) foi alterado para o bem.

A RCP foi o único indicador que sofreu redução para ambas as cadeias, o que já era esperado, pois esse indicador é obtido da razão de custos de fatores domésticos em valores privados pelo valor adicionado – que é a diferença da receita, que teve influência positiva do aumento do preço, pelos custos dos insumos comercializáveis –, o que tornaria as cadeias mais competitivas, principalmente as cadeias do etanol da área tradicional.

Os aumentos expressivos da RSC indicam que as cadeias analisadas tiveram maior incremento em valores privados que na sua receita social. Apesar do aumento maior em termos percentuais para a cadeia da área de expansão, em termos de valores absolutos a cadeia da área tradicional continua com o maior incremento.

Os resultados da análise de sensibilidade da Tabela 7 mostram os efeitos, em termos percentuais, decorrentes de uma redução de 10% no preço do etanol no nível da usina sobre os indicadores da MAP para as cadeias do etanol hidratado em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar no Brasil, com e sem a inclusão de valores para SEEN.

Tabela 7. Análise de sensibilidade dos indicadores da matriz de análise de política (MAP), em termos percentuais, dada uma redução de 10% no preço do etanol hidratado sobre as cadeias do etanol hidratado em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar, com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN) no Brasil, safra 2008/2009.

| Indicadores privados e sociais | Variação (%) nas cadeias/áreas | | | |
|---|--------------------------------|----------|----------|----------|
| | Tradicional | | Expansão | |
| | Sem SEEN | Com SEEN | Sem SEEN | Com SEEN |
| 1. Razão do custo privado (RCP) | | | | |
| [RCP = C / (A – B)] | 18,7 | 18,1 | 18,8 | 18,2 |
| 2. Custo dos recursos domésticos (CRD) | | | | |
| [CRD = G / (E – F)] | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| 3. Coeficiente de proteção nominal (CPN) | | | | |
| [CPN = A / E] | -8,9 | -8,7 | -8,5 | -8,3 |
| 4. Coeficiente de proteção efetiva (CPE) | | | | |
| [CPE = (A – B) / (E – F)] | -15,7 | -15,4 | -15,8 | -15,4 |
| 5. Coeficiente de lucratividade (CL) | | | | |
| [CL = D / H] | -42,6 | -39,8 | -58,8 | -53,9 |
| 6. Razão de subsídios às cadeias (RSC) ⁽¹⁾ | | | | |
| [RSC = L / E] | -113,0 | -113,0 | -240,8 | -240,8 |

⁽¹⁾ Ou nível de subsídios aos produtores (cadeia).

Os resultados revelam que os indicadores com maior sensibilidade a uma redução de 10% no preço do etanol no nível da usina para as cadeias do etanol em áreas tradicionais e de expansão da cana-de-açúcar foram a RSC e CL. A RSC sofreu as mais expressivas alterações percentuais para as duas cadeias.

O CRD manteve-se sem alteração para ambas as cadeias. A explicação para isso é a mesma da análise anterior do aumento do preço. A RCP foi o único indicador que sofreu incremento, praticamente o mesmo aumento para ambas as cadeias. Aqui cabe a mesma explicação dada na análise de sensibilidade anterior, de aumento do preço: neste caso, o valor adicionado, que faz parte do cálculo da RCP, sofreu influência negativa da redução do preço, porque o aumento da RCP significa redução no nível de competitividade das cadeias. No entanto, as cadeias mantêm-se competitivas e com retorno ainda acima do normal. A redução de 10% no preço do etanol levou a reduções expressivas da RSC e chegou a resultar em valores negativos para ambas as cadeias, o que indica que não há necessidade de transferência de recurso para que haja eficiência econômica, já que as lucratividades sociais são maiores que as privadas.

Considerações finais

A MAP analisada para as cadeias do etanol nas áreas tradicional e de expansão da cana-de-açúcar com e sem a inclusão de valores para serviços ecossistêmicos e externalidades negativas (SEEN) no Brasil mostram vários aspectos relevantes dessas cadeias em termos de análise de políticas.

Os valores encontrados para as lucratividades privada e social foram positivos, e indicam competitividade e eficiência econômica, respectivamente, para as duas cadeias, com e sem a inclusão de valores para SEEN. A cadeia do etanol mais competitiva e com maior eficiência econômica foi a da área tradicional, por apresentar maior valor em ambas lucratividades nas duas condições de SEEN.

As transferências associadas à produção e as transferências relacionadas aos custos dos insumos comercializáveis para as cadeias apresentaram valores positivos. Os maiores valores positivos na cadeia da área tradicional para o primeiro tipo de transferência reflete os altos preços ou as receitas privadas nessa cadeia, e indica que há transferência positiva da sociedade para o setor produtor. Já em relação ao segundo tipo de transferência, há indicação de transferências negativas da sociedade para as duas cadeias, o que decorre das políticas, e não de imperfeições de mercado, como é pressuposto no modelo da MAP. Não ocorre interferência da inclusão ou não de SEEN para ambos os tipos de transferência.

Com relação às transferências associadas aos custos dos fatores domésticos de produção, os valores também foram positivos, ou seja, os custos privados foram maiores que os sociais. Essa relação foi ligeiramente maior na área em expansão,

o que indica a possibilidade de transferência negativa da sociedade nessas duas cadeias em ambas as condições de SEEN.

As transferências líquidas também apresentaram valores positivos nas duas cadeias, os maiores deles na cadeia do etanol em área tradicional. Isso pode significar que as divergências e os efeitos de políticas foram favoráveis do ponto de vista privado, e também sem influências da inclusão ou não de SEEN.

Os resultados para os indicadores privados e sociais também permitem fazer inferências comparativas entre as duas cadeias. Os valores do indicador razão do custo privado (RCP) demonstram que os fatores domésticos estão recebendo retorno acima do normal em ambas as cadeias, e indicam a cadeia em área tradicional como a mais competitiva, por apresentar menor valor. A inclusão de SEEN gera uma ligeira diferença em ambas as cadeias, reduzindo o valor desse indicador.

Os custos dos recursos domésticos (CRD) indicam que há vantagens comparativas em ambas as cadeias. Já o menor valor desse indicador apresentado na cadeia do etanol na área tradicional indica maior vantagem comparativa dessa cadeia. Os valores menores apresentados com inclusão de SEEN representam aumento nessas vantagens em ambas as cadeias.

Os resultados obtidos para os coeficientes de proteção nominal (CPN) indicam políticas que provocam divergências entre os preços privados e sociais, e essas políticas estão incrementando os preços privados em maior percentual na cadeia da área tradicional, praticamente sem a influência da inclusão de valores de SEEN.

Os valores dos coeficientes de proteção efetiva (CPE) indicam que houve proteção das cadeias, ou seja, que elas estão sendo favorecidas, e essa proteção é maior na área tradicional, também sem a influência da inclusão de valores de SEEN.

Os resultados dos coeficientes de lucratividade (CL) para as cadeias do etanol das áreas tradicional e de expansão revelam que elas não estão sendo efetivamente taxadas e que está havendo proteção dessas cadeias, e são ligeiramente menores quando há inclusão de valores de SEEN.

Os valores positivos da razão de subsídios às cadeias (RSC) indicam que as cadeias não sofreram taxaço, e sim incentivos, e a cadeia do etanol hidratado da área tradicional, com maior valor, teve o maior incremento em termos de valores sociais na sua receita privada. Neste indicador também não há influência da inclusão de valores de SEEN.

Quanto à análise de sensibilidade, de aumento e redução dos preços do etanol no nível da usina, os indicadores mais sensíveis às variações no preço do etanol hidratado foram RSC e CL, sendo que a RCP apresentou variações contrárias à

variação do preço, o que já era esperado conforme a sua composição de cálculo. Os percentuais de variações nos indicadores foram mais que proporcionais às variações no preço, exceto para CPN e CRD; este último não variou. As maiores variações de RSC indicam que a eficiência econômica é a mais sensível a variações do preço do etanol no nível da usina. A cadeia do etanol hidratado em área de expansão é a mais sensível a essas variações. Com relação à inclusão de valores de SEEN, a análise de sensibilidade revelou que a inclusão reduz os impactos das variações nos preços do etanol em todas as cadeias. Isso pode ser interessante para essa atividade econômica, por proporcionar menos influências externas sobre sua lucratividade e, conseqüentemente, sobre o nível de competitividade, o que pode trazer ganhos ambientais também, pois pode incentivar o uso de práticas menos impactantes do ponto de vista ambiental.

Referências

ALMEIDA, F. A. de; MASCARENHAS, G. C. C.; MIDDLEJ, R. R. Estudo da cadeia agroindustrial do cacau. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas no Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 5, p. 109-135.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **A Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1978. 355 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

FERREIRA, C. M. Competitividade da cadeia agroalimentar do arroz de terras altas da Região de Rio Verde, GO. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas no Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 4, p. 77-107.

GITTINGER, J. P. **Economic analysis of agricultural projects**. 2. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1982. 505 p.

IPCC. Intergovernmental Panel Climate Change. **Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry**. IPCC, 200. 377 p.

JONES, W. R.; PEARSON, S. R. **Handbook of international economics**. Amsterdam: North-Holland, 1984.

KANNAPIRAN, C. A.; FLEMING, E. M. **Competitiveness and comparative advantage of tree crop smallholdings in Papua New Guinea**. Armidale: University of New England, 1999. 40 p. (Working Paper Series in Agricultural and Resource Economics, 99-10). Disponível em: <<http://www.une.edu.au/febl/EconStud/wps.htm>>. Acesso em: 26 set. 2001.

LEITE, C. A. M.; JESUS, R. B. de; PROCÓPIO, D. P. Análise comparativa da cadeia sucroalcooleira nos estados do Paraná e São Paulo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 48., 2010, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: SOBER, 2011.

MARQUES, J. F. **Efeitos da degradação do solo na geração de energia elétrica**: uma abordagem da economia ambiental. 1995. 257 f. Tese (Doutorado em Economia) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

MARQUES, P. V. (Coord.). **Custo de produção agrícola e industrial de açúcar e álcool no Brasil na safra 2007/2008**. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2009. 194 p.

MARRA, R.; MOTA, M. M.; LIMA FILHO, J. R. de; TEIXEIRA, S. M. Cadeia produtiva do café em Minas Gerais. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas no Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 6, p. 137-154.

MELO FILHO, G. A. de; RICHETTI, A.; VIEIRA, R. C. M. T.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. Cadeia produtiva do algodão: eficiência econômica e competitividade no Centro-Oeste. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas no Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 3, p. 57-75.

MONKE, A. E.; PEARSON, S. R. **The policy analysis matrix for agricultural development**. New York: Cornell University Press, 1989. 278 p.

OLIVEIRA, M. D. M.; NACHILUK, K.; TORQUATO, S. A. Sistemas de produção e matrizes de coeficientes técnicos da cultura de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo. **Informações Econômicas**, v. 40, n. 6, jun. 2010.

OLIVEIRA, S. J. M.; VIRGULINO, A. P. Eficiência e competitividade da cadeia produtiva do café Robusta, sob alta tecnologia, em Rondônia. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas no Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 7, p.155-173.

PEARSON, S. R. **Portuguese agriculture in transition**. Ithaca: Cornell University Press, 1987.

ROESSING, A. C.; VIEIRA, R. C. M. T.; LIMA, J. R. de; OLIVEIRA, A. J. de; ALMEIDA, F. A. de. Cadeia produtiva da soja. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas no Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 14, p. 335-374.

ROSADO, P. L. **Competitividade e expansão da avicultura e suinocultura no contexto do Mercosul**. 1997. 105 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

SANTOS, R. F. dos. Índices de eficiência econômica e competitividade da cadeia do algodão herbáceo da Região Nordeste. In: VIEIRA, R. de C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J. de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias Produtivas no Brasil**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. cap. 2, p.29-56.

SEROA DA MOTTA, R. **Manual de valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998. 218 p.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do Município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

UNICA. **União das Indústrias de Cana-de-açúcar**. Disponível em: <<http://www.unica.com.br>>. Acesso em: 17 out. 2011.

VIAN, C. E. F.; RIBEIRO, F. A. Bioenergia: uma análise comparada entre as políticas para o etanol e o biodiesel e de suas perspectivas. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 46., 2008. Rio Branco. **Anais...** Rio Branco, AC: SOBER, 2008. Disponível em: <www.sober.org.br/palestra/9/906.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2013.

VIEIRA, R. C. M. T.; TEIXEIRA FILHO, A. R.; OLIVEIRA, A. J.; de; LOPES, M. R. (Ed.). **Cadeias produtivas do Brasil: análise da competitividade**. Brasília, DF: Embrapa, 2001. 469 p.

XAVIER, C. E. O.; ZILIO, L. B.; SONODA, D. Y.; MARQUES, P. V. **Custos de produção de cana-de-açúcar, açúcar e etanol no Brasil: safra 2008/2009**. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2009. 82 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 537).



Uso da MAP ambiental na valoração monetária das degradações e externalidades ambientais na produção de maçãs¹

Luiz Clovis Belarmino, Joaquim Raimundo de Lima Filho, Eduardo Cuenca, Margarita Navarro Pabsdorf

A Organização das Nações Unidas (ONU) afirma categoricamente que o atual modelo de desenvolvimento é insustentável, não somente no plano ambiental, mas também nos aspectos econômicos, nas perspectivas de emprego e na abordagem social (OIT, 2012), enquanto a economia verde e os empreendimentos mais sustentáveis poderiam criar milhões de novos e decentes empregos e promover a inclusão social. Entre as medidas de busca da sustentabilidade apresentadas estão várias recomendações para diversos setores da sociedade, como prover o correto conjunto de estruturas de incentivo econômico e dar suporte ao encorajamento de investidores na adoção das práticas da economia verde; assegurar a criação de empregos decentes e incluídos e usar estratégias que integrem os mecanismos do desenvolvimento sustentável; e estabelecer um diálogo social para a formulação de políticas públicas de coesão, socialmente conexas e adaptadas ao modelo de desenvolvimento.

Recentemente os principais autores no tema de economia ambiental e ecológica, bem como o Programa de Meio Ambiente da Organização das Nações Unidas (PNUMA, 2014) utilizam a denominação de economia verde para fazer referência ao conjunto de práticas que reduzem os problemas da crescente escassez ecológica e diminuem os riscos ambientais, como a menor emissão de carbono ou outros poluentes e o uso eficiente dos recursos naturais e da energia, cujos resultados promovem o bem-estar e a igualdade social. Esses autores ressaltam que a expressão não substitui o conceito de desenvolvimento sustentável, apesar de ambos apoiarem-se na reconstrução do capital natural, em especial na recuperação da biodiversidade, conservação dos serviços ecossistêmicos e eliminação dos impactos negativos da chamada “economia marrom”, de forma a compatibilizarem-se com os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (PNUMA, 2014), com ênfase nas medidas inclusivas para alívio da pobreza de populações carentes e marginalizadas em ambientes frágeis.

¹ Baseado em: BELARMINO, L. C. LIMA FILHO, J. R.; CUENCA, E.; PABSDORF, M. Uso da MAP ambiental na valoração monetária das degradações e externalidades ambientais na produção de maçãs. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 23., 2014. Cuiabá. Anais... Cuiabá: SBF, 2014

Outra expressão que surgiu nos últimos anos é "bioeconomia", a qual se caracteriza como uma alternativa viável para direcionar as atuais economias na direção do uso mais sustentável de recursos naturais e do crescimento econômico, cujas origens estão assentadas na Biologia, Química, ciência dos materiais, Genômica e nas tecnologias da informação e comunicação, todas integradas para proporcionar melhor exploração dos recursos naturais, tanto na agricultura quanto na indústria, desde que consideradas as questões de relevância e escala, bem como as políticas de promoção dos novos investimentos e o surgimento das novas organizações mistas, que visam à segurança e equidade das novas tecnologias, focadas na distribuição dos benefícios do crescimento econômico.

Desse modo, a bioeconomia contempla a questão dos empregos verdes, os quais se caracterizam por: reduzir o consumo de energia e de matérias-primas ou desmaterializar a economia; evitar emissões de gases de efeito estufa ou descarbonizar a economia; minimizar a geração de lixo e poluição; e proteger e restaurar ecossistemas e serviços ambientais (OIT, 2012).

A Avaliação do Ecossistema do Milênio (2005), o maior esforço mundial de caracterização e avaliação das condições dos ecossistemas, promovida pela ONU (2003), classificou os serviços ecossistêmicos em serviços de provisão (alimentos, água, etc.), regulação (polinização, regulação do clima, etc.), culturais (paisagístico, sociais, etc.) e de suporte (ciclagem de nutrientes e qualidade do solo).

Os serviços ecossistêmicos são benefícios do meio ambiente obtidos pelo homem, resultantes da biocenose entre organismos vivos nos sistemas naturais. Por exemplo, as florestas fornecem madeira e fibras, purificam a água, regulam o clima e produzem recursos genéticos e alimentos; os sistemas fluviais disponibilizam água doce, energia e recreio; as zonas úmidas costeiras filtram os resíduos, mitigam as cheias e servem de viveiro para a pesca comercial e também auxiliam no controle da erosão e na recreação (COSTANZA et al., 2011).

A economia ecológica pode ser definida como a ciência da gestão da sustentabilidade ou como um campo de estudo transdisciplinar e de valoração da (in)sustentabilidade que permite analisar os problemas das interações entre os subsistemas econômicos e o sistema natural, incluindo os conflitos entre o crescimento econômico e limites físicos e biológicos dos ecossistemas, pois a pressão ambiental na economia aumenta com o consumo e crescimento demográfico.

Nesse sentido, as externalidades econômicas são um tipo de falha de mercado e ocorrem quando as atividades de produção ou consumo geram impactos negativos ou positivos em outros agentes econômicos sem haver penalização ou recompensa para o gerador da economia externa, geralmente pela inexistência de incentivos ou mecanismos econômicos ou legais para o causador ou para o consumidor. Na presença de externalidade, o custo social de um bem ou serviço difere do custo privado e, portanto, não existe eficiência alocativa ou dotação econômica dos recursos

produtivos, e os preços pagos ou recebidos na atividade econômica não refletem a escassez dos recursos produtivos, como terra, capital e trabalho.

Esse sistema de produção no qual ocorrem tais falhas ambientais de mercado pode ser considerado como insustentável e, logo, necessita de correção, governamental ou privada, para internalizar os custos não contabilizados pelos produtores e consumidores.

As falhas ambientais de mercado dividem-se em externalidades e em degradações ambientais. As externalidades ambientais podem ser negativas, que são aqueles custos impostos indevidamente pelo produtor, de curto prazo, sem penalização e não contabilizados, como a contaminação da água, e positivas, que são os benefícios sem recompensa para o produtor, como a geração ou manutenção de serviços ecossistêmicos. A degradação ambiental resulta dos efeitos de longo prazo decorrentes do uso excessivo do recurso natural na produção, acarretado por incentivo ou mecanismo legal-econômico ausente (ou fraco) para limitar a sobre-exploração. Essa degradação ambiental pode ser quantificada pela métrica do custo do usuário, dentro das técnicas de função da produção, com o uso da matriz de análise de política – MAP – (FAO, 2007) e de outros fundamentos teórico-práticos elencados em Lopes et al. (2012).

Existem diversas publicações sobre valoração econômica de recursos ambientais e que abordam a caracterização, monetarização e o pagamento por serviços ecossistêmicos, como manuais (MOTTA, 1998; ONU, 2003), métodos (OCDE, 2008; FAO, 2007); iniciativas do Banco Mundial (PAGIOLA et al., 2004), do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA, 2011) e a da Europa (EEA, 2011). Além disso, existem diversos trabalhos esparsos, pouco acessíveis e isolados, como os da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica e de autores como Andersen (1997), Martínez de Anguita e Benítez (2006), Pagiola et al. (2004) e Picazo-Tadeo et al. (2011).

Outros autores relacionaram tipos de serviços ecossistêmicos com os tipos de métodos de avaliação, como Farber et al. (2002), Pagiola et al. (2004) e Rosas et al. (2009); enfocaram as bases teóricas da economia, metodologias e formulação de políticas de sustentabilidade, como Andrade e Romeiro (2009), Benítez (2005), Boumans e Costanza (2007), Gómez-Limón et al. (2011), Liu et al. (2010), Motta (2007), Nogueira e Santana (2009), Odum (1996), Porras (2003) e Sarmiento (2006).

O cultivo da macieira no Brasil representa um caso de sucesso na substituição das importações, na grande dinâmica de inovações produtivas e na adoção de processo de qualidade para produtos e processos. Assim, os gastos com importação de maçã foram substituídos em menos de duas décadas. A produção total nos anos 1970 era de pouco mais de 10.000 t e passou para mais de 1.220.000 t em 2009 (FAO, 2011). Atualmente, cerca de 10% da produção é exportada, apesar da sobrevalorização cambial de quase 40% e de o custo país apresentar índices desfavoráveis para

a competitividade das frutas nacionais. A produção mundial em 2009 foi de 60.500.000 t, e o Brasil foi o nono colocado. A produção nacional é feita em pequenas, médias e grandes propriedades rurais, com a participação de 2.455 produtores em 19.638 ha em SC e, no RS, segundo a Associação Gaúcha dos Produtores de Maçã (QUE FUTURO PARA MAÇÃ... 2010), existem 651 produtores cultivando 14.993,07 ha, com 56,75% do total ocupado pela cultivar Gala. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011) registrou, em 2009, produção brasileira de 1.222.885 t (1.218.657 t na região Sul), com valor de R\$ 943.761.000,00, colhidas em 38.205 ha (37.895 ha na região Sul). Outras descrições da cadeia produtiva no Brasil estão disponíveis em Belarmino e Lima Filho (2013).

A competitividade da maçã brasileira depende basicamente dos níveis de produtividade, além da alta qualidade do produto e da regularidade de oferta, da agregação de valor, em especial para a adaptação do produto final e dos processos aos novos padrões de segurança alimentar, ambiental e jurídica. Nas análises de desempenho das cadeias produtivas, em geral, os dados de custo de produção e receitas permitem quantificar os impactos de novos investimentos e melhorias produtivas sob a ótica dos lucros privados e sociais em cada elo da cadeia agroindustrial, bem como das distâncias (divergências) entre eles, as quais significam maiores ou menores eficiências produtivas (LOPES et al., 2012).

A cadeia produtiva de maçã no Brasil ainda enfrenta outras circunstâncias de condição competitiva e concorrencial decorrente do denominado “custo país”, em especial se comparada aos demais *players* do mercado internacional. As reformas destinadas a conferir competitividade ao setor ainda não foram realizadas, o que expõe os setores de produção, beneficiamento e exportação nacional à concorrência desvantajosa, e a cadeia produtiva de maçã segue exposta e fragilizada, com perdas significativas na participação no mercado internacional, mesmo com elevado padrão tecnológico e alto nível gerencial. Portanto, a avaliação econômica deve ser feita eliminando, de forma geral, as políticas de intervenção do Estado no câmbio, nos juros, nas tarifas e nos impostos em geral, tanto diretos como indiretos. Os custos e lucros privados devem ser ajustados para valores de eficiência econômica, sem impostos, sem tarifas, com correções do câmbio, usando preços de paridade para insumos e produtos, integrando o custo de oportunidade para o fator trabalho e capital no custo total (BELARMINO; LIMA FILHO, 2013).

Os principais desafios da cadeia agroindustrial da maçã no Brasil são reduzir os elevados custos de produção, as taxas de juros dos financiamentos e a sobrevalorização do real frente ao dólar; aumentar o consumo interno, para superar a condição atual de maior oferta que a demanda; gerir o descontrole na organização da produção e do abastecimento, decorrente da alta concentração (e poder de negociação de preços) das cadeias de supermercados e da fraca articulação dos produtos; e adaptar-se aos cenários mundiais e à agressividade econômica de novas entrantes, como a China, cujo clima, solo e mão de obra têm menor peso nos preços *free on board* (FOB) da maçã. Esses aspectos são essenciais para atingir o desejado

cenário futuro brasileiro de produzir 1.500.000 t em 2015 e aproveitar o crescimento do consumo mundial (QUE FUTURO PARA MAÇÃ... 2010). Essas demandas foram analisadas por Belarmino et al. (2011) e têm sido frequentemente atualizadas pela Associação Brasileira de Produtores de Maçã (ABPM, 2010).

As principais expectativas econômicas de curto prazo estão assentadas sobre a volatilidade e instabilidade dos mercados, e a situação é de difícil prognóstico, pois os efeitos da crise iniciada em setembro de 2008 continuam afetando os mercados e, mesmo com pequenas variações entre regiões e países, persistem os efeitos sobre o consumo, os preços praticados e sobre o valor das moedas de troca (BELARMINO et al., 2011).

Todavia, as informações sobre os impactos das condicionantes jurídicas, fiscais, econômicas, ambientais e outras, úteis para apoiar a tomada de decisão, ainda são insuficientes, desatualizadas, dispersas e pouco acessíveis, o que pode limitar a margem de acertos na busca constante de maximização de resultados e correta combinação dos recursos produtivos. Além disso, ainda há que se considerar as constantes e fortes restrições das barreiras técnicas ou não tarifárias do comércio internacional, bem como as crescentes pressões sociais por alimento seguro e pela conservação da natureza no mercado doméstico.

Os serviços ecossistêmicos na fruticultura, e especificamente na pomicultura, são tratados na literatura. Na maioria deles, é mencionada a polinização, fundamental para a formação dos frutos (SAGOFF, 2011). Outros serviços foram destacados, como o controle biológico natural exercido pelos inimigos naturais das pragas que atacam as plantas, como os insetos entomófagos e parasitoides, pássaros, répteis e outros agentes que participam da biocenose com as espécies com potencial dano às plantas cultivadas (KANTOGIANNI et al., 2010; KREMEN et al., 2008; LUCK et al., 2009; MOLLS; VISSER, 2007). A manutenção da qualidade do ar, do solo e da água também foi abordada (PLUMMER, 2009), em particular por meio do tratamento de resíduos e da manutenção de banhados (BREAUX et al., 1995). Uma ampla revisão sobre os serviços ecossistêmicos foi apresentada por Boyd e Banzhaf (2010), que retrataram a necessidade de padronizar as medidas de valoração das unidades ambientais. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005) apresenta o provavelmente mais amplo e aceito inventário geral dos serviços ecossistêmicos.

Este trabalho tem como justificativa o fato de que, no Brasil, os serviços agroambientais são executados por produtores anônimos sob ameaça de ineficientes políticas de “comando e controle” e não são reconhecidos pela sociedade, pois a legislação brasileira não incentiva os agricultores a manter áreas importantes para a geração de bens e serviços ambientais. Apesar de incentivar a manutenção dos recursos naturais, a estabilidade ecológica e o bem-estar das pessoas, não são adotados os pagamentos por serviços ambientais, apenas são oferecidos juros menores para agricultores que adotarem os processos da agricultura de baixo carbono. Assim, com fracos ou inexistentes mecanismos de incentivos econômicos,

as áreas que não podem ser utilizadas pelos produtores rurais não geram rendas, o que torna incompreensível e de eficácia duvidosa algumas políticas, pois os proprietários não percebem os benefícios da preservação.

A necessidade de metodologias para estudos de valoração de estoques e fluxos de bens e serviços ambientais na agropecuária é grande, em especial para apoiar decisões de investimentos públicos e privados, como auxiliar sistemas de pagamento por serviços ambientais ou ecológicos pelos governos. Por essas condições competitivas e situações de pressão ambiental sobre a cadeia agroindustrial da maçã no Brasil, este trabalho teve o objetivo de calcular a valoração econômica das falhas ambientais de mercado, representadas pelas externalidades e degradações ecossistêmicas na cadeia agroindustrial da maçã no Brasil usando a MAP para estimar os custos envolvidos na adoção de medidas efetivas para o desenvolvimento sustentável.

Este trabalho foi desenvolvido na Embrapa Clima Temperado e utilizou a matriz de análise de política (MAP) de Monke e Pearson (1989), depois adaptada por Pearson et al. (2003) e revisada e ampliada pela FAO (2007). Após diversos usos e alguns ajustes para o modelo de agronegócio brasileiro, a Embrapa e a Fundação Getúlio Vargas (FGV-Rio) publicaram as recomendações de emprego desse método na agropecuária (LOPES, et al., 2012).

Na publicação da FAO (2007), os autores apresentaram a fundamentação teórica do método, que denominaram de MAP ambiental, para avaliar as falhas ambientais de mercados. Enfatizaram que a tardia transição de um regime de abundância para um regime de escassez de recursos ambientais, entre outros aspectos, caracteriza como inadiável a realização de ajustes estruturais no padrão de uso dos recursos ambientais, pois as falhas decorrem do mau uso dos recursos naturais e do não pagamento dos custos totais, e criam sistemas de produção insustentáveis.

Esses impactos ambientais podem ser calculados de duas formas. Se o bem ou serviço ambiental tem preço no mercado (por exemplo, as “toneladas equivalentes de carbono”, comercializadas apesar das recentes dificuldades desse negócio), a variação ocorrida pela nova intervenção nas atividades produtivas multiplica o valor de comercialização e resulta no custo ambiental. Se não tem cotação de mercado, o custo ambiental pode ser calculado de modo indireto, estimando-se o custo do usuário por meio da aplicação das bases teóricas da função de produção (aqui conceituada como produtividade marginal e de mercados de bens substitutos, como custo de reposição, gastos defensivos ou custos evitados, custos de controle, etc.). Essa é a métrica que orienta a análise econômica das falhas ambientais de mercado (MOTTA, 2007), cujo resultado é definido como o valor presente descontado do valor futuro renunciado pelo uso do recurso ambiental, em virtude de medir os benefícios ou prejuízos totais ao longo do tempo e não apenas no ano corrente. Tal enfoque incorpora a compreensão e percepção clara de que o

benefício atual não deve limitar a oportunidade de uso futuro, bem como expressa o regime de escassez dos fatores de produção (terra, etc.).

As medidas e políticas mitigatórias devem considerar que os custos de produção são subrepresentados por ignorar os impactos ambientais negativos imediatos (externalidade ambiental negativa) e no futuro (degradação ambiental). Políticas eficientes corrigem a divergência entre preços privados (preços correntes de mercado) e preços sociais (preços sem falhas ou distorções de mercado), pois quanto mais distorcivas são as políticas, maiores são as divergências. Logo, o custo da externalidade ou degradação pode ser incluído nos custos privados. Um imposto ou outra medida corretiva sobre o item causador da externalidade negativa no mercado igualaria os preços privados aos preços sociais, e seria observado pela divergência obtida no cálculo que pode ser feito pela MAP (BELARMINO; LIMA FILHO, 2013; FAO, 2007; LOPES et al., 2012).

Todavia, de modo geral as externalidades e as degradações ambientais são de difícil correção por políticas simples, pois é muito complexo medir os custos externos do uso de praguicidas, por exemplo. A segunda melhor política é o uso de padrões quantitativos para limitar uso de poluentes nas atividades produtivas, como estabelecer quantidades máximas de uso de determinados agrotóxicos em cultivos ou criações; fixar quantidades máximas de resíduos no alimento, água, ar e solo; e fixar distância de recuo dos rios, encostas e topos de morro para exercer atividades produtivas. Estes últimos itens constaram da avaliação feita com a MAP ambiental aqui relatada.

As falhas ambientais de mercado surgem na agricultura quando, por exemplo, os pomicultores fazem uso inadequado dos recursos naturais, como eliminar a biodiversidade, contaminar a água e solo, permitir a erosão do solo, dificultar a polinização e aumentar as emissões de gases de efeito estufa, dado que não pagam o custo verdadeiro de tal uso excessivo ou de redução da capacidade produtiva dos agroecossistemas (BELARMINO; LIMA FILHO, 2013; FAO, 2007; PEARSON et al., 2003).

A publicação da FAO (2007) classificou em quatro etapas os cálculos da MAP ambiental:

1. Construção de uma MAP para um sistema produtivo insustentável, com preços privados com externalidades;
2. Construção de uma MAP para um sistema sustentável, com preços sem externalidades e com imposto ou padrão quantitativo ou “cota de poluição” permitida;
3. Construção da MAP ambiental com o uso das entradas privadas da MAP insustentável comparada às entradas sociais da MAP sustentável, para obtenção das divergências entre os lucros privados e sociais; e

1. Cálculo dos custos de conformidade para a remoção da externalidade, que é o cálculo das despesas para o cumprimento da norma ambiental no sistema produtivo.

Os resultados indicam que os preços privados representam o custo privado para atender a conformidade legal ou ambiental ou a receita reduzida dos produtores no sistema em estudo, enquanto que os PS se constituem no custo social para cumprir com a conformidade e se trata da renda nacional renunciada no sistema estudado.

O presente exercício de cálculo da valoração das externalidades e degradações ambientais na produção de maçãs teve início pela coleta de dados em estabelecimento representativo de Santa Catarina, com as seguintes características: área cultivada sobre o total de área, 51%; áreas de reserva legal (RL), 20,10%; área de área de preservação permanente (APP), 12,10%; mata nativa (exceto RL e APP), 3,8%; e campos, estradas, construções, etc., 13%.

Para efeito de cálculos dos custos, foram selecionadas as seguintes medidas de conversão da atividade econômica para o sistema de produção sustentável:

- Conversão de áreas produtivas em APP, para atender a antiga redação do Código Florestal, com a quantificação de hectares removidos;
- Realização de obras de adequação à atual legislação ambiental, como a instalação de pomares em patamares para controle da erosão do solo, circuito fechado nas caixas de tratamentos de produtos fitossanitários, casas para embalagens de agrotóxicos vazias e descontaminadas por tríplice lavagem e atendimento à norma NR31;
- Despesas com licenciamentos ambientais, certificações de qualidade, treinamentos e destinação de resíduos.

Os custos envolvidos na produção de maçã foram obtidos de inventários de preços realizados por Belarmino et al. (2010) e Belarmino e Lima Filho (2013), complementados com atualizações de preços e conversões de unidades de rendimento técnico da produção e comercialização de maçã da cultivar Gala Classe I.

Resultados e discussão

O estabelecimento representativo de produção de maçãs adequou-se às normas ambientais, de produção integrada e de certificação com as seguintes alterações nos processos agrícolas e agroindustriais:

- As áreas cultivadas foram convertidas em APP pelas exigências da antiga versão do Código Florestal Brasileiro (mais restritiva que a atual legislação), com a remoção de 83,5 ha de macieiras. Essa modificação alterou o preço da terra útil para a implantação de pomares ou para reflorestamento na propriedade.

- As obras de adequação às normas ambientais e outras leis, bem como de preservação das qualidades dos solos e das águas, representadas pela introdução de pomares em patamares nivelados, emprego de circuito fechado para as águas usadas nas caixas de tratamentos com produtos fitossanitários, casas para embalagens vazias tratadas com tríplice lavagem, obediência aos requisitos socioambientais da norma NR31, etc., foram realizadas, com custos estimados em R\$ 1.058.000,00 ano⁻¹ para todo o estabelecimento representativo.
- Licenciamentos ambientais, certificações de qualidade, treinamentos dos empregados em boas práticas agrícolas e boas práticas de fabricação, adoção de prescrições de segurança ambiental e jurídica na destinação de resíduos, com despesas estimadas em R\$ 249.000,00 ano⁻¹. Todos esses custos foram rateados pela área total do estabelecimento e inseridos nas planilhas de construção das MAPs dos sistemas insustentáveis e sustentáveis empregados nesta metodologia.

Os resultados obtidos para os cálculos da MAP insustentável e MAP sustentável são apresentados nas Tabelas 1 e 2, respectivamente. Em ambos os sistemas existem marcadas influências de gravames de impostos e tarifas na produção e comercialização de maçãs.

Tabela 1. Resultados dos cálculos de despesas, receitas e lucros privados e sociais usando a MAP ambiental para a cadeia agroindustrial da maçã no sistema de produção insustentável (em R\$ t⁻¹).

| | Receitas | Comercializáveis | Fatores | Lucros |
|------------------------|---------------|------------------|-------------|---------------|
| Preços privados | A 2.068,79 | B 622,22 | C 989,31 | D 457,26 |
| Preços sociais | E 2.105,61 | F 557,04 | G 898,92 | H 649,65 |
| Efeitos de divergência | I (36,83) | J 65,18 | K 90,39 | L (192,39) |

Tabela 2. Resultados dos cálculos de despesas, receitas e lucros privados e sociais usando a MAP ambiental para a cadeia agroindustrial da maçã no sistema de produção sustentável (em R\$ t⁻¹).

| | Receitas | Comercializáveis | Fatores | Lucros |
|------------------------|---------------|------------------|--------------|---------------|
| Preços privados | A 2.068,79 | B 625,33 | C 1029,93 | D 413,54 |
| Preços sociais | E 2.105,61 | F 561,04 | G 938,96 | H 605,61 |
| Efeitos de divergência | I (36,83) | J 64,29 | K 90,96 | L (192,08) |

As Tabelas 3 e 4 apresentam os resultados de cálculos da MAP ambiental e do custo de cumprimento das exigências ambientais para a produção de maçãs converter-se em um sistema agroindustrial sustentável.

Tabela 3. Construção da MAP ambiental do sistema de produção sem falhas ambientais de mercado na cadeia agroindustrial da maçã (em R\$ t⁻¹).

| | Receitas | Comercializáveis | Fatores | Lucros |
|--|---------------|------------------|-------------|---------------|
| Preços privados do sistema de produção insustentável | A 2.068,79 | B 622,22 | C 989,31 | D 457,26 |
| Preços sociais do sistema de produção sustentável | E 2.105,61 | F 561,04 | G 938,96 | H 605,61 |
| Efeitos de divergências observados | I (36,83) | J 61,18 | K 50,35 | L (148,36) |

Tabela 4. Custos privado e social, em reais por hectare, para a remoção das divergências ou para obtenção do sistema de produção de maçãs sem externalidade ambientais.

| | Insustentável | Sustentável | Custo de cumprimento R\$ t ⁻¹ |
|---------------|---------------|-------------|---|
| Custo privado | 457,26 | 413,54 | 43,72 |
| Custo social | 649,5 | 605,61 | 44,03 |

As medidas de internalização das externalidades e as práticas de prevenção das degradações ambientais na cadeia agroindustrial da maçã determinaram um custo adicional para os produtores, enquanto, para a sociedade em geral ou para o Brasil, houve redução. Em percentuais, a redução dos lucros privados pela remoção das divergências foi de 9,56% e a redução dos lucros sociais pela remoção das divergências foi de 6,78%.

Esses resultados são as valorações monetárias do custo de cumprimento das medidas de conservação dos bens e serviços ambientais e ecológicos existentes na produção de maçãs, pois refletem os impactos financeiros da adoção de medidas que evitam as externalidades e as degradações ambientais, bem como evidenciam os efeitos nos preços que os consumidores devem pagar pela observância de regras de produção e pelos cuidados para a segurança ambiental, alimentar e jurídica da atividade na cadeia agroindustrial.

Por outro lado, o valor de R\$ 44,03 t⁻¹ de maçã 'Gala' (preço social) também expressa a eventual subvenção que a sociedade deveria aportar ao sistema de produção e comercialização em caso de implantação de um sistema de pagamento por serviços ambientais ecossistêmicos no setor. Para converter esse valor para a unidade de área usada na pomicultura e na agricultura em geral, toma-se a produtividade média do estabelecimento representativo como sendo de 50 t ha⁻¹ e obtém-se um custo de cumprimento das atuais regras e medidas ambientais de R\$ 2.201,50 ha⁻¹,

desconsideradas as despesas de certificação e conformidade ambiental ou jurídica na fase de processamento e embalagem, ou seja, convencionando-se que todas as despesas referem-se à fase de produção no pomar, pois a maioria das medidas de preservação dos bens e serviços ecossistêmicos consideradas neste estudo referem-se a procedimentos no campo. Assim, esse valor representa o valor monetário da conservação dos bens e serviços ecossistêmicos por hectare na produção de maçã, e representa a quantidade de recursos que devem ser aportados adicionalmente para a transformação dos sistemas de produção insustentáveis em sistemas de produção sustentáveis pelos produtores ou pela internalização dos custos ambientais na cadeia produtiva.

Como a interpretação dos resultados da MAP sinaliza (LOPES et al., 2012), os preços privados representam o custo para os empresários atenderem a conformidade legal ou ambiental, ou seja, é a receita reduzida dos produtores no sistema em estudo. Por outro lado, seguindo as interpretações da MAP também, os preços sociais são o custo que recairia sobre a sociedade para cumprir com a conformidade e são a renda nacional renunciada no sistema estudado.

Sobre a relação dos resultados deste estudo com a técnica do custo do usuário, a qual consiste na métrica que orienta a análise econômica dos recursos naturais, vale recordar que se trata do valor presente descontado do valor futuro renunciado pelo uso desses recursos produtivos domésticos, e que mede os benefícios ou prejuízos totais ao longo do tempo, e não apenas no ano corrente do estudo, além de incorporar a compreensão e percepção clara de que o benefício atual não deve limitar a oportunidade de uso futuro. Assim, o método da MAP ambiental, segundo Monke e Pearson (1989) e Lopes et al. (2012), expressa o regime de escassez dos fatores de produção, como a disponibilidade de terra, por exemplo, e concebe uma medida indireta da valoração monetária dos bens e serviços ecossistêmicos, pois esses ativos ambientais não têm valor de mercado. Portanto, esses bens e serviços ecossistêmicos devem ser analisados pelos métodos de função da produção, pela produtividade marginal e pelos mercados de bens substitutos, como custo de reposição, gastos defensivos ou custos evitados, custos de controle e outros enfoques abordados nas bases teóricas acima referidas.

Outros indicadores de ecoeficiência da cadeia agroindustrial da maçã no Brasil podem ser calculados pelo método da MAP expresso originalmente em Monke e Pearson (1989) e depois adaptado por Lopes et al. (2012). Esses indicadores são resumidos na Tabela 5, na qual é apresentada a variação que existiu entre o sistema de produção insustentável e o sistema de produção sustentável de maçãs.

Tabela 5. Indicadores de impactos da conservação de bens e serviços ecossistêmicos na produção e comercialização de maçã 'Gala' obtidos pela MAP ambiental.

| MAP ambiental: indicadores de ecoeficiência | | |
|---|-----------------------------------|---------------------------------|
| Indicador | Sistema de produção insustentável | Sistema de produção sustentável |
| 1. Lucros privados $D = A - B - C$ | 457,26 | 413,54 |
| 2. Lucros sociais $H = E - F - G$ | 649,65 | 605,61 |
| 3. Razão do custo privado $RCP = [C / (A - B)]$ | 0,68 | 0,71 |
| 4. Custo dos recursos domésticos $CRD = [G / (E - F)]$ | 0,58 | 0,61 |
| 5. Coeficiente de lucratividade $CL = [D / H]$ ou $CL = [(A - B - C) / (E - F - G)]$ | 0,70 | 0,68 |
| 6. Transferência líquida de políticas TLP ou $L = I - J - K$ | -192,39 | -192,08 |
| 7. Coeficiente de proteção nominal $CPN = A / E$ | 0,98 | 0,98 |
| 8. Coeficiente de proteção efetiva $CPE = [(A - B) / (E - F)]$ | 0,93 | 0,93 |
| 9. Razão de subsídios aos produtores $RSP = L / E$ | -0,09 | -0,09 |

Existe redução na lucratividade privada e social na CAI da maçã com a inclusão das variáveis de ecoeficiência, pois no método da MAP ambiental os custos das externalidades ambientais deixam de ser subrepresentados na avaliação de eficiência e competitividade da cadeia produtiva. Quanto mais distorcidas são as políticas ambientais, maiores são as divergências entre os lucros da MAP insustentável e a MAP sustentável. Assim, como a MAP ambiental calcula a monetização da renúncia de lucros dos produtores e sociedade no valor presente descontado para assegurar os lucros no futuro, foi possível perceber o afastamento progressivo de níveis de resiliência no uso dos recursos naturais para a produção de maçã 'Gala'.

Ainda segundo os dados da Tabela 5, a elevação da razão do custo privado e do custo dos recursos domésticos significa que a internalização do custo total para a remoção da externalidade e para evitar a degradação ambiental na cadeia produtiva da maçã representa uma ferramenta e uma oportunidade de intervenção governamental, mesmo que constitua redução na lucratividade atual (pelo menor sobreuso dos bens e serviços). Os demais indicadores mostrados na Tabela 5 não foram alterados com a adoção de medidas de preservação dos bens e serviços ecossistêmicos na produção e comercialização de maçãs.

Assim, a MAP ambiental fez a valoração indireta dos esforços atuais para a preservação e conservação dos bens e serviços ecossistêmicos necessários à produção de maçã, com qualidade no produto e processo. Destarte, as externalidades ambientais (efeitos imediatos, negativos e positivos) e a degradação ambiental (efeitos de longo prazo, na ausência de incentivos para limitar a sobre-exploração dos recursos naturais, referidos como custo do usuário) podem ser calculadas para taxação no sistema "poluidor-pagador" ou para recompensa do produtor ou

consumidor por meio do sistema de pagamento por serviços ecossistêmico ou de outras políticas de gestão ambiental.

Por fim, é importante mencionar e evidenciar a quantidade elevada de termos existentes no tema de economia ambiental e ecológica. Essa quantidade por vezes torna confusas ou imprecisas as bibliografias disponíveis, fato que também justifica este livro com a coletânea de publicações na agricultura brasileira. Entre os termos que parecem ainda carecer de delimitação conceitual estão citações encontradas nos textos consultados, como "valoração econômica de recursos ambientais", "custos das externalidades ambientais", "custos da degradação e dos impactos agroambientais", "monetização ambiental de efeitos não visados", "valoração da sustentabilidade agrícola", "custos de cumprimento das boas práticas agrícolas e boas práticas de fabricação em cadeias agroindustriais", "valor completo das externalidades na agricultura", "contabilidade (e auditoria) agroambiental", "custo ambiental completo", "precificação de bens e serviços ambientais", "cálculos dos valores para pagamentos por serviços ecossistêmicos na agropecuária", "contas nacionais" e "estatísticas setoriais" (como usado pelo IBGE, ONUStat e Agência Ambiental Europeia), "avaliação de ecoeficiência", "valoração integral da conservação da biodiversidade" (ou da água, solo, ar, etc.), "depreciação dos recursos naturais nas contas nacionais", "internalização de custos ambientais nas tarifas", "gestão territorial pela economia ambiental e ecológica" e muitos outros, cuja significação e apropriada definição poderia auxiliar nos futuros trabalhos e na organização do sistema jurídico apropriado à normatização desse tema no Brasil.

Conclusões

O cálculo das falhas ambientais na cadeia agroindustrial da maçã pode ser feito usando a matriz de análise de políticas (MAP), pelo uso da técnica da MAP ambiental, cujos resultados revelaram reduções nos lucros privado e social com a internalização de custos decorrentes da adoção de práticas sustentáveis de produção. Essa técnica insere-se nas alternativas de uso da métrica do custo do usuário, dentro da linha econômica da função de produção, a qual calcula de modo indireto o custo das degradações ambientais e os custos das externalidades ambientais das atividades de produção e comercialização dessa fruta no Brasil. Esses custos referem-se aos processos produtivos adotados pelo estabelecimento representativo para tornar mais sustentáveis as práticas de uso e de conservação dos recursos naturais, como a preservação da contribuição dos inimigos naturais, da polinização, da qualidade da água e do solo. Essas práticas são representadas pelos gastos adicionais assumidos com as medidas de redução de uso de energia e materiais, reciclagem de resíduos, certificações de qualidade de processos e produtos no pomar e no processamento, despesas de internalização de normas de conduta segura e obediência aos demais preceitos de segurança alimentar, ambiental jurídica e social.

Referências

ABPM. Associação Brasileira de Produtores de Maçã. **Maçã: ciência e saúde**. Disponível em: <<http://www.abpm.org.br/portugues/maca/saudeeciencia/saudeeciencia.htm>>. Acesso em: 13 set. 2010.

ANDERSEN, L. E. **A cost-benefit analysis of deforestation in the Brazilian Amazon**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada/IPEA, 1997. (Texto para discussão, 455).

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. **Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano**. Campinas, SP: Instituto de Economia/UNICAMP, 2009. (Texto para discussão, 155).

AVALIAÇÃO ECOSSISTÊMICA DO MILÊNIO. **Ecossistemas e bem-estar humano: estrutura para uma avaliação**. Tradução: Renata Lúcia Bottini. São Paulo: Editora SENAC São Paulo, 2005. 194 p.

BELARMINO, L. C.; LIMA FILHO, J. R. Análise de eficiência, competitividade e impactos de políticas públicas na cadeia agroindustrial de maçã 'Gala'. In: TORRES, D. A. P.; LIMA FILHO, J. R.; BELARMINO, L. C. (Ed.). **Competitividade de cadeias agroindustriais brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 123-156.

BELARMINO, L. C.; MADAIL, J. C. M.; BINI, D. A.; ALONSO, C. A.; BELARMINO, A. J. Análise econômica da produção de maçã Gala em Fraiburgo-SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 21., 2010, Natal. **Anais...** Natal, RN: EMPARN, 2010. 5 p.

BELARMINO, L. C.; SIMA, L. F.; BELARMINO, A. J. Custos de produção de maçã e pêssego. In: ENFRUTE, 12., 2011. Fraiburgo. **Anais...** Fraiburgo, SC: EPAGRI, 2011. 20 p.

BENITEZ, R. M. **Impactos das preferências ambientais sobre os resultados dos métodos de análise conjunta de valoração ambiental – Rating e Ranking Contingent**. 2005. 178 f. Tese (Doutorado em Economia) – Faculdade de Economia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BOUMANS, R.; COSTANZA, R. The multiscale integrated Earth Systems model (MIMES): the dynamics, modeling and valuation of ecosystem services. In: VAN BERS, C.; PETRY, D.; PAHL-WOSTL, C. (Ed.). **Global assessments: bridging scales and linking to policy**. Report on the joint TIAS-GWSP workshop held at the University of Maryland University College. Adelphi, USA: University of Maryland University College, 2007. p. 10-11.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63 n. 1/2, p. 616-626, 2010.

BREAUX, A.; FARBER, S.; DAY, J. Using natural coastal wetlands systems for wastewater treatment: an economic benefit analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 14, 1995, p. 285-291.

COSTANZA, R.; KUBISZEWSKI, I.; ERVIN, D. E.; BLUFFSTONE, R.; BOYD, J.; BROWN, D.; CHANG, H.; DUJON, V.; GRANEK, E.; POLASKY, S.; SHANDAS, V., AND YEAKLEY, A. Valuing ecological systems and services. **Biological Reports**, v. 3, n. 14, 2011.

EEA. European Environmental Agency. **Annual European Community greenhouse gas inventory 1990-2009 and inventory report 2011**. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/european-union-greenhouse-gas-inventory-2011/annex-1.8-cr-f-tables-agriculture.zip>>. Acesso em: 12 dez. 2011.

EPA. Environmental Protection Authority. **Annual Report 2010 – 2011**. EPA-OEPA, Perth-WA, 2011. 79 p. Disponível em: <http://www.epa.wa.gov.au/EPADocLib/EPA-OEPA2011_final-web.pdf>. Acesso em: 31 out. 2011.

FAO. **Competitividad de la agricultura en América Latina y Caribe**. Matriz de Análisis de Política: Ejercicios de cómputo. Santiago de Chile: FAO-RLC, 2007. 112 p. Disponível em: <<http://www.rlc.fao.org/uploads/media/map.pdf>>. Acesso em: 19 set. 2009.

FAO. **Crops Production**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/567/default.aspx#ancor>>. Acesso em: 5 abr. 2011.

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

GÓMEZ-LIMÓN, J. A.; PICAZO-TADEO, A. J.; REIG-MARTÍNEZ, E. **Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia**. Valencia: Department of Applied Economics II/Universidad de Valencia, 2011. (Working Papers, 1105).

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. SIDRA-Sistema IBGE de Recuperação Automática. Banco de Dados Agregados. **Área plantada, área colhida, quantidade produzida e valor da produção da lavoura permanente**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=1613&z=t&o=11&i=P>>. Acesso em: 31 mar. 2011.

KANTOGIANNI, A.; LUCK, G. W.; SKOURTOS, M. Valuing ecosystem services on the basis of service-providing units: a potential approach to address the endpoint problem and improve state preference methods. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1479-1487, 2010.

KREMEN, C.; DAILY, A. M.; KLEIN, A. M.; SCOTFIELD, D. Inadequate assessment of the ecosystem service rationale for conservation: replay to Ghazoul. **Conservation Biology**, v. 22, n. 3, p. 795-798, 2008.

LIU, S.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; TROY, A. Valuing ecosystem services: theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. **Annual New York Academy of Science**, v. 1185, p. 54-78, 2010.

LOPES, M. de R.; BELARMINO, L. C.; OLIVEIRA, A. J. de; LIMA FILHO, J. R.; TORRES, D. A. P.; TALAMINI, D. J. D.; MARTINS, F. M. **Matriz de Análise de Política**. Brasília-DF: Embrapa, 2012. 227 p.

LUCK, G. W.; HARRINGTHON, R.; HARRISON, P. A.; KREMEN, C.; BERRY, P. M.; DAWSON, T. P.; BELLO, S. K. D. de; FELD, C. K. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. **Bioscience**, v. 59, n. 3, p. 223-235, 2009.

MARTÍNEZ DE ANGUIA, P.; BENITEZ, J. Pagos por servicios ambientales en América Latina: aspectos pendientes de investigación. In: SIMPÓSIO ÍBEROAMERICANO DE GESTIÓN Y ECONOMÍA FORESTAL, 2., 2006. Barcelona. **Anales...** 2006. Barcelona: SIGEF.

MOLS, C.; VISSER, M. Great tits (*Parus major*) reduce caterpillar damage in commercial apple orchards. **PLoS One**, v. 2, n. 2, p. e202, 2007.

MONKE, E.; PEARSON, S. R. **The Policy Analysis Matrix for Agricultural Development**. Ithaca: Cornell University Press, 1989. 279 p.

MOTTA, R. S. da. **Economia Ambiental**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Editora FGV, 2007. 225 p.

MOTTA, R. S. da. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília, DF: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1998. 459 p.

NOGUEIRA, J. M.; SANTANA, A. C. Valoração econômica dos serviços ambientais de florestas nacionais. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 47., 2009. Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: SOBER, 2009.

OCDE. **Prospectiva Medioambiental de la OCDE para el 2030**. Resumen en español. Paris, 2008. 15 p. Disponível em: <<http://www.oecd.org/dataoecd/2/34/40224072.pdf>>. Acesso em: 19 set. 2011.

ODUM, H. T. **Environmental accounting**. Energy and environmental decision making. New York: J. Wiley & Sons, 1996. 263 p.

OIT. Organização Internacional do Trabalho. **Working towards sustainable development: opportunities for decent work and social inclusion in a green economy**. 2012. Disponível em: <http://www.oit.org.br/sites/default/files/topic/gender/doc/empregosverdes2012_844.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2014.

ONU. **Integrated Environmental and Economic Accounting 2003**. New York: UN European Commission; International Monetary Fund; OECD; World Bank, 2003. Disponível em: <<http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea2003.pdf>>. Acesso em: 23 jan. 2011.

PAGIOLA, S.; AGOSTINI, P.; GOBBI, H.; DE HAAN, C.; IBRAHIM, M.; MURGUEITO, E.; ROSALES, M.; RUIZ, J. **Paying for biodiversity conservation in agricultural landscape**. Rome: The World Bank - Environment Department, 2004. 48 p.

PEARSON, S.; GOTSCH, C. H.; BAHRI, S. **Application of the Policy Analysis Matrix in Indonesian agriculture. Indonesian Food Program**. 2003. Disponível em: <<http://www.stanford.edu/group/FRI/Indonesia/hewbook.htm>>. Acesso em: 19 set. 2009.

PICAZO-TADEO, A. J.; BELTRÁN-ESTEVE, M.; GÓMEZ-LIMÓN, J. A. **Assessing eco-efficiency with directional distance functions**. Valencia: Department of Applied Economics II, Universidad de Valencia, 2011. (Working Papers 110).

PLUMMER, M. L. Assessing benefit transfer for the valuation of ecosystem services. **Frontier in Ecology and Environment**, v. 7, p. 38-45, 2009.

PNUMA. Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. **Green economy. Synthesis**. 2014. Disponível em: <http://www.pnuma.org.br/admin/publicacoes/texto/1101-GREENECONOMY-synthesis_PT_online.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2014.

PORRAS, I. Valorando los servicios ambientales de protección de cuencas. Consideraciones metodológicas. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE PROTECCIÓN DE CUENCAS, 3., 2003. Arequipa. **Anales...** Arequipa-Chile: CLPC, 2003. 15 p.

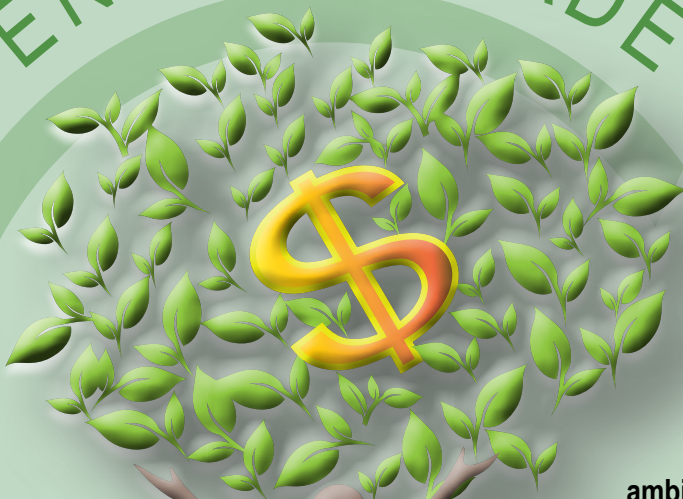
QUE futuro para a maçã? Jornal da Fruta, ago. 2010. p. 19. Disponível em: <<http://www.abpm.org.br/portugues/mensagens/imprensa/2462010/futuro.jpg>>. Acesso em: 31 out. 2011.

ROSA, H.; HERRADOR, D.; GONZÁLEZ, M. Valoración y pago por servicios ambientales. Las experiencias de Costa Rica y El Salvador. **Prisma**, v. 35, p. 20, 1999.

SAGOFF, M. The quantification and valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 70, n. 3, p. 497-502, 2011.

SARMIENTO, M. Desarrollo de un nuevo método de valoración medioambiental. 2006. 199 f. Tesis (Doctoral) - Escuela Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid.

SUSTENTABILIDADE



econômica

ambiental

social



Sustentabilidade no espaço rural do Município de Machadinho d'Oeste, Rondônia, Brasil¹

Ranulfo Paiva Sobrinho, Sérgio Gomes Tôsto, João Alfredo de Carvalho Mangabeira, Ademar Ribeiro Romeiro

Avaliar sistemas socioecológicos utilizando índices de sustentabilidade é um desafio em decorrência da complexidade das relações que envolvem as dimensões ecológicas, sociais e financeiras (BELL; MORSE, 2008). Além desses fatores, o desafio é, também e principalmente, metodológico, uma vez que as análises relacionadas aos vários índices existentes apontam várias dificuldades a serem superadas, tais como definição do que é indicador, variável, critério (GALLOPIN, 1997); transparência na seleção e justificativa do emprego do indicador na composição do índice; incorporação de informações ordinais e cardinais na composição e avaliação do índice.

Os sistemas socioecológicos agrícolas enquadram-se entre os referidos sistemas. Soma-se aos fatores mencionados o fato de os ecossistemas provedores de elementos vitais para tais atividades demonstrarem características variáveis, tanto temporais quanto espaciais, em decorrência das complexas relações ecossistêmicas. Consequentemente, torna-se difícil desenvolver um índice que seja capaz de refletir o nível de sustentabilidade de sistemas agrícolas e aplicado a diferentes contextos socioecológicos, cada um com suas próprias condições edafoclimáticas, econômicas, institucionais e culturais.

Entretanto, é possível dispor de um arcabouço metodológico para o desenvolvimento de índice de sustentabilidade que, além de poder ser empregado para analisar diferentes sistemas agrícolas sob diferentes condições edafoclimáticas e sociais (econômicas, institucionais), também incorpore tanto os valores subjetivos dos atores sociais quanto dos especialistas e evite os problemas no desenvolvimento de instrumentos para apoiar decisões comumente citados na literatura específica.

Gallopín (1997) escreve que a construção de indicadores de sustentabilidade depende da percepção das pessoas incumbidas de construí-los. Concordamos com o autor e afirmamos que essa dependência pode ser perigosa, pois, como apontam vários estudos, o ser humano tem limitações para tratar com sistemas complexos (FORRESTER; 1968), como os sistemas socioecológicos agrícolas. Em decorrência de tal limitação, é possível que os indicadores selecionados para compor o índice de sustentabilidade sejam inapropriados e, consequentemente, possam contribuir para a adoção de decisões indesejadas, como expresso por Bell e Morse (2008).

¹ Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Uma vez que os índices de sustentabilidade visam auxiliar os tomadores de decisão a decidirem melhor, acreditamos que seja possível evitar vários problemas citados na literatura se construirmos os índices utilizando os conhecimentos desenvolvidos pelas áreas de análise de decisão, mais especificamente a análise multicritério de apoio à decisão (BELTON; STEWARDT, 2002), a qual se beneficia de contribuições oriundas de várias áreas do conhecimento, tais como teoria da medida e economia comportamental. Nossa justificativa baseia-se no fato de que, na construção do índice de sustentabilidade, os valores dos decisores são incorporados, seja implícita ou explicitamente (GALLOPIN, 1997), e que as decisões envolvem inevitavelmente a manifestação das preferências dos decisores (KEENEY, 1992), as quais, diante de sistemas complexos, precisam ser construídas utilizando métodos consistentes a fim de evitar armadilhas inerentes ao processo.

Dessa afirmação decorre também nosso entendimento de que os índices de sustentabilidade de sistemas socioecológicos devem ser construídos de forma a refletir os valores das pessoas envolvidas na sua construção, assumindo que são pessoas (sejam elas especialistas, agricultores, pescadores, empresários, outros) que têm informações e conhecimentos relevantes e pertinentes ao contexto decisório que está sendo analisado. Por valores, entendem-se as coisas que importam às pessoas (KEENEY, 1992).

Neste trabalho, apresentamos uma metodologia multicritério que utilizamos para auxiliar os decisores a avaliar a sustentabilidade de sistemas socioecológicos complexos. Essa metodologia faz parte de um arcabouço mais amplo que reúne contribuições oriundas de diferentes áreas do conhecimento, tais como apoio à decisão, dinâmica de sistemas e modelos baseados em agentes, as quais estão conectadas entre si por meio da abordagem multimetodológica (PAIVA SOBRINHO, 2014).

A metodologia multicritério é denominada processo sociotécnico Macbeth (Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique) (BANA e COSTA; VANSNICK, 1997). O processo Macbeth foi utilizado em ocasiões anteriores na construção de índices multicritério para avaliar sustentabilidade agrícola (TÔSTO et al. 2010; TÔSTO, 2010) considerando especificamente as dimensões ambientais.

Neste artigo, apresentamos os resultados do desenvolvimento e da aplicação de índice multicritério para avaliar a sustentabilidade de 213 propriedades de agricultura familiar pertencentes ao assentamento rural de Machadinho d'Oeste, situado no Estado de Rondônia, Brasil.

Metodologia

O método Macbeth considera explicitamente os valores dos decisores usando raciocínio focado em valores (KEENEY, 1992), utiliza métodos de análises transparentes, como mapa cognitivo (EDEN, 2004), tanto para auxiliar os decisores a construírem maior entendimento sobre seus problemas, suas preferências diante da situação de decisão, permitindo-lhes identificar os critérios, avaliar seus *trade-offs* e construir índice de sustentabilidade de forma transparente, respaldada com sólido fundamento teórico, a fim de gerar decisões defensáveis e com mais chances de serem acertadas.

Segundo Bana e Costa et al. (2013), o referido método tem quatro fases: (1) análise do contexto de decisão e estruturação do processo de apoio à decisão; (2) estruturação dos elementos de avaliação; (3) desenvolvimento do modelo multicritério de avaliação; (4) análise de sensibilidade e elaboração de recomendações.

Macbeth é um método de apoio à decisão que permite avaliar opções considerando múltiplos critérios e que baseia tanto a ponderação dos critérios como a avaliação das opções em julgamentos qualitativos sobre diferenças de atratividade. Dadas duas opções (ou níveis de performance, desempenho ou impacto), com a primeira melhor que a segunda, a diferença de atratividade entre elas é muito fraca, fraca, moderada, forte, muito forte ou extrema (BANA e COSTA et al., 2013)?

A pesquisa do método Macbeth remonta ao início dos anos 1990 (BANA e COSTA, 1992; BANA e COSTA; VANSNICK; 1999), motivada para fornecer resposta à questão “How can a value scale be built on X , both in a qualitatively and quantitatively meaningful way, without forcing J to produce direct numerical representations of preferences and involving only two elements of X for each judgement required from J ?”. Em que, X , é um conjunto finito de elementos (alternativas, opções de escolhas, cursos de ação) que um indivíduo ou grupo, J , quer comparar em termos de sua atratividade relativa.

Para construir tal escala numérica a partir de julgamentos qualitativos, o método Macbeth utiliza as informações ordinal e cardinal. Basicamente considerando X um conjunto finito de opções, medir ordinalmente a atratividade das opções x do conjunto X consiste em associar a cada x um número real $v(x)$ em uma escala numérica que satisfaça as condições de preferência estrita (1), de indiferença (2) e de cardinalidade (3):

(1) $\forall x, y \in X: [x \text{ é mais atrativa do que } y \text{ (xPy)} \leftrightarrow v(x) > v(y)].$

(2) $\forall x, y \in X: [x \text{ e } y \text{ são igualmente atrativas (xIy)} \leftrightarrow v(x) = v(y)].$

(3) $\forall x, y, w, z \in X, \text{ com } x \text{ mais atrativo que } y \text{ e } w \text{ mais atrativo que } z.$

O quociente $[v(x) - v(y) / v(w) - v(z)]$ mede a diferença de atratividade entre x e y quando a diferença na atratividade entre w e z é tomada como unidade de medida.

Essa nova escala numérica $v: X \rightarrow \mathbb{R} : x \rightarrow v(x)$ pode ser definida posicionando as opções de X sobre um eixo vertical de forma tal que, para $\forall x, y \in X$, seja posicionado acima de y se, e somente se, x é mais atrativa que y (informação de valor ordinal).

As distâncias relativas entre as opções no eixo vertical refletem as diferenças relativas de atratividade entre elas (informação de valor cardinal) (BANA e COSTA et al., 2013).

O método Macbeth, ao tomar par a par dois elementos, em que um tem maior preferência em relação ao outro segundo o julgamento de um decisor em um dado momento, trata de questionar ao avaliador, a partir do elemento preferível, a diferença de atratividade deste em relação ao segundo elemento. Para isso, o avaliador tem à sua disposição algumas categorias semânticas, sete no total, propostas por Macbeth, que o auxiliam a expressar a diferença de atratividade. Em caso de dúvida, o avaliador pode usar duas ou mais categorias semânticas Macbeth. Designa-se por $C_k, k=0, \dots, 6$, as seguintes categorias semânticas: C_0 , nenhuma diferença de atratividade; C_1 , diferença de atratividade muito fraca; C_2 , diferença de atratividade fraca; C_3 , diferença de atratividade moderada; C_4 , diferença de atratividade forte; C_5 , diferença de atratividade muito forte; C_6 , diferença de atratividade extrema.

Para comparar os elementos de X , par a par, é preenchida uma matriz de julgamentos qualitativos, na totalidade ou no mínimo com $n * (n-1)/2$ comparações feitas por J , sendo ' n ', o número de opções (BANA e COSTA et al., 2013).

Na medida em que o decisor expressa seus julgamentos sobre a diferença de atratividade entre as opções par a par, o método identifica se existe consistência entre eles de modo a existir representação numérica na escala de intervalos. Havendo inconsistência, o software apresenta sugestões para corrigi-las.

Os algoritmos matemáticos que operacionalizam a verificação de consistências, bem como a construção da escala de intervalos consistente com os juízos de valores

expressos usando as categorias semânticas, são apresentados detalhadamente em Bana e Costa et al. (2013).

O método Macbeth é operacionalizado pelo "software" M-Macbeth (www.m-macbeth.com), tanto para a determinação das escalas de intervalos, bem como dos pesos e demais recursos inerentes ao método, cujo detalhamento pode ser encontrado nas referidas citações e no site mencionado.

A agregação dos critérios é feita utilizando o modelo compensatório aditivo de valor, que possui a forma da Equação 1:

$$V(a) = \sum_{j=0}^n w_j * v_j (a) \quad (1)$$

Na qual: $\sum_{j=0}^n w_j = 1$ e $0 < w_j < 1$ ($j=1, \dots, n$); $V(a)$ é o valor global da performance da alternativa "a" diante dos "n" critérios; $v_j (a)$ é o valor da performance da alternativa "a" diante do critério "j" – a obtenção desse valor, neste trabalho, é feita utilizando o método Macbeth –; w_j são as constantes de escalas ou coeficientes de ponderação dos "n" critérios que permitem às diferentes alternativas "a", em cada critério, serem adicionáveis. Esses coeficientes também são conhecidos por "pesos" (LOURENÇO, 2002).

Existem vários problemas relacionados à inadequada interpretação e mensuração dos coeficientes de ponderação (pesos) e que foram discutidas por vários autores (von WINTERFELD; EDWARDS, 1986; LOURENÇO, 2002) e, segundo Keeney (1992), entre os vários equívocos existe o que ele considera ser o "erro crítico mais comum" (*the most common mistake*), que se baseia na incorreta interpretação dos pesos intuitivamente segundo a noção de importância.

O procedimento utilizado para evitar o erro crítico mais comum é aplicar o "swing weight" descrito em Lourenço (2002) associado ao método Macbeth. Para saber detalhes, ver Bana e Costa et al. (2013).

Resultados e discussões

O assentamento rural estudado situa-se no Município de Machadinho d'Oeste e está localizado entre os municípios de Ariquemes e Jaru, distantes aproximadamente 400 km de Porto Velho (Rondônia), entre as coordenadas geográficas 61°47'O e 63°00'O, 9°19'S e 10°00'S (Figura 1).



Figura 1. Localização da área de estudo.

O assentamento teve origem na década de 1980, por meio do Projeto Machado d'Oeste, financiado pelo Banco Mundial, que visava estudar os efeitos de um assentamento com arranjo espacial diferente dos que até então predominavam. Assim, foi adotado o padrão de ocupação espacial de reservas florestais em blocos (Figura 2), que, ao combinar lotes privados com reservas florestais comuns, contemplou os atores locais com um modelo institucional diferenciado e incorporou uma rede viária que respeitava características de relevo e hidrografia e permitia o acesso aos lotes mais remotos.

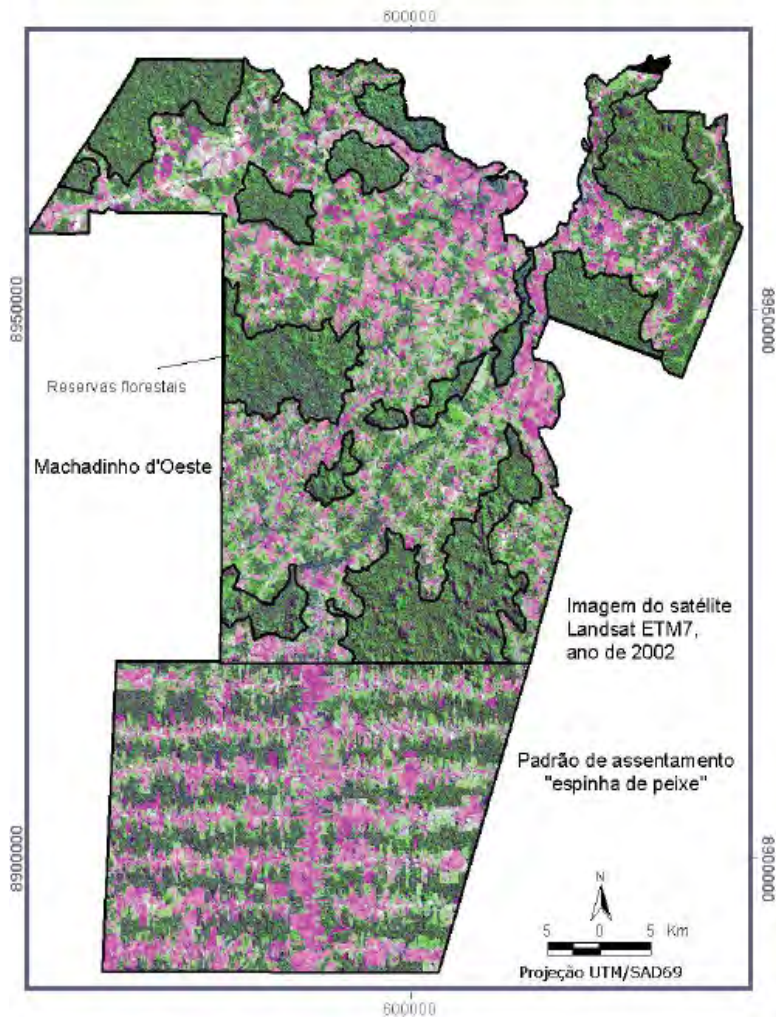


Figura 2. Dois tipos de projetos de assentamentos em Rondônia: o primeiro, Machadinho d'Oeste, com desenho baseado na topografia e reservas florestais em bloco, e o segundo, Vale do Anari, com desenho ortogonal, também conhecido como "espinha de peixe".
 Fonte: Batistella (2001).

Essa característica do sistema viário adotado em Machadinho auxilia a reduzir os custos de manutenção, pois, no traçado octogonal (espinha de peixe), é necessária a construção de pontes e um controle maior da erosão, o que geralmente não é feito nas regiões amazônicas. Como a sazonalidade é uma variável importante que afeta a locomoção, muitos agricultores ficam isolados no período das chuvas (BATISTELLA, 2001).

Além das características acima citadas, a arquitetura de reservas em blocos auxilia a reduzir o processo de fragmentação da floresta, ao contrário dos assentamentos no formato de espinha de peixe, os quais acentuam a fragmentação florestal (BATISTELLA, 2001). As reservas florestais, em razão de sua disposição em bloco e do arranjo institucional criado, têm permanecido relativamente preservadas, criando a possibilidade de geração de serviços ambientais e mantendo rica fauna de vertebrados (MANGABEIRA, 2010).

Análise do contexto de decisão e estruturação do processo de apoio à decisão

O assentamento rural do Município de Machadinho d'Oeste foi objeto de um projeto de pesquisa que monitorou por 20 anos as variáveis socioeconômicas e ambientais de 213 lotes rurais. Essa gama de informações motivou a necessidade de avaliação da sustentabilidade dos agricultores quanto aos aspectos ambientais, sociais e econômicos. Ainda que a área tenha sido estudada sob diferentes perspectivas e que exista vasta quantidade de dados e informações, houve necessidade de construção de uma síntese que refletisse os conhecimentos e as percepções acumuladas ao longo desses anos de estudo.

Assim, com o apoio de um facilitador e de dois pesquisadores da Embrapa, foi empregado o método Macbeth para a construção de índice multicritério para avaliar a sustentabilidade dos agricultores e para auxiliar a: entender melhor o problema (quais critérios deveriam compor o referido índice); construir uma escala numérica para cada critério mesmo utilizando informações subjetivas e qualitativas; avaliar e calcular os pesos entre os critérios; e, finalmente, avaliar os 213 proprietários usando o índice multicritério.

Estruturação dos elementos de avaliação

O passo seguinte foi identificar os objetivos considerados relevantes dentro do contexto de decisão. Esses elementos foram trabalhados segundo a abordagem de raciocínio focado em valores (KEENEY, 1992), que permitiu aos decisores diferenciar, entre os objetivos expostos inicialmente, quais eram objetivos-meio para outros objetivos que estavam ocultos e tornaram-se explícitos durante o processo de estruturação. Nessa etapa, foi utilizado o mapa cognitivo (EDEN, 2004) para auxiliar na identificação dos objetivos-fim e dos meios para alcançá-los.

Para tanto, o facilitador apresentou uma série de questões a cada um dos objetivos iniciais elencados pelos decisores, segundo as sugestões apresentadas em Keeney: "por que esse objetivo é importante neste contexto de decisão?" e, em alguns casos, "como tais objetivos podem ser alcançados neste contexto de decisão?".

Para a primeira questão, era possível surgir como resposta que é importante por causa desse outro objetivo, indicando que o objetivo anterior era um meio para o objetivo que emerge da resposta. A pergunta era, então, repetida novamente até que a resposta fosse "esse objetivo é importante por si só", o que identifica um potencial candidato a objetivo-fim. Para ser objetivo-fim, é necessário atender no mínimo dois requisitos: ser essencial e controlável (KEENEY, 1992).

Para cada objetivo, quando pertinente, questionava-se "como esse objetivo é alcançado?". Dessa maneira, é possível identificar os meios para atingir os objetivos, os quais servem para, posteriormente, criar novas alternativas para atingir os objetivos fundamentais que emergirão do processo de estruturação.

A Figura 3 apresenta o fragmento do mapa que resultou das sessões de estruturação junto com os decisores. A partir dele, foi possível identificar os objetivos-fim, que eram essenciais e controláveis. A fim de melhorar o entendimento sobre cada um dos objetivos encontrados, os decisores foram instruídos a construir um descritor de impacto para cada objetivo.

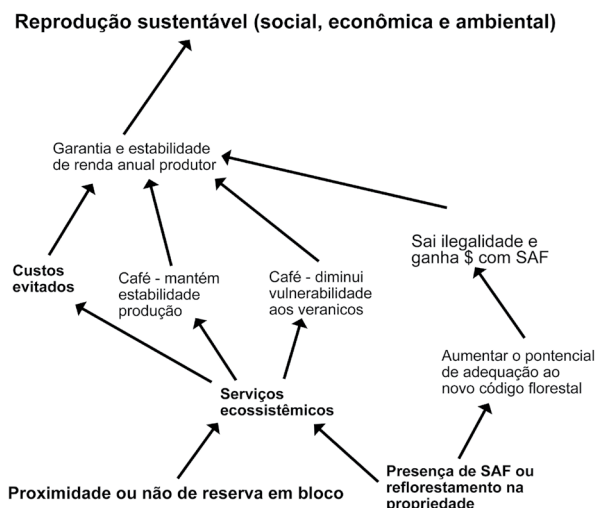


Figura 3. Fragmento do mapa cognitivo.

Segundo Bana e Costa e Beinat (2011), um descritor de impactos é um conjunto ordenado constituído por níveis de impacto plausíveis, segundo um dado ponto de vista fundamental (PVF)¹, que: a) mede (quantitativa ou qualitativamente) em que medida o PVF é satisfeito; b) descreve, o mais objetivamente possível, os impactos das opções no PVF; c) estabelece um domínio de plausibilidade para os impactos (de um nível mais atraente para um nível menos atraente), definido por eliminação de níveis de impacto (ou opções) que não são admissíveis ou estão fora de contexto; d) verifica a independência ordinal do PVF correspondente.

Após a determinação dos descritores de impacto, foram realizados os testes de independência de julgamentos ordinal e cardinal (ENSSLIN et al., 2001), segundo os julgamentos de valores dos decisores, e nenhuma dependência foi detectada. Dessa maneira, foi concluída a etapa de estruturação com a identificação dos critérios que compõem o modelo multicritério de avaliação para as 213 propriedades.

Os critérios identificados foram agrupados segundo as dimensões ambientais, sociais e econômicas, e são apresentados a seguir, com os pesos obtidos durante a fase de avaliação indicados entre parênteses.

Dimensão ambiental:

C1 - Reduzir o efeito da bianualidade e veranicos na produção de café (34,7%).

C2 - Aumentar a quantidade de biomassa no solo na área de uso agrícola (17,3%).

Dimensão social:

C3 - Ter baixa, ou não ter, renda extra agrícola (12,0%).

C4 - Garantir o auto consumo e aumentar a capacidade de troca na comunidade com mercadorias advindas do lote (1,5%).

C5 - Participar de atividades sociais na comunidade (6,0%).

Dimensão econômica:

C6 - Aumentar a diversidade de renda monetária oriunda da produção agropecuária familiar (16,2%).

C7 - Aumentar o valor do patrimônio da propriedade rural (10,2%).

C8 - Aumentar a renda proveniente da madeira legalmente explorada no lote (2,1%).

Por limitação de espaço², somente um descritor de impacto é apresentado (Tabela 1), com sua respectiva função de valor (Figura 4).

¹ Neste contexto, PVF é sinônimo de objetivo-fim.

² A descrição completa pode ser obtida em Paiva Sobrinho (2014).

Tabela 1. Pontuação de cada nível de impacto oriunda da função de valor, associada ao critério "reduzir o efeito da bianualidade e veranicos na produção de café".

| | | Abreviação | Pontuação |
|--------|---|---------------------|-----------|
| Bom | Estar colado na reserva florestal em bloco e ter SAF no lote | Colado RF+SAF | 100 |
| | Até 1.000 m longe da reserva em bloco e sem SAF ¹ | Até 1.000 m_sem SAF | 49 |
| Neutro | Estar colado a reservas florestais em bloco ou ter SAF e estar num raio de 1.000 m da reserva em bloco ou ter SAF | Colado RF ou SAF | 0 |
| | Distância acima de 1.000 m da reserva em bloco e sem SAF | +1.000 m_sem SAF | -140 |

¹ SAF = sistema agroflorestal.



Figura 4. Função de valor associada ao critério "reduzir o efeito da bianualidade e veranicos na produção de café".

Na Figura 4, são mostrados os julgamentos de valores dos decisores que geraram a escala de intervalo numérica, com as pontuações para cada nível de performance do descritor de impacto (Tabela 1). Cada propriedade é avaliada segundo o critério C1, bem como os demais. Para C1, é utilizada a Tabela 1 para checar em qual nível de impacto a propriedade está (nível neutro, nível bom, ou algum dos demais níveis do referido critério). Por exemplo, se estiver no nível neutro, ela recebe o valor igual a 0. Se estiver abaixo do neutro, o valor -140, e assim sucessivamente.

Nesse contexto, o peso da dimensão ambiental tem mais importância (52%) em relação às dimensões social (19,5%) e econômica (28,5%). A dimensão ambiental é representada por dois critérios, C1 e C2; a social, pelos critérios C3, C4 e C5; e a dimensão econômica, pelos critérios C6, C7 e C8.

O critério C3 reflete a preocupação dos decisores em permitir que os agricultores possam minimizar os efeitos das mudanças climáticas globais, como efeitos de veranicos, por estarem próximos às reservas florestais em bloco, bem como por meio da adoção de sistemas agroflorestais (SAFs) em suas propriedades. Os

decisores argumentam que, dessa forma, o impacto dos veranicos é minimizado sem a necessidade de aquisição de equipamentos de irrigação ou de outros meios que podem requerer endividamento do agricultor, o que pode comprometer a viabilidade econômica de alguns proprietários que têm nível de renda mais baixo. O critério C4 está relacionado ao fortalecimento da estrutura biofísica do solo. Os decisores acreditam que o aumento da biomassa orgânica no solo auxilia a evitar gastos com produtos agroquímicos e tornar a propriedade mais independente de oscilações de preços de tais produtos, entre outros benefícios.

No aspecto social, os decisores selecionaram critérios que reforçam a participação dos agricultores em atividades sociais (C5), pois a socialização favorece o auxílio mútuo entre eles para o atendimento de suas necessidades, em momentos de dificuldade ou outros. O critério C4 reflete a importância de os agricultores terem menor dependência de fontes externas de alimentos, isto é, de precisarem ir à cidade para comprar alimentos. O critério prioriza as propriedades que possuem policultivo de hortaliças e frutas e criação de animais para autoconsumo. Geralmente tais atividades são realizadas pelas mulheres e pelos filhos. O critério C3 está relacionado com o tempo que o agricultor destina aos trabalhos de sua propriedade.

No aspecto econômico, os decisores selecionaram os critérios que refletem o aumento do patrimônio da propriedade, relacionado principalmente à obtenção da titularidade da terra (C7). O critério C6 está relacionado à importância da diversificação das práticas agrícolas (café, SAFs, pecuária, por exemplo) na propriedade agrícola. O critério C5 implica a importância de aproveitar os recursos madeireiros que ocasionalmente tornam-se disponíveis, seja pela queda de uma árvore ou de parte dela, oriundos da dinâmica natural florestal.

De posse dos pesos e das respectivas funções de valores para cada critério, foi aplicada a função de agregação aditiva. Os resultados globais, considerando todos os critérios, foram agrupados em quatro categorias, apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Pontuação global das 213 propriedades rurais.

| Pontuação global | Quantidade de propriedades |
|---------------------|----------------------------|
| 0 a 50 | 72 |
| Maior que 50 | 24 |
| Menor que 0 até -50 | 46 |
| Inferior a -50 | 71 |

Fonte: Paiva Sobrinho (2014).

Observa-se que 117 propriedades apresentam desempenho global inferior ao mínimo aceitável (valor igual a 0). Dessas, 71 apresentam desempenho inferior ao mínimo aceitável em praticamente todos os critérios e 46 propriedades apresentam desempenho abaixo do mínimo aceitável em alguns critérios, porém melhores em outros, o que compensa os valores negativos. Essas propriedades devem melhorar sua condição. Para isso, são avaliados quais critérios estão abaixo do mínimo aceitável ou menos favoráveis em relação aos demais e são propostas ações para melhorá-los. Essa etapa corresponde à etapa de recomendação do método Macbeth, detalhada em Paiva Sobrinho (2014).

Considerações finais

Construir um índice multicritério para avaliar a sustentabilidade dos agricultores quanto às dimensões ambientais, sociais e econômicas foi um desafio, pois, ainda que o processo tenha sido desenvolvido com um grupo reduzido (dois decisores), cada decisor tinha pontos de vista diferenciados quanto ao mesmo objeto de estudo, oriundos das percepções moldadas pelas experiências profissionais e pessoais. O processo de contextualização e definição da problemática foi essencial para desfazer possíveis desentendimentos entre os decisores, de modo que eles pudessem acordar qual problema deveriam abordar, facilitando, assim, o desenvolvimento das demais etapas.

A estruturação dos objetivos permitiu aos decisores ampliarem seus conhecimentos sobre o problema analisado, na medida em que conseguiram ter uma visão mais integrada dos diversos objetivos que emergiram na aplicação do mapa cognitivo. Isso lhes permitiu esclarecer que alguns dos objetivos inicialmente propostos eram objetivos intermediários que serviam para alcançar outros objetivos que estavam ocultos para eles e, assim, foi possível identificar quais critérios comporiam o índice multicritério de sustentabilidade.

Por meio desses critérios, observou-se que, no contexto de Machadinho d'Oeste, a maior sustentabilidade está relacionada à geração de meios para a vida dos agricultores diretamente a partir dos lotes dos quais dispõem. Essa geração deve estar associada a práticas que priorizem a conservação das reservas existentes, bem como a conservação das propriedades físico-químicas do solo e o fortalecimento das relações sociais entre os agricultores. O índice multicritério conseguiu captar e agregar, de forma transparente, os objetivos considerados relevantes pelos decisores utilizando, para isso, um processo transparente, com clareza suficiente para ser entendido por interessados, além de aumentar o conhecimento dos decisores.

Referências

BANA e COSTA, C. A. **Structuration, Construction et Exploitation d'un Modèle Multicritère d'Aide à la Décision**. 1992. PhD (Thesis) - Technical University of Lisbon, Lisbon.

BANA e COSTA, C. A.; BEINAT, E. Estruturação de Modelos de análise multicritério de problemas de decisão pública. In: COSTA, S.; NIJKAMP, P.; DENTINHO, T. P. (Ed.). **Compêndio de Economia Regional**. Parede, Portugal: Principia, 2011. p. 611-645. (Volume II: Métodos e Técnicas de Análise Regional, Capítulo 20).

BANA e COSTA, C. A.; VANSNICK, J. C. The Macbeth approach: basic ideas, software and an application. In: MESKENS, N.; ROUBENS, M. (Ed.). **Advances in decision analysis**. Kluwer: Academic Publishers, 1999. p. 131-157.

BANA e COSTA, C. A.; VANSNICK, J. C. Thoughts a theoretical framework for measuring attractiveness by categorical based evaluation technique (MACBETH). In: CLÍMACO, J. (Ed.) **Multicriteria Analysis**. Berlin: Springer-Verlag, 1997.

BANA e COSTA, C. A.; MEZA, L. A.; OLIVEIRA, M. D. O método MACBETH e aplicação no Brasil. **Engevista**, v. 15, n. 1, p. 3-27, 2013.

BATISTELLA, M. **Landscape change and Land-use/Land-cover dynamics in Rondônia, Brazilian, Amazon**. 2001. 257 f. Dissertation (Masters) - Center for Study of Institutions, Population and Environmental Change, Indiana University. (Series, 7).

BELL, S.; MORSE, S. **Sustainability indicators: measuring the immeasurable?** London: Earthscan, 2008. 228 p.

BELTON, V.; STEWART, T. J. **Multiple Criteria Decision Analysis: an integrated approach**. Kluwer: Academic Publishers, 2002.

EDEN, C. Analysing cognitive maps to help structure issues or problems. **European Journal of Operational Research**, v. 159, 673-686, 2004.

ENSSLIN, L.; MONTIBELLER NETO, G.; NORONHA, S. M. **Apoio à decisão: metodologia para estruturação de problemas e avaliação multicritério de alternativas**. Florianópolis: Ed. Insular, 2001.

FORRESTER, J. W. **Principles of Systems**. Cambridge: Wright-Allen Press, 1968.

GALLOPÍN, G. Indicators and their use: information for decision making. In: MOLDAN, B.; BILLHARZ, S. (Ed.). **Sustainability indicators: report on the Project on Indicators of Sustainable Development**. Chichester, UK: John Wiley, 1997. p. 13-27.

KEENEY, R. L. **Value-Focused thinking: a path to creative decision making**. Cambridge, MA: Harvard University Press, 1992.

LOURENÇO, J. C. **Modelo Aditivo hierárquico: exemplo de métodos de ponderação e problemas associados**. Lisboa: CEG-IST, 2002. (Artigo de investigação, 13/2002).

MANGABEIRA, J. A. de C. **Serviços ecossistêmicos e trajetória de capitalização agrícola: o caso de Machadinho d'Oeste - RO**. 2010. 162 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas.

PAIVA SOBRINHO, R. **Apoio à decisão em sistemas socioecológicos complexos: uma proposta metodológica aplicada na avaliação ex-ante de políticas públicas utilizando moeda complementar**. 2014. Tese (Doutorado) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas.

TÔSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; SOBRINHO, R. P.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R.; MANGABEIRA, J. A. de C. **Análise multicritério como apoio à elaboração de índice de sustentabilidade ambiental no Município de Araras, SP**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2010. 12 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 82).

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do Município de Araras, São Paulo**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico) - Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VON WINTERFELDT, D.; EDWARDS, W. **Decision Analysis and Behavioral Research**. Cambridge: University Press, 1986.

Foto: Lucas Scherer (Arquivo Embrapa, 2015).



Custo-efetividade de tratamentos de dejetos de suínos no Oeste Catarinense^{1, 2}

Alexandre Gori Maia, Ademar Ribeiro Romeiro, Manuel Carlos Duarte de Mello Justo

Para difundir e consolidar programas de desenvolvimento rural sustentável, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) promoveu, em parceria com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), o Projeto de Gestão Ambiental Rural – GESTAR – (BRASIL, 2006). Entre os principais problemas ambientais abordados pelo projeto, destaca-se aquele gerado pela criação de suínos na região oeste de Santa Catarina. Com aproximadamente 36 milhões de abates no ano de 2006, o Brasil era o quarto maior produtor mundial de suínos, e o Estado de Santa Catarina, o principal produtor nacional, com 26% da produção total (ABIPECS, 2007). Nesse contexto, o Oeste Catarinense destaca-se pela maior produção e pelo avançado padrão tecnológico empregado (BRASIL, 2002).

A suinocultura cumpre um importante papel de fixação do homem no campo e de alternativa da renda de pequenas propriedades rurais no Brasil. Tem sido uma atividade desenvolvida basicamente em pequenas propriedades rurais familiares e sua expansão está fundamentada na ampliação dos sistemas de confinamento de produção, os quais apresentam maiores taxas de produtividade. Entretanto, o aumento da escala na criação confinada elevou o volume de dejetos por hectare (ha) de terra para níveis além da capacidade de carga da área agrícola existente para a sua disposição sustentável (pegada ecológica).

Várias propostas de tratamento dos dejetos de suínos têm sido apresentadas aos produtores de suínos (EMBRAPA, 2005; GIROTTO; CHIOCHETTA, 2004). Embora algumas apresentem custos relativamente baixos, como as esterqueiras, elas também apresentam limitado potencial de redução da carga de poluentes e são insuficientes para solucionar o problema da sobrecarga de dejetos da região do Oeste Catarinense. Outras propostas, como os biodigestores e os sistemas integrados, demonstram maior eficiência na remoção da carga poluente, mas apresentam custos relativamente elevados para os padrões econômicos de muitos pequenos proprietários. Assim, analisar a relação entre custos e eficiência (capacidade de remoção da carga poluente) das alternativas de tratamento dos dejetos traria novos e importantes elementos para uma política de adequação ambiental da atividade suinícola.

¹ Adaptado de: ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G.; JUSTO, M. C. D. de M. Custo-efetividade de tratamentos de dejetos de suínos no oeste catarinense. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 48., 2010, Campo Grande, MS. *Anais...* Brasília, DF: Sober, 2010. p. 01-21.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Considerando o contexto social, econômico e ambiental da região do Oeste Catarinense, este trabalho propõe uma análise do custo e da efetividade associados às principais propostas de tratamento dos dejetos de suínos. O objetivo central é chegar a uma proposta custo-efetiva de controle da poluição dos dejetos, ou seja, definir um padrão efetivo de controle da poluição que considere a melhor tecnologia disponível ao menor custo social. Foram selecionados os municípios que compõem a Bacia do Rio Ariranha para um estudo de caso, dada a concentração de suínos e a gravidade da poluição ambiental nessa área.

A produção suinícola no Oeste Catarinense e propostas de manejo dos dejetos

A crescente utilização de sistemas de confinamento de criação de suínos tem gerado quantidades cada vez maiores de dejetos por unidade de área. É um setor com baixa qualidade ambiental, pois polui as águas superficiais e subterrâneas e os solos com a sobrecarga de matéria orgânica, nutrientes (sobretudo nitrogênio e fósforo) e metais pesados (sobretudo zinco e cobre, presentes nas rações dos animais). Ademais, proporciona desconforto ambiental, com emissão de maus odores e uma proliferação descontrolada de insetos.

Em 2004, uma importante iniciativa foi tomada na região do Oeste Catarinense para atenuar os impactos da emissão de dejetos (SANTA CATARINA, 2004). Embora polêmico no que se refere à delegação das obrigações entre proprietários integrados e empresas integradoras, o termo de ajustamento de conduta (TAC) apresentou uma inovação importante, que foi o condicionamento da concessão da licença ambiental a um número máximo de suínos por propriedade (ROMEIRO et al., 2011). Esse limite foi definido pela Instrução Normativa 11 – IN-11 – (SANTA CATARINA, 2000), da Fundação do Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (Fatma), segundo a relação entre o volume de dejetos gerado e a quantidade de terras disponível na propriedade para que esses dejetos possam ser utilizados como fertilizante (pegada ecológica). Os grandes criadores que não dispunham de áreas aptas para recebimentos dos dejetos seriam obrigados a celebrar contratos com propriedades vizinhas que se comprometessem a receber os dejetos.

Várias alternativas de manejo de dejetos têm sido propostas para mitigar o agravamento da poluição ambiental (EMBRAPA, 2005). Entre as práticas mais adaptadas à região do Oeste Catarinense destacam-se esterqueiras, biodigestores e sistemas integrados.

Esterqueiras

Esterqueiras são depósitos a céu aberto que têm por objetivo reter, por um determinado período de tempo, os dejetos líquidos produzidos num sistema de criação, para que ocorra a fermentação anaeróbia da matéria orgânica e para que os dejetos possam, posteriormente, ser aproveitados como biofertilizantes.

A IN-11 exige que o dimensionamento desses reservatórios preveja um tempo mínimo de retenção de 120 dias, o qual raras vezes é respeitado pelos proprietários. O órgão ambiental catarinense também condiciona o licenciamento ambiental à impermeabilização das esterqueiras, para evitar infiltrações no solo com dejetos líquidos e consequentes riscos de poluição das fontes de águas. Os materiais mais empregados para revestimento e impermeabilização das esterqueiras são as pedras de argamassa, a alvenaria de tijolos e as lonas de PVC especial ou PEAD (OLIVEIRA; SILVA, 2004). Entre esses, o revestimento com lonas especiais de PVC (0,8 ou 1 mm de espessura) mostra-se mais econômico, é o mais comum no Oeste Catarinense e é a referência para análise dos custos de controle neste trabalho.

Biodigestores

Uma proposta de manejo dos dejetos que merece atenção especial é o uso de biodigestores, sistemas fechados onde ocorre o processo de digestão anaeróbia dos dejetos. Nesse processo, compostos orgânicos complexos transformam-se em substâncias mais simples, como metano e dióxido de carbono, por meio da ação combinada de diferentes micro-organismos que atuam na ausência de oxigênio (EMBRAPA, 2005). O biodigestor pode ser construído de pedra ou tijolo, e a campânula, de ferro, fibra de vidro ou PVC. Para aproveitamento do biogás, são necessários equipamentos adicionais, como o gasômetro, filtros de limpeza de gás, compressor e tanque para armazenamento do gás.

Os biodigestores são capazes de transformar parte da biomassa dos dejetos suínos em energia a partir do processo de digestão anaeróbia dos resíduos orgânicos, reduzindo, ainda, a emissão de gases que provocam o efeito estufa (CERVI et al., 2010; UNFCCC, 2006). Outras importantes propriedades dos biodigestores são a redução do problema do mau cheiro provocado pelos dejetos, a expressiva redução da carga orgânica e o aumento da concentração de nutrientes por unidade de volume, valorizando o uso dos dejetos como biofertilizantes nas áreas de lavouras e pastagens (HENN, 2005; OLIVEIRA, 2004).

Sistemas integrados

Embora o uso de biodigestor reduza substancialmente a carga poluente dos dejetos e viabilize seu aproveitamento como biofertilizante na região, esses ainda devem ser considerados como resíduos poluentes e não podem, por exemplo, ser lançados diretamente aos corpos d'água sem um sistema complementar de tratamento. Para a remoção de praticamente toda a carga poluente, sugere-se a construção de sistemas integrados de tratamento (EMBRAPA, 2005). Como sugere a Figura 1, tais sistemas seriam compostos por biodigestor, tanque de sedimentação, tanque de algas e uma lagoa de piscicultura, todos ligados em série.

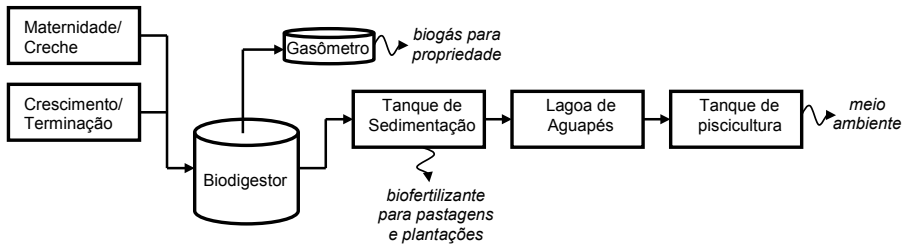


Figura 1. Esquema de um sistema integrado com biodigestor.

Além de remover os poluentes residuais dos efluentes gerados pelo biodigestor, o sistema integrado permitiria, ainda, outra forma de agregação de valores aos dejetos por meio da criação de peixes. Embora a produtividade seja inferior à das criações convencionais que utilizam rações balanceadas, os custos são significativamente inferiores. Faltam, entretanto, estudos mais apurados sobre o potencial de mercado regional e nacional do sistema de criação de peixes, bem como sobre as questões sanitárias envolvidas no processo, ou seja, a possibilidade de veiculação de doenças por meio dos dejetos para os peixes e desses para o homem (BERTO, 2004).

Material e métodos

Fonte de informações

As análises limitaram-se aos cinco municípios que compõem a Bacia do Rio Ariranha: Arvoredo, Ipumirim, Paial, Seara e Xavantina. Foram desconsiderados os estabelecimentos com menos de 100 cabeças de suínos, por corresponderem a parcela insignificante do total de cabeças de suínos da região (2%) e não se enquadrarem em uma política de metas de controle da poluição, além de prevenir eventuais tendenciosidades das estimativas médias com a incorporação de produtores que criam suínos apenas para autossustentação.

A Tabela 1 apresenta as informações sobre a área do território, os estabelecimentos e a produção de suínos dos municípios que compõem a Bacia do Rio Ariranha. O número de cabeças de suínos entre 2004 e 2010 foi obtido na Produção Pecuária Municipal³(PPM) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). O número de estabelecimentos com 100 ou mais cabeças de suínos em 2004 foi obtido no Levantamento Agropecuário de Santa Catarina (LASC) da

³ A PPM é uma pesquisa de caráter anual que obtém os dados sobre as criações de suínos fundamentalmente da campanha de vacinação contra peste suína (tradicional ou africana) sobre animais doentes e sacrificados no município, registrados por órgãos oficiais, informações de granjas especializadas na criação de suínos, de matadouros, indústrias e frigoríficos que trabalham com produtos suínos e de órgãos de assistência técnica e assistência sanitária ao rebanho (IBGE, 2002, p. 56).

Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina⁴ (EPAGRI, 2005). A área total do território, utilizada nas estimativas da biocapacidade da microbacia, foi obtida na Divisão Territorial Brasileira (DTB) do IBGE.

Tabela 1. Estabelecimentos com mais de 100 cabeças e número de cabeças de suínos, Bacia do Rio Ariranha.

| Município | Área (ha) | Estabel. | Cabeças | | | | | | |
|--------------|---------------|--------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
| Arvoredo | 9.071 | 70 | 51.850 | 57.030 | 57.500 | 57.000 | 63.530 | 82.100 | 90.440 |
| Ipumirim | 24.707 | 185 | 89.379 | 91.166 | 116.089 | 129.115 | 155.976 | 143.212 | 120.163 |
| Paial | 8.576 | 20 | 10.041 | 10.910 | 16.695 | 14.500 | 21.870 | 24.312 | 25.488 |
| Seara | 31.254 | 443 | 316.607 | 321.499 | 444.360 | 405.340 | 447.290 | 421.159 | 382.960 |
| Xavantina | 21.507 | 311 | 200.764 | 233.099 | 269.104 | 246.340 | 303.295 | 318.330 | 282.008 |
| Total | 95.115 | 1.029 | 668.641 | 713.704 | 903.748 | 852.295 | 991.961 | 989.113 | 901.059 |

Fonte: PPM (IBGE, 2002), DTB (IBGE, 2002) e LASC (EPAGRI, 2005).

Custos de controle

Para cada sistema de tratamento, o custo de controle considerou os gastos associados à instalação, como a preparação do terreno (limpeza, escavação, taludes, transporte de terra, entre outros), o revestimento da lagoa (quando necessário) e outros gastos de construção (tais como bombas, tubulações e equipamentos para armazenamento de gases).

Assumindo que o custo total (C , em R\$) seja uma função da dimensão do sistema de tratamento (D , em m^3) e que os custos marginais sejam decrescentes em escala, o modelo matemático para C será dado por (MEDRI, 1997):

$$C = \theta_0 D^{\theta_1} \quad (1)$$

Na qual θ_0 dimensiona o custo fixo de instalação e θ_1 , o custo variável. Com base em informações sobre C e D disponibilizadas por empresa da região especializada na construção dos sistemas de tratamento⁵, os coeficientes θ_0 e θ_1 foram estimados por mínimos quadrados ordinários (MQO) a partir do modelo econométrico:

$$\ln(C) = \alpha + \theta_1 \ln(D) + e \quad (2)$$

No qual $\alpha = \ln(\theta_0)$ e e é o erro aleatório não previsto pelo modelo.

⁴ Pesquisa realizada de 1° de setembro de 2003 até março de 2004, abrangendo todos os estabelecimentos agropecuários do Estado de Santa Catarina, e as informações referem-se a 31/8/2003.

⁵ Empresa Avesuy, localizada no Município de Xanxerê, oeste de Santa Catarina.

A análise de custo-efetividade

Consolidada já na década de 1980 nos Estados Unidos, a análise de custo-efetividade (ACE) vem gradativamente substituindo as tradicionais políticas regulatórias nos principais países desenvolvidos (CÁNEPA, 1997). A ACE permite comparar custos e impactos de diferentes ações sem que as medidas utilizadas sejam necessariamente monetárias (LEVIN; McEWAN 2000). Basicamente, a análise consiste na fixação de metas de controle da poluição ou alteração ambiental em função de sinais perceptíveis de danos (padrões de qualidade), com a adoção de instrumentos econômicos para a consecução dessas metas ao menor custo social.

Recomenda-se que os indicadores de efetividade sejam expressos em unidades naturais e, preferencialmente, em uma única dimensão de análise (ROBINSON, 1993). As principais limitações da técnica, entretanto, estão relacionadas à dificuldade para a mensuração dos indicadores e a determinação dos níveis ótimos de qualidade ambiental. Adicionalmente, são necessárias informações sobre a relação de causa e efeito entre as intervenções e os indicadores de efetividade.

Definido o indicador de interesse e estimados os custos das intervenções, a efetividade da intervenção pode ser sintetizada pela razão de custo-efetividade (RCE), uma medida do custo incremental (marginal) de cada variação unitária no indicador de interesse em relação a uma situação de referência. Em outras palavras, seja $Custo_i$ o custo da i -ésima intervenção, $Custo_{refer}$ o custo para a situação de referência, IE_i o valor para o indicador de efetividade caso a i -ésima intervenção seja adotada e IE_{refer} o valor do indicador de efetividade na situação de referência, então a RCE_i para a i -ésima intervenção será dada por:

$$RCE_i = \frac{Custo_i - Custo_{refer}}{IE_i - IE_{refer}} \quad (3)$$

Neste trabalho, a ausência de tratamento foi definida como situação de referência. Assim, assumimos valor nulo para a variável $Custo_{refer}$, e o denominador da RCE (Equação 3) referiu-se à variação percentual no indicador de interesse em relação à ausência de tratamento.

Para avaliar a efetividade das alternativas de tratamento dos dejetos de suínos, utilizamos os seguintes indicadores:

- Demanda bioquímica de oxigênio (DBO, em mg L^{-1}): É um dos principais indicadores da poluição de águas residuárias. Indica a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica presente nos dejetos por meio de processos biológicos.

- Sólidos totais (ST, em mg L⁻¹): Indicam a parcela da matéria sólida (orgânica e inorgânica) presente nos dejetos e que permanece após a retirada da umidade.
- Sólidos voláteis (SV, em mg L⁻¹): Indicam a parcela de material orgânico presente nos dejetos.
- Nitrogênio total Kjeldahl (NTK, em mg L⁻¹): O NTK é a soma da amônia livre e do nitrogênio orgânico. Grandes quantidades de amônia, por exemplo, podem causar asfixia de peixes.
- Fósforo total (P, em mg L⁻¹): Apesar de ficar retido facilmente pela superfície dos solos, o fósforo é um dos principais responsáveis pela eutrofização dos corpos d'água.

Pegada ecológica e biocapacidade

Dada a tecnologia vigente, a pegada ecológica estima a quantidade mínima de espaço natural produtivo de que uma população necessita para sobreviver, seja para produção de alimentos, fornecimento de matérias-primas para manutenção de seu estilo de vida, ou como fossa para os resíduos por ela gerados (REES, 1992; WACKERNAGEL et al., 1999). Se a demanda da população supera a disponibilidade de espaço natural produtivo, há indícios de insustentabilidade do sistema.

Para calcular a pegada ecológica da suinocultura, deve-se considerar os limites da natureza como provedora de insumos para sua criação e fossa para que seus dejetos possam ser dispersos, diluídos e reciclados pelo ambiente. Em relação à base física provedora de insumos, a capacidade máxima de produção de suínos deveria basicamente considerar o fornecimento de milho e farelo de soja utilizados na ração dos animais. Não é, entretanto, um problema ambiental de relevância na região, tendo em vista os custos relativamente baixos de importação de insumos que provêm até mesmo de outras regiões do País. Já a capacidade de absorção dos dejetos merece atenção especial, dada a sobrecarga de dejetos gerados na região e os custos relativamente elevados de transporte para áreas aptas ao seu recebimento.

Assim, a partir da razão entre a produção média de dejetos e a capacidade de assimilação deles pelo ambiente, é possível chegar a uma estimativa da área necessária para sustentar a produção de suínos na região. Em outras palavras, considerando que não haja transporte dos dejetos para outras localidades, sendo *Prod* a produção total de dejetos (m³ ano⁻¹), *Pop*, o número de cabeças de suínos (suínos) e *Capac*, a capacidade de assimilação dos dejetos pelo ambiente (m³ ano⁻¹ ha⁻¹), a pegada ecológica (PE) da produção de suínos (ha suíno⁻¹) de uma região é dada por:

$$PE = \frac{Prod / Pop}{Capac} \quad (4)$$

Enquanto a PE estima a demanda por espaço natural produtivo, a oferta de espaço natural produtivo é dada pela biocapacidade (BC). Caso a PE seja superior à BC, há indícios da insustentabilidade do sistema. No caso da produção de suínos, a BC representa a capacidade de assimilação de dejetos pelo ambiente. Para calculá-la, basta fazer a razão entre a área disponível para depósito dos dejetos e a população de suínos. Em outras palavras, se $Area_i$ é o total de áreas aptas para depósitos de dejetos de uma localidade i (ha) e Pop_i , sua respectiva população de suínos (suínos), então a BC (ha suíno⁻¹) dessa localidade é dada por:

$$BC_i = \frac{Area_i}{Pop_i} \quad (5)$$

Resultados

Esta parte do trabalho avalia o custo e a efetividade das alternativas de técnicas de manejo dos dejetos de suínos nos municípios da Bacia do Rio Ariranha. Benefícios econômicos indiretos dos sistemas de tratamento, como aproveitamento do biofertilizante, biogás ou da criação de peixes, não foram considerados na ACE por dois motivos principais. Primeiro, os custos sociais de cumprimento da legislação não estariam condicionados ao aproveitamento econômico dos dejetos. Segundo, com exceção do aproveitamento dos dejetos como biofertilizante, as demais práticas de aproveitamento (biogás, crédito de carbono ou criação de peixes) ainda não foram suficientemente difundidas na região e exigiriam a adequação dos produtores às novas formas de produção e manejo. O valor do biofertilizante, por sua vez, não foi considerado, pois o produtor que dispuser de qualquer um dos sistemas poderá fazer uso desse recurso.

Pegada ecológica da criação de suínos

A pegada ecológica para absorção dos dejetos de suínos na região da Bacia do Rio Ariranha foi estimada a partir da relação entre o volume médio de dejetos produzidos anualmente e as áreas aptas para depósito desses dejetos. Segundo Oliveira (1993), a quantidade total de dejetos produzida diariamente por um suíno varia de acordo com o peso corporal do animal, além do tipo alimentação e manejo da água nos criatórios. Considerando uma média de todos os estágios de vida do animal⁶, pode-se derivar um volume médio de 3,24 m³ suíno⁻¹ ano⁻¹. Primeiramente,

⁶ Optamos por estimar um volume médio por cabeça de suíno na ausência de informações precisas sobre o rebanho para cada sistema de criação na região.

chama atenção a densidade de suínos na região, que passou de 7 para 9,5 suínos ha^{-1} entre 2004 e 2010, valor quase 30 vezes superior à densidade de habitantes nos municípios ($0,3 \text{ hab } \text{ha}^{-1}$) (Tabela 2). Considerando o total de suínos e um volume médio anual de $3,24 \text{ m}^3 \text{ suíno}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o volume estimado de dejetos na região seria, em 2010, de quase $3.000.000 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$.

Tabela 2. População e produção anual de dejetos, Bacia do Rio Ariranha⁽¹⁾.

| Ano | Suínos | | Dejetos ⁽²⁾ ($\text{m}^3 \text{ ano}^{-1}$) | Área apta | | PE (ha suíno^{-1}) | BC (ha suíno^{-1}) | BC PE ⁻¹ (%) |
|------|---------|-------------------------|---|--------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------|
| | Total | Suínos ha^{-1} | | Demanda ⁽³⁾ (ha) | Déficit ⁽⁴⁾ (ha) | | | |
| 2004 | 668.641 | 7,03 | 2.166.397 | 43.328 | 14.794 | 0,065 | 0,043 | -34,1 |
| 2005 | 713.704 | 7,50 | 2.312.401 | 46.248 | 17.714 | 0,065 | 0,040 | -38,3 |
| 2006 | 903.748 | 9,50 | 2.928.144 | 58.563 | 30.028 | 0,065 | 0,032 | -51,3 |
| 2007 | 852.295 | 8,96 | 2.761.436 | 55.229 | 26.694 | 0,065 | 0,033 | -48,3 |
| 2008 | 991.961 | 10,43 | 3.213.954 | 64.279 | 35.745 | 0,065 | 0,029 | -55,6 |
| 2009 | 989.113 | 10,40 | 3.204.726 | 64.095 | 35.560 | 0,065 | 0,029 | -55,5 |
| 2010 | 901.059 | 9,47 | 2.919.431 | 58.389 | 29.854 | 0,065 | 0,032 | -51,1 |

⁽¹⁾ Elaborado pelos autores com base em informações da PPM (IBGE), DTB (IBGE) e LASC (EPAGRI, 2005).

⁽²⁾ Considerando volume médio de dejetos de $3,24 \text{ m}^3 \text{ suíno}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

⁽³⁾ Considerando volume de dejetos de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

⁽⁴⁾ Considerando 30% de aptidão da área da região.

Segundo a IN-11, o destino desses dejetos seriam áreas aptas para agricultura e pastagens da região, considerando um volume máximo de 50 m^3 de dejetos $\text{ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Essa norma considera, ainda, um tempo mínimo de retenção de 120 dias em estrutura de armazenagem ou tratamento, usualmente uma esterqueira, para que haja redução da carga de poluentes por meio da degradação da matéria orgânica.

A área disponível para depósito dos dejetos deve considerar tanto as características do solo quanto a declividade dos terrenos. Solos rasos, pedregosos e muito inclinados não são indicados para depósito dos dejetos, principalmente em decorrência da baixa infiltração, dificuldade de acesso e do risco elevado de carreamento desse material para o leito dos rios na época chuvosa. A partir de informações do Instituto CEPA/SC, Testa et al. (1996) sugerem que aproximadamente 31% das áreas do Oeste Catarinense poderiam ser consideradas aptas para cultivo e pastagens, por suas características de solos profundos ($> 1 \text{ m}$), de relevos com declives máximos de 20% e pedregosidade máxima de 3%. Em estudo semelhante, Berto (2004) aponta valores próximos a 30% como áreas fisicamente aptas para depósito dos dejetos na Bacia Hidrográfica dos Frágosos, em Concórdia, SC.

Dadas a convergência dos resultados e a proximidade geográfica dos estudos supramencionados, este trabalho assumiu uma parcela de 30% do território da região como área apta para recebimento dos dejetos de suínos. É importante

destacar que esse potencial não leva em consideração o tipo de acesso à área e o custo de distribuição dos dejetos, que indubitavelmente reduziriam ainda mais as áreas aptas para recebimento dos dejetos.

Dos 95 mil hectares de terras disponíveis na região, cerca de 29 mil (30%) estariam aptos para recebimento dos dejetos. Por sua vez, considerando o volume máximo de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, a demanda de áreas aptas para depósito dos dejetos seria, em 2010, superior a 58 mil hectares. Haveria, portanto, um déficit de aproximadamente 30 mil hectares de áreas aptas para recebimento dos dejetos de suínos.

A partir da razão entre o volume médio de dejetos produzido anualmente por cabeça de suíno ($3,24 \text{ m}^3 \text{ suíno}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o volume máximo de dejetos permitido por hectare anualmente ($50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi possível, ainda, estimar a PE da criação de suínos na região (Equação 4), que seria equivalente a $0,065 \text{ ha suíno}^{-1}$, ou seja, cada suíno demandaria 650 m^2 de área útil (apta para recebimento dos dejetos). O valor é o mesmo para todos os anos, pois não se supõe mudanças nas produções médias de dejetos (*Prod/Pop*) e nas capacidades de assimilação (*Capac*) ao longo do tempo.

Por sua vez, a BC, que indica a disponibilidade de espaço útil, é dada pela razão entre a área apta para depósito dos dejetos e o total de cabeças de suínos (Equação 5). Em 2010, havia disponibilidade média de apenas $0,032 \text{ ha suíno}^{-1}$, valor muito inferior à demanda, de $0,065 \text{ ha suíno}^{-1}$.

Assim, o tratamento dos dejetos em esterqueiras para posterior uso como biofertilizante, conforme prevê a legislação ambiental, não é ambientalmente sustentável. É necessária a adoção de sistemas mais eficazes de redução da carga poluente dos dejetos para que a demanda por espaço útil não supere a disponibilidade do ambiente. Segundo os parâmetros estabelecidos pela IN-11, a redução, em 2010, deveria ser no mínimo 51% superior àquela obtida pelas esterqueiras.

Custos de controle da poluição

Estimamos os custos associados a três cenários de controle da poluição. Os cenários foram elaborados considerando a melhor tecnologia disponível, custos, eficiência e adaptabilidade à atividade na região:

1. Adequação à legislação ambiental com uso de esterqueiras;
2. Redução da carga poluente com biodigestores;
3. Controle total da carga poluente com sistemas integrados de tratamento.

Primeiro cenário: adequação à legislação ambiental com uso de esterqueiras

Segundo informações do LASC, eram 1.029 estabelecimentos na região da Bacia do Rio Ariranha em 2004 (Tabela 1), com produção média de 650 cabeças de suínos e volume de 5,8 m³ de dejetos por dia (Tabela 3). Na ausência de informações atualizadas para o número de estabelecimentos suinícolas, estimamos a produção média nos demais anos considerando o mesmo número de estabelecimentos de 2004. Assim, seriam 876 animais por estabelecimento em 2010, com produção diária de dejetos equivalente a 7,8 m³.

Tabela 3. Produção média de suínos e dejetos por estabelecimento, Bacia do Rio Ariranha⁽¹⁾.

| Ano | Suínos estab. ⁻¹⁽²⁾ | Dejetos | |
|------|--------------------------------|---|---|
| | | m ³ ano ⁻¹ estab. ⁻¹ | m ³ dia ⁻¹ estab. ⁻¹ |
| 2004 | 650 | 2.105 | 5,8 |
| 2005 | 694 | 2.247 | 6,2 |
| 2006 | 878 | 2.846 | 7,8 |
| 2007 | 828 | 2.684 | 7,4 |
| 2008 | 964 | 3.123 | 8,6 |
| 2009 | 961 | 3.114 | 8,5 |
| 2010 | 876 | 2.837 | 7,8 |

⁽¹⁾ Elaborado pelos autores com base em informações de PPM (IBGE) e LASC (EPAGRI, 2005).

⁽²⁾ Com base no número de estabelecimentos de 2004.

Reconhecemos, todavia, que a inexistência de informações mais apuradas sobre a evolução do número de estabelecimentos suinícolas e a discriminação das grandes unidades produtoras podem subestimar a real magnitude do problema. Primeiro, pois uma possível redução do número de produtores aumentaria o volume médio por estabelecimento e a concentração dos danos ambientais. Segundo, porque os valores médios não retratam fielmente a heterogênea distribuição dos poluentes entre os estabelecimentos agropecuários. Embora a região apresente, como um todo, uma produção média diária de 7,8 m³ de dejetos por estabelecimento, a concentração faz com que a grande maioria de pequenos proprietários seja responsável por apenas uma pequena parcela da poluição, enquanto a grande maioria dos dejetos é produzida por um pequeno número de grandes estabelecimentos.

A dimensão média das esterqueiras (m³) foi obtida pelo simples produto entre o volume diário médio de dejetos produzidos por um estabelecimento (m³ dia⁻¹) e o tempo recomendado de retenção (120 dias, segundo a IN-11). Embora um correto dimensionamento devesse também considerar a precipitação média de chuva e um coeficiente de segurança para evitar o transbordamento dos dejetos (OLIVEIRA; SILVA, 2004), esses dados não serão considerados por falta de informações precisas sobre os parâmetros a serem adotados na região. Dessa forma, pode-se dizer que os custos a serem apresentados estão, em certa medida, subestimados, dado o menor dimensionamento das esterqueiras.

A partir de dados fornecidos pela empresa Avesuy sobre dimensões (D) e custos de construção (C) de esterqueiras na região e pressupondo o modelo de relacionamento definido pela Equação 1, estimamos a seguinte função de custos:

$$\hat{C} = 112,89D^{0,73} \quad (6)$$

A partir dos valores estimados usando a Equação 6, o custo total de implantação de esterqueiras nos municípios da Bacia do Rio Ariranha seria de aproximadamente R\$ 17,1 milhões em 2010, ou R\$ 19 por suíno (Tabela 4). Como os custos marginais são decrescentes em escala, os menores valores por unidade de suíno são observados nos anos de maior produção.

Tabela 4. Dimensão e custos médios das esterqueiras⁽¹⁾, Bacia do Rio Ariranha.

| Ano | m ³ estab. ⁻¹⁽²⁾ | R\$ estab. ⁻¹ | R\$ | R\$ suíno ⁻¹ |
|------|--|--------------------------|------------|-------------------------|
| 2004 | 692 | 13.399 | 13.787.232 | 20,6 |
| 2005 | 739 | 14.052 | 14.459.891 | 20,3 |
| 2006 | 936 | 16.697 | 17.181.048 | 19,0 |
| 2007 | 882 | 15.997 | 16.461.001 | 19,3 |
| 2008 | 1.027 | 17.872 | 18.390.403 | 18,5 |
| 2009 | 1.024 | 17.835 | 18.351.824 | 18,6 |
| 2010 | 933 | 16.661 | 17.143.696 | 19,0 |

⁽¹⁾ Valores de janeiro de 2011.

⁽²⁾ Assumindo 120 dias de retenção.

Segundo cenário: redução da carga poluente com uso de biodigestores

A solução proposta neste segundo cenário é a implantação de biodigestores nos estabelecimentos, o que, além de reduzir a matéria orgânica e o potencial poluidor dos dejetos, permitiria agregar valores e aumentar o poder fertilizante dos dejetos, viabilizando seu aproveitamento como fonte de energia ou créditos no mercado de carbono.

O dimensionamento do biodigestor, assim como no caso das esterqueiras, é um produto entre o volume médio diário de dejetos produzido pelo estabelecimento (m³ dia⁻¹) e o tempo de retenção dos dejetos. Como o tempo de retenção costuma variar entre 20 e 50 dias, optamos por usar uma estimativa aproximada de 40 dias neste trabalho.

O custo de instalação dos biodigestores foi estimado a partir de dados sobre dimensões (D) e custos (C) de fornecidos pela empresa Avesuy. Os valores referem-se aos gastos com instalação e aparelhos para armazenamento do biogás. Pressupondo o modelo de relacionamentos definido pela Equação 1, ajustamos a seguinte equação de custos:

$$\hat{C} = 894,96D^{0,64} \quad (7)$$

A partir dos valores estimados pela Equação 7, o custo total para tratamento dos dejetos com biodigestores seria de aproximadamente R\$ 36 milhões em 2010, ou R\$ 40 por cabeça de suíno (Tabela 5). Embora esses custos sejam mais de duas vezes superiores àqueles das esterqueiras, é importante destacar que eles desconsideram os benefícios do aproveitamento do biogás como fonte de energia ou mesmo créditos no mercado de carbono, como será destacado posteriormente na discussão dos resultados.

Tabela 5. Custos médios dos biodigestores⁽¹⁾, Bacia do Rio Ariranha.

| Ano | m ³ estab. ⁻¹⁽²⁾ | R\$ estab. ⁻¹ | R\$ | R\$ suíno ⁻¹ |
|------|--|--------------------------|------------|-------------------------|
| 2004 | 231 | 28.968 | 29.808.441 | 44,6 |
| 2005 | 246 | 30.201 | 31.077.084 | 43,5 |
| 2006 | 312 | 35.119 | 36.137.739 | 40,0 |
| 2007 | 294 | 33.828 | 34.809.081 | 40,8 |
| 2008 | 342 | 37.273 | 38.353.813 | 38,7 |
| 2009 | 341 | 37.204 | 38.283.407 | 38,7 |
| 2010 | 311 | 35.052 | 36.068.989 | 40,0 |

⁽¹⁾ Valores de janeiro de 2011.

⁽²⁾ Considerando 40 dias de retenção.

Terceiro cenário: sistema integrado de tratamento e controle total da poluição

Para o sistema integrado, consideramos os custos de instalação do biodigestor, do tanque de sedimentação, da lagoa de aguapés e do tanque de piscicultura. Segundo relatório técnico da Embrapa Aves e Suínos (EMBRAPA, 2005), o dimensionamento do tanque de sedimentação e da lagoa de aguapés segue o mesmo critério do biodigestor: o produto entre o volume diário de dejetos (m³ dia⁻¹) e o tempo de retenção desses dejetos, que deve ser de no mínimo 15 dias (valor adotado neste trabalho). Os custos desses sistemas foram estimados pela função de custo das esterqueiras (Equação 4), pois apresentam as mesmas características construtivas (estrutura retangular revestida de lona plástica).

Já o tanque de piscicultura deve apresentar volume 125 vezes superior ao biodigestor, e sua construção difere daquela do tanque de sedimentação e da lagoa de aguapés por não ser necessário o revestimento com lona de PVC. Seu custo foi estimado a partir de informações sobre dimensões (D) e custos (C) fornecidas pela empresa Avesuy, pressupondo o modelo de relacionamentos definido pela Equação 1. A seguinte equação de custos foi ajustada:

$$\hat{C} = 74,36D^{0,65} \quad (8)$$

Segundo essas especificações, em 2010 os custos médios seriam de aproximadamente R\$ 3,6 mil por estabelecimento para a construção de tanques de sedimentação ou lagoas de aguapé, e de R\$ 74,3 mil para os tanques de piscicultura (Tabela 6). Além dos custos relativamente elevados, outro impedimento deste sistema seria o dimensionamento do tanque de piscicultura, que exigiria um volume médio de 39.000 m³ por estabelecimento dado o baixo aproveitamento dos dejetos como ração. Tais estimativas desconsideram, portanto, limitações físicas das propriedades, ou seja, se há água e área suficiente na propriedade para comportar o sistema integrado de tratamento dos dejetos.

Tabela 6. Custo médios de tanques de sedimentação, lagoas de aguapé e tanques de piscicultura⁽¹⁾, Bacia do Rio Ariranha.

| Ano | Tanque de sedimentação | | Lagoa de aguapé | | Tanque de piscicultura | |
|------|--|--------------------------|--|--------------------------|--|--------------------------|
| | m ³ estab. ⁻¹⁽²⁾ | R\$ estab. ⁻¹ | m ³ estab. ⁻¹⁽²⁾ | R\$ estab. ⁻¹ | m ³ estab. ⁻¹⁽³⁾ | R\$ estab. ⁻¹ |
| 2004 | 87 | 2.934 | 87 | 2.934 | 28.840 | 61.175 |
| 2005 | 92 | 3.077 | 92 | 3.077 | 30.784 | 63.840 |
| 2006 | 117 | 3.656 | 117 | 3.656 | 38.981 | 74.492 |
| 2007 | 110 | 3.503 | 110 | 3.503 | 36.762 | 71.692 |
| 2008 | 128 | 3.914 | 128 | 3.914 | 42.786 | 79.167 |
| 2009 | 128 | 3.905 | 128 | 3.905 | 42.663 | 79.019 |
| 2010 | 117 | 3.648 | 117 | 3.648 | 38.865 | 74.347 |

⁽¹⁾ Valores de janeiro de 2011.

⁽²⁾ Considerando 15 dias de retenção.

⁽³⁾ Considerando volume 125 vezes superior ao do biodigestor.

Considerando, ainda, os valores obtidos para a construção dos biodigestores, o custo total para instalação do sistema integrado de tratamento na Bacia do Rio Ariranha seria de aproximadamente R\$ 120 milhões em 2010, ou R\$ 133 por cabeça de suíno (Tabela 7).

Tabela 7. Custos médios do sistema integrado de tratamento⁽¹⁾, Bacia do Rio Ariranha.

| Ano | R\$ estab. ⁻¹ | R\$ | R\$ suíno ⁻¹ |
|------|--------------------------|-------------|-------------------------|
| 2004 | 96.012 | 98.796.222 | 147,8 |
| 2005 | 100.195 | 103.101.085 | 144,5 |
| 2006 | 116.924 | 120.314.412 | 133,1 |
| 2007 | 112.526 | 115.789.042 | 135,9 |
| 2008 | 124.268 | 127.871.318 | 128,9 |
| 2009 | 124.034 | 127.631.062 | 129,0 |
| 2010 | 116.696 | 120.080.152 | 133,3 |

⁽¹⁾ Valores de janeiro de 2011.

Análise de custo-efetividade

É difícil obter uma medida precisa da eficiência de cada sistema de tratamento na redução dos poluentes dos dejetos suínos. O desempenho depende, entre outras variáveis, de temperatura, profundidade das lagoas, tempo de retenção, concentração de sólidos em suspensão, pH e radiação solar (MEDRI, 1997). Os parâmetros de desempenho adotados são aproximações de resultados obtidos nas principais referências da literatura (EMBRAPA, 2005; GOSMANN et al., 1997; HENN, 2005; MEDRI, 1997).

Segundo os estudos analisados, as esterqueiras diminuem em aproximadamente 55% a DBO⁷ em 55% os ST, em 65% os SV, em 35% o NTK e em 45% o P⁸. Embora apresentem o menor potencial redutor entre os três sistemas propostos, a grande vantagem das esterqueiras é seu baixo preço relativo e a facilidade de manutenção (HENN, 2005). O baixo custo de instalação implica menores RCEs para todos os indicadores de qualidade considerados (Tabela 8). Entretanto, como foi apontado previamente, as esterqueiras não podem ser consideradas como solução custo-efetiva, pois são incapazes de garantir a qualidade do ambiente segundo parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental (IN-11).

Tabela 8. Razão de custo-efetividade dos sistemas de tratamentos dos dejetos de suínos⁽¹⁾, Bacia do Rio Ariranha, 2010.

| Indicador | Esterqueira | | Biodigestores | | Sistema integrado | |
|--|-----------------|----------------------------|-----------------|----------------------------|-------------------|----------------------------|
| | Efetividade (%) | RCE (R\$ % ⁻¹) | Efetividade (%) | RCE (R\$ % ⁻¹) | Efetividade (%) | RCE (R\$ % ⁻¹) |
| DBO (mg O ₂ L ⁻¹) | 55 | 311.704 | 85 | 424.341 | 100 | 1.200.802 |
| Sólidos totais (mg L ⁻¹) | 55 | 311.704 | 60 | 601.150 | 92 | 1.305.219 |
| Sólidos voláteis (mg L ⁻¹) | 65 | 263.749 | 75 | 480.920 | 95 | 1.264.002 |
| Nitrogênio total (mg L ⁻¹) | 30 | 571.457 | 30 | 1.202.300 | 99 | 1.212.931 |
| Fósforo total (mg L ⁻¹) | 45 | 380.971 | 60 | 601.150 | 99 | 1.212.931 |

⁽¹⁾ Valores de janeiro de 2011.

Os biodigestores, além de produzirem biogás e reduzirem a emissão de gases que causam o efeito estufa, apresentam melhor potencial redutor da carga de poluentes em relação às esterqueiras, sobretudo da DBO. Diminuem em aproximadamente 85% a DBO, em 60% os ST, em 75% os SV, em 30% o NTK e em 60% o P⁹. O elevado potencial redutor da DBO faz com que os biodigestores apresentem boa RCE para este indicador ambiental. Entretanto, os biodigestores são relativamente pouco efetivos no que se refere à redução de ST e dos nutrientes P e especialmente NTK.

⁷ Valor médio sugerido por Von Sperling (1996) citado por Henn (2005, p. 75).

⁸ Valores próximos às médias obtidas dos trabalhos de Henn (2005), Gosmann et al. (1997) e Embrapa (2005).

⁹ Valores próximos às médias obtidas dos trabalhos de Henn (2005), Angonese et al. (2006) e Embrapa (2005).

O potencial de redução da DBO dos biodigestores (85%) é aproximadamente 54% superior ao das esterqueiras (55%). Satisfaria, assim, as condições necessárias para equiparar a demanda (PE) à oferta (BC) de áreas aptas para recebimento dos dejetos (Tabela 2). Entretanto, estudos mais apurados sobre o balanço de nutrientes resultantes das atividades agropecuárias desenvolvidas na região seriam necessários para avaliar a efetividade dos biodigestores na redução da carga poluente, sobretudo do N, que apresenta a menor redução entre os indicadores ambientais considerados (BERTO, 2004; KUNZ et al. 2005; SEGANFREDO, 1999).

A qualidade ambiental plena seria garantida com a implantação de sistemas integrados de tratamento, com redução aproximada de 100% da DBO, 92% dos ST, 95% dos SV, 99% do NTK e 99% do P (EMBRAPA, 2005). Entretanto, esses sistemas apresentam custos marginais muito maiores que os dos demais sistemas, e a RCE é superior para todos os indicadores de qualidade ambiental. Em outras palavras, sistemas integrados garantiriam a qualidade do ambiente a um custo marginal muito superior ao dos demais sistemas.

Discussão

Embora prevaleça na região da Bacia do Rio Ariranha o uso de esterqueiras para tratamento dos dejetos, conforme recomenda a legislação ambiental, elas têm se mostrado ineficientes no controle da poluição. Mesmo tratado em esterqueiras, o volume de dejetos produzidos anualmente exigiria, ainda, uma redução de 51% da carga poluente para que pudesse ser integralmente aprovado como biofertilizante nos municípios que compõem a Bacia do Rio Ariranha.

A construção de biodigestores nos estabelecimentos suinícolas é uma proposta para reduzir mais expressivamente a carga poluente e viabilizar o aproveitamento integral dos dejetos como biofertilizante. Embora, em comparação com as esterqueiras, os biodigestores apresentem melhor desempenho na redução da DBO, não são tão eficientes na redução dos ST, SV e, sobretudo, do NTK. Para controlar de maneira mais abrangente a carga poluente dos dejetos, há a alternativa de sistemas integrados de tratamento.

No que se refere à redução da DBO, o uso de biodigestores mostrou-se uma solução custo-efetiva, ou seja, o padrão ambientalmente sustentável de menor custo social. Embora apresentem custo marginal superior ao das esterqueiras, o potencial redutor da DBO dos biodigestores seria, a priori, capaz de adequar a produção de dejetos de suínos vigente na região às recomendações da legislação ambiental. Entretanto, estudos adicionais sobre o balanço de nutrientes resultantes das atividades agropecuárias da região ainda são recomendáveis, ou seja, avaliar se a carga orgânica, os macronutrientes e metais pesados resultantes dos biodigestores são encontrados nas proporções exigidas pelas culturas da região.

O uso de biodigestores traria ainda benefícios indiretos às propriedades, como o aproveitamento do biogás para geração de energia ou a comercialização dos créditos de carbono. Segundo Zago (2003), a geração de energia a partir do biogás torna-se autossustentável nas propriedades com capacidade mínima de produção de $200 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ de biogás. Para tornarem-se autofinanciáveis, os equipamentos poderiam ser adquiridos pelos pequenos produtores por meio de cooperativas (OLIVEIRA, 2004).

Outra alternativa para viabilizar financeiramente a instalação dos biodigestores nas pequenas propriedades seria a venda de créditos de carbono, com a adequação das propriedades ao Projeto de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (JUNGES et al., 2009). Ganhariam tanto os suinocultores com a agregação de valores à sua produção, o governo, com uma alternativa energética limpa em momentos de crise, e a população, com a redução efetiva dos impactos causados pelos dejetos no meio ambiente.

Os sistemas integrados, por sua vez, garantiriam a sustentabilidade ambiental da produção de suínos, mas apresentam custo total e marginal bem superiores ao dos demais sistemas. Permitiriam, por outro lado, a agregação de valor a partir da produção de peixes. Segundo Souza Filho et al. (2003), a rentabilidade da piscicultura integrada com a produção de suínos pode ser bem atrativa, superando, em muitas situações, a rentabilidade da própria da atividade suinícola. As maiores limitações à sua implantação seriam, entretanto, a necessidade de extensas áreas para construção dos tanques e a falta de tradição dos produtores locais para esse tipo de atividade.

Considerações finais

A concentração e a intensificação da produção de suínos têm agravado a contaminação das águas e dos solos na região do Oeste Catarinense, tornando emergencial a adoção de políticas ambientais de controle da poluição causada pelos dejetos. Este trabalho baseou-se no conceito de pegada ecológica e na relação entre custo e efetividade para analisar três cenários de controle da poluição nos municípios que compõem a Bacia do Rio Ariranha.

Enquanto a efetividade foi associada à capacidade de redução da carga poluente, os custos foram associados à implantação dos sistemas de controle da poluição. Benefícios indiretos provenientes do aproveitamento dos dejetos como biofertilizante, biogás, créditos de carbono ou na criação de peixes, permitiram, ainda, agregar valores à produção. Entretanto, destacamos que o cumprimento da legislação não está condicionado ao aproveitamento integral dos dejetos, razão pela qual os benefícios indiretos não foram considerados nesta análise de custo-efetividade.

Os resultados apresentados por este trabalho fornecem informações que seriam valiosas, por exemplo, em políticas de incentivos econômicos para internalizar os custos da poluição dos dejetos de suínos. Nesse caso, deve-se, ainda, destacar a necessidade de identificar a responsabilidade de cada agente econômico no controle da poluição, para que o ônus não recaia simplesmente sobre os proprietários e não inviabilize economicamente a atividade, fundamental para economia da região (ROMEIRO et al., 2011).

Referências

ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; PALACIO, S. M.; SZYMANSKI, N. Avaliação da eficiência de um biodigestor tubular na redução da carga orgânica e produção de biogás a partir de dejetos de suínos. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL, 6., 2006. Campinas. **Anais...** Campinas, SP: Scielo, 2006.

ABIPECS. Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína. **Abipecs [home page]**. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br>>. Acesso em: 10 abr. 2007.

BERTO, J. L. **Balanco de nutrientes em uma sub-bacia com concentração de suínos e aves como instrumento de gestão ambiental**. 2004. 195 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BRASIL, D. M. **Apontamentos sobre o valor do prejuízo ecológico**: alguns parâmetros da suinocultura em Braço do Norte. 2002. 222 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Referências conceituais e metodológicas para gestão ambiental em áreas rurais**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Secretaria de Políticas para o Desenvolvimento Sustentável, 2006. (Cadernos GESTAR, 1).

CANEPA, E. M. Economia do meio ambiente e dos recursos naturais. In: SOUZA, N. J. (Org). **Introdução à Economia**. São Paulo: Atlas, 1997.

CERVI, R. G.; ESPERANCINI, M. S. T.; BUENO, O. C. Viabilidade econômica da utilização do biogás produzido em granja suinícola para geração de energia elétrica. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 5, p. 831-844, 2010.

EMBRAPA. **Sistemas de tratamento de dejetos suínos**: inventário tecnológico. Concórdia: Embrapa, 2005.

EPAGRI. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural. **Levantamento agropecuário de Santa Catarina**. Florianópolis: EPAGRI, 2005.

GIROTTI, A. F.; CHIOCHETTA, O. Aspectos econômicos do transporte e utilização dos dejetos. In: EMBRAPA. **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos**: manual de boas práticas. Concórdia: Embrapa, 2004.

GOSMANN, H. A.; BELLI FILHO, P.; CASTILHOS, A. B.; PERDOMO, C. C. Manejo dos dejetos de suínos com bioesterqueira e esterqueira convencional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997. Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos em uma pequena propriedade produtora de suínos**: condição de partida. 2005. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

IBGE. **Pesquisas agropecuárias**. Rio de Janeiro: IBGE, 2002. (Série Relatórios Metodológicos). Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/PesquisasAgropecuarias2002.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2006.

- JUNGES, D. M.; KLEINSCHMITT, S. C.; SHIKIDA, P. F. A.; SILVA, J. R. Análise econômico-financeira da implantação do sistema de biodigestores no Município de Toledo (PR). **Revista de Economia**, v. 35, n. 1, p. 7-30, 2009.
- KUNZ, A. C.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.
- LEVIN, H. M.; McEWAN, P. J. **Cost-effectiveness analysis: methods and applications**. Thousand Oaks: Sage Publication, 2000.
- MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos**. 1997. 206 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- OLIVEIRA, P. A. Produção e aproveitamento do biogás. In: EMBRAPA. **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: Embrapa, 2004.
- OLIVEIRA, P. A. (Coord). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa-CNPISA, 1993.
- OLIVEIRA, P. A.; SILVA, A. P. Dimensionamento e construção de sistemas de armazenamento de dejetos líquidos. In: EMBRAPA. **Tecnologia para o manejo de resíduos na produção de suínos: manual de boas práticas**. Concórdia: Embrapa, 2004.
- REES, W. E. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. **Environment and Urbanization**, v. 4, n. 2, p. 121-140, 1992.
- ROBINSON, R. Cost-effectiveness analysis. **British Medical Journal**, v. 307, p. 793-795, 1993.
- ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G.; JUSTOS, M. C. Proposta de gestão econômico-ecológica à agroindústria suinícola do Oeste Catarinense. **Revista de Política Agrícola**, v. 3, 2011.
- SANTA CATARINA. **Instrução Normativa 11, 2000**. Florianópolis: Fundação do Meio Ambiente, 2000.
- SANTA CATARINA. **Termo de compromisso de ajustamento de condutas: programa AMAUC – Consórcio Lambari**. Florianópolis: Ministério Público do Estado de Santa Catarina, 2004.
- SEGANFREDO, M. A. Os dejetos suínos são um fertilizante ou um poluente do solo? **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 16, p. 129-141, 1999.
- SOUZA FILHO, J.; SCHAPPO, C. L.; TAMASSIA, S. T. J. Custo de produção do peixe de água doce. **Cadernos de Indicadores Agrícolas**, v. 2, p. 40, 2003.
- TESTA, V. M.; NADAL, R.; MIOR, L. C.; BALDISSERA, I. T.; CORTINA, N. **O desenvolvimento sustentável do Oeste Catarinense**. Florianópolis: EPAGRI, 1996.
- UNFCCC. AWMS GHG. **Mitigation Project BR05-B-15**. Paraná; Santa Catarina; Rio Grande do Sul: Clean Development Mechanism; Project Design Document, 2006.
- WACKERNAGEL, M.; ONISTO, L.; BELLO, P.; LINARES, A. C.; FALFÁN, I. S.; GARCÍA, J. M.; GUERRERO, A. I.; GUERRERO, M. G. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. **Ecological Economics**, v. 29, p. 375-390, 1999.
- ZAGO, S. **Potencialidade de produção de energia através do biogás integrada à melhoria ambiental em propriedades rurais com criação intensiva de animais, na região do Meio Oeste Catarinense**. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Regional de Blumenau, Centro de Ciências Tecnológicas, Blumenau, SC.

Foto: Pantanal (Embrapa Monitoramento por Satélite, 2014).



Quanto vale o Pantanal? A valoração ambiental aplicada ao Bioma Pantanal¹

André Steffens Moraes, Yony de Sá Mello Sampaio, Andrew Seidl

As áreas úmidas como o Pantanal são reconhecidamente importantes pela diversidade biológica que contêm e pelas funções ecológicas que oferecem. Elas estão entre os ecossistemas mais produtivos da Terra e proporcionam um conjunto complexo de bens e serviços cujos benefícios têm substancial valor econômico. Mas esse reconhecimento é recente, e até poucos anos atrás essas áreas eram vistas como áreas que deveriam ser “melhoradas”, isto é, convertidas para outros usos. Por um lado, apesar desse reconhecimento, ainda permanece o debate sobre se algumas dessas áreas estão sendo usadas em seu máximo valor econômico e em que medida devem ser usados recursos privados e públicos para sua conservação ou restauração. Por outro lado, nem sempre as conexões entre a qualidade das áreas úmidas e os serviços que elas oferecem (benefícios) têm sido reconhecidas por quem toma decisões sobre elas, razão pela qual muitas continuam sendo degradadas, convertidas ou destruídas. E em decorrência de seus múltiplos serviços e valores, há muitos diferentes grupos sociais envolvidos em seu uso, o que frequentemente conduz a conflitos de interesses e a uma sobre-exploração de alguns serviços às custas de outros (por exemplo, pescarias ou disposição de dejetos às custas da conservação de biodiversidade e do controle de inundação) (BARBIER et al., 1996; DE GROOT et al., 2006; SCBD, 2001; WOODWARD; WUI, 2001).

Para tomar melhores decisões sobre o uso e manejo das áreas úmidas, a importância, ou o valor total de seus serviços, deve ser estabelecida. Finlayson et al. (2005) concluíram que uma das principais causas da perda e degradação de áreas úmidas é a falta de informação completa sobre o valor total dos serviços desses ecossistemas pelos tomadores de decisão quando decidem pela conversão ou não dessas áreas para outras formas de uso. Isso conduziu a decisões em favor da conversão, apesar de os estudos de valoração repetidamente demonstrarem que o valor natural das áreas úmidas (não convertidas) é frequentemente muito maior que o valor quando convertidas, particularmente quando a conversão beneficia poucos em detrimento de muitos (DE GROOT et al., 2006).

Outra razão que pode resultar em usos inapropriados das áreas úmidas em decorrência da subvaloração de muitas das suas funções ecológicas é a incompatibilidade intrínseca que existe entre os muitos usos dessas áreas, já que nem todos podem coexistir: ecoturismo não combina com exploração sustentável

¹ Originalmente publicado em: MORAES, A. S.; SAMPAIO, Y.; SEIDL, A. **Quanto vale o Pantanal?** a valoração ambiental aplicada ao bioma Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2009. 34 p. (Embrapa Pantanal. Documentos, 105).

de madeira e a conservação impede a conversão para outros usos (BARBIER et al., 1996; SCBC, 2001). Em geral a conversão de áreas úmidas tende a gerar produtos comercializáveis, enquanto mantê-las em seu estado natural (ou manejá-las com esse fim) resulta na conservação de bens e serviços que não são comercializados. Como tais atividades normalmente geram receitas públicas (impostos, taxas, etc.), quem toma decisões políticas normalmente também respalda a conversão das áreas úmidas para usos “comerciais”. Portanto, muitos setores da sociedade acreditam ser mais proveitoso converter tais áreas para usos comerciais. Em resumo, a subvalorização dos recursos e funções das áreas úmidas é uma das principais causas do seu mau aproveitamento. A valoração econômica pode oferecer aos decisores a informação sobre os custos e benefícios de usos alternativos, que, do contrário, não seriam considerados nas decisões sobre a conversão (BARBIER et al., 1996; SCBC, 2001).

Apesar dos argumentos de que é impossível ou inútil valorar os ecossistemas e de que não se pode colocar valor em coisas “intangíveis” como a vida humana e os benefícios ambientais, estéticos ou ecológicos, a verdade é que nós, humanos, fazemos isso diariamente. Da mesma forma, embora argumentos morais coloquem o problema da valoração e da decisão em um conjunto diferente de dimensões e em uma linguagem diferente do discurso, eles certamente não são mutuamente exclusivos a argumentos econômicos. Assim, embora a valoração dos ecossistemas seja difícil e cheia de incertezas, as decisões que a sociedade toma sobre os ecossistemas implicam valorações (embora não necessariamente em termos monetários), e sempre que é forçada a fazer escolhas, a sociedade está fazendo valoração (COSTANZA et al., 1997). Num mundo em que o dinheiro parece ditar a maioria das regras, a valoração dos serviços que o ecossistema Pantanal presta ao homem é uma ferramenta valiosa para a conservação desse bioma.

Valoração econômica do meio ambiente

O valor econômico é uma das muitas formas possíveis de definir e medir valor e é antropocêntrico (um valor para os humanos) e instrumental (o valor de um dado objeto, produto ou bem ambiental reside em sua utilidade). Há várias percepções e definições de valor e valoração, mas três tipos principais são usualmente definidos: valores ecológicos, socioculturais e econômicos, cada um com seu próprio conjunto de critérios e unidades de valor. Além desses valores, existem, ainda, valores educacionais, científicos, recreativos, genéticos, culturais e espirituais. Embora esses outros tipos de valor sejam frequentemente importantes e devam ser considerados na tomada de decisões, os economistas concentram-se no valor monetário, expresso pelas preferências dos indivíduos. Por estarem baseados nas preferências humanas, podem ter como fatores determinantes quaisquer tipos de motivações, incluindo noções de valor intrínseco, cultural, espiritual, etc. (SCBD, 2001; DE GROOT et al., 2006; PEARCE; TURNER, 1990).

Ao tratar da valoração econômica de recursos ambientais, é importante distinguir entre as funções e os serviços do ecossistema. Os valores funcionais do ecossistema físico decorrem de processos físicos, químicos e biológicos, ou dos atributos que contribuem para a automanutenção de um ecossistema (como a proteção do solo, a estabilidade climática, a oferta de habitat para a vida selvagem ou a retenção de nutrientes). Já os serviços do ecossistema são os resultados benéficos, para o ambiente natural ou para as pessoas, que resultam dessas funções do ecossistema (como o controle da erosão, a oferta de água limpa ou as belezas cênicas). A fim de que um ecossistema ofereça serviços aos humanos, é necessária alguma interação com os humanos, ou pelo menos alguma apreciação pelos humanos. Nesse contexto, as funções do ecossistema são neutras de valor, enquanto seus serviços têm valor para a sociedade (KING; MAZZOTTA, 2009; PEARCE; TURNER, 1990). Algumas das principais funções dos ecossistemas, bem como dos bens e serviços delas decorrentes, são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Funções e serviços do ecossistema.

| Bens e serviços | Funções do ecossistema | Exemplos |
|--|---|--|
| 1. Regulação de gases | Regulação da composição química da atmosfera | Balanco do CO ₂ /O ₂ , O ₃ para proteção contra raios UVB, e níveis de SO _x |
| 2. Regulação do clima | Regulação da temperatura global, precipitação e outros processos biologicamente mediados em nível global ou local | Regulação dos gases de efeito estufa; produção de dimetilsulfeto, que afeta a formação de nuvens |
| 3. Regulação de distúrbios ambientais | Capacitância, tamponamento e integridade da resposta do ecossistema a flutuações ambientais | Proteção contra tormentas, controle de inundações, recuperação de secas e outros aspectos da resposta dos habitats à variabilidade ambiental, controlada principalmente pela estrutura vegetal |
| 4. Regulação de água | Regulação dos fluxos hidrológicos | Oferta de água para usos agrícola (irrigação) e industrial (fábricas) ou para transporte |
| 5. Oferta de água | Armazenamento e retenção de água | Oferta de água por bacias hidrográficas, reservatórios e aquíferos |
| 6. Controle de erosão e retenção de sedimentos | Retenção de solos no ecossistema | Prevenção da perda de solo pelo vento, escoamento superficial e outros processo de remoção, armazenagem de areia em lagos e áreas úmidas |
| 7. Formação de solos | Processos de formação de solos | Decomposição de rochas e acumulação de material orgânico |
| 8. Ciclagem de nutrientes | Armazenagem, ciclagem interna, processamento e aquisição de nutrientes | Fixação de nitrogênio, fósforo, potássio e outros elementos ou ciclos de nutrientes |
| 9. Tratamento de dejetos | Recuperação de nutrientes móveis e remoção ou quebra de nutrientes e componentes xênicos em excesso | Tratamento de resíduos, controle de poluição, detoxificação |
| 10. Polinização | Movimento de gametas florais | Suporte a polinizadores para a reprodução das populações de plantas |
| 11. Controle biológico | Regulação trofodinâmica das populações | Controle das espécies de presas por predadores-chave, redução da herbivoria por predadores do topo da cadeia |
| 12. Refúgio | Habitat para populações residentes e migratórias | Berçários, habitats para espécies migratórias e locais, habitats para espécies capturadas localmente ou durante os períodos de inverno |
| 13. Produção de alimentos | A porção da produção primária bruta extraída como alimento | Produção de pescado, caça, grãos, sementes e frutas por meio da pesca, caça, coleta e agricultura de subsistência |
| 14. Matérias-primas | A porção da produção primária bruta extraída como matéria-prima | Produção de madeira, lenha ou forragem |
| 15. Recursos genéticos | Fontes de produtos e materiais biológicos únicos | Medicamentos, produtos para pesquisas em materiais, gens para resistência a patógenos de plantas e pestes de culturas, espécies ornamentais |
| 16. Recreação | Oferta de oportunidades para atividades recreativas | Ecoturismo, pesca esportiva e outras atividades recreativas ao ar livre |
| 17. Cultural | Oferta de oportunidades para usos não comerciais | Valores estéticos, artísticos, educacionais, espirituais e/ou científicos dos ecossistemas |

Fonte: Costanza et al. (1997).

A natureza do valor econômico

A valoração econômica dos bens e serviços ambientais está baseada na noção de disposição a pagar (DAP), que pode ser resumidamente definida como a quantia individual máxima que as pessoas estão dispostas a pagar para prevenir uma perda ambiental ou para garantir um benefício ambiental. Em termos mais gerais, a DAP é a máxima quantia de dinheiro que um indivíduo está disposto a gastar para a aquisição de um dado produto, bem ou serviço, seja ele ambiental ou não. Sempre que adquirimos um bem manifestamos nossa disposição a pagar, trocando dinheiro por esse bem, e por sua vez, nossa DAP deve refletir nossas preferências. A DAP é, assim, um indicador do valor, para um indivíduo, desse bem ou serviço. A disposição a pagar baseia-se em medidas das preferências dos consumidores e, portanto, é determinada por motivações que variam muito entre as pessoas.

A DAP tem sua contrapartida direta nos mercados, onde é formalmente equivalente à curva de demanda – a curva que mede o quanto as pessoas gostariam de consumir de um bem a cada preço. Assim, os preços de mercado refletem a disposição a pagar pela última unidade comprada, e essa disposição a pagar é um sólido indicador do valor econômico. Alguns consumidores estarão dispostos a pagar mais que o preço de mercado e terão, assim, um ganho de bem-estar ao efetivarem a compra, o qual é conhecido como excedente do consumidor (o valor de um bem menos o preço pago por ele) (BARBIER et al., 1996; SCBD, 2001). Por exemplo, se os serviços do ecossistema permitissem um incremento de \$ 50 na produtividade da madeira de uma floresta, então os beneficiários desse serviço deveriam estar dispostos a pagar até \$ 50 por ele. Se a floresta também oferecesse valores estéticos, recreativos e outros valores, de \$ 70, quem recebe esses benefícios deveria estar disposto a pagar até \$ 70 por eles. A quantia que passa de fato pelos mercados, isto é, \$ 50, é a contribuição da floresta para a economia, mas o valor total dos serviços do ecossistema seria de \$ 120 (COSTANZA et al., 1997).

Valorar um recurso ambiental consiste, portanto, em determinar quanto melhor ou pior estará o bem-estar das pessoas decorrente de mudanças na quantidade de bens e serviços ambientais. O que se está medindo, na verdade, é uma mudança de bem-estar. A quantificação na variação de bem-estar está ligada ao conceito de excedente do consumidor, que mede o quão maior seria o bem-estar das pessoas em conjunto. Como o que está sendo medido são variações de bem-estar, não é necessário que os serviços do ecossistema sejam comprados e vendidos em mercados a fim de medir seus valores econômicos. O que é necessário é uma medida da disposição das pessoas a pagar para ter o serviço.

Categorias de valores do ecossistema e o valor econômico total

As duas principais categorias em que normalmente são classificados os valores do ecossistema são os valores de uso e os valores de não uso. Os valores de uso são compostos de três elementos: uso direto, uso indireto e valores de opção. Valor de uso direto (extrativo, consuntivo ou estrutural) deriva principalmente de bens que podem ser extraídos, consumidos ou desfrutados diretamente (madeira, caça, pesca, recreação). Valor de uso indireto (não extrativo ou funcional) deriva principalmente dos serviços que o ambiente oferece (conservação de solo, armazenagem de carbono, etc.). Valor de opção é o valor de manter a opção de uso do bem ou serviço no futuro. Alguns autores também distinguem o valor de quase-opção, que seria o valor de preservar opções para uso futuro dada alguma expectativa de aumento do conhecimento: muito embora algo pareça sem importância hoje, novas descobertas no futuro podem torná-lo valioso (DE GROOT et al., 2006; KING; MAZZOTTA, 2009; SCBD, 2001).

Valores de não uso derivam dos benefícios que o ambiente oferece e que não envolvem uso em qualquer forma, direta ou indiretamente. É o valor intrínseco ou de existência, que reside nos recursos ambientais independentemente de qualquer relação com os seres humanos. É o valor ou a satisfação de saber que uma espécie ou habitat particular existe, mesmo que as pessoas nunca planejem usá-lo, e cuja extinção ou destruição implica em uma sensação de perda (DE GROOT et al., 2006; SCBD, 2001). Os valores de não uso revelam a natureza multifacetada das motivações para conservação, por meio de preocupações com as gerações futuras, com os “direitos” de outros seres sencientes, etc. O valor de legado (aquele que a geração atual recebe por saber que a preservação hoje garante a “oferta” e disponibilidade desses bens às gerações futuras) é, às vezes, considerado como um valor de não uso, mas trata-se essencialmente de um valor de uso (valor de opção), embora pelas gerações futuras (PEARCE; TURNER, 1990).

Muitas outras classificações são utilizadas. Por exemplo, para caracterizar melhor os recursos florestais, Lampietti e Dixon (1995) usam três categorias: valor extrativo (ou consuntivo), valor não extrativo (ou não consuntivo) e valor de preservação (que agruparia os valores de opção e de existência).

Coletivamente esses benefícios todos formam o valor econômico total (VET) de um ecossistema, que é, assim, a soma de todos os valores de uso e não uso. É o VET o valor que é perdido quando um ecossistema é convertido para outros usos ou é seriamente degradado. O VET pode, então, ser calculado somando os valores individuais de uso e não uso, ou buscando uma disposição a pagar que incorpore “o ecossistema” em geral (LOOMIS; WHITE, 1996; SCBD, 2001). Numerosos estudos calcularam o valor econômico dos ecossistemas, e o conceito de VET tornou-se

uma abordagem amplamente usada para avaliar o valor utilitário dos ecossistemas (DE GROOT et al., 2006). Entretanto, a maioria dos métodos de valoração não pretende medir o valor econômico total, mas apenas parte dele (GEN, 2004; PEARCE; WARFORD, 1993).

Métodos de valoração econômica

O conceito de disposição a pagar serve de base para calcular o valor econômico de qualquer bem ou serviço ambiental. Em uma economia competitiva, com um mecanismo de preços não distorcido, os preços de mercado refletem essa disposição a pagar. Mas quando há distorções nos preços (competição imperfeita, controles cambiais, fixação de preço máximo, subsídios, impostos, monopólios, etc.), entre outros fatores, é necessário usar técnicas específicas de valoração, conhecidas como métodos de valoração econômica (BARBIER et al., 1996).

As técnicas de valoração buscam extrair a disposição individual a pagar por uma mudança no nível de oferta de um bem ambiental ou de um conjunto de tais bens e serviços. As abordagens podem envolver a valoração de bens e serviços individuais com subsequente agregação dos valores, ou a valoração de uma mudança no nível da oferta total do ecossistema. Em ambas as abordagens o que está sendo valorado é uma variação (incremento ou decréscimo) na oferta ou disponibilidade desses recursos (SCBD, 2001).

Não há um padrão universalmente aceito para a classificação dos métodos de valoração ambiental existentes, que podem ser classificados segundo diversos critérios, visões e terminologias. Por exemplo, Dixon et al. (1994) classificam as distintas técnicas de valoração em dois tipos: abordagens objetivas (mudanças na produtividade, custos de substituição ou restauração, etc.) e abordagens subjetivas (gastos preventivos, preços hedônicos, custos de viagem, valoração contingente e outros). De Groot et al. (2006) classificam esses métodos em três tipos: valoração direta de mercado, valoração indireta de mercado e estimativa baseada em levantamentos (valoração contingente). Algumas classificações agrupam os métodos em abordagens baseadas em custos (custos evitados, de substituição e de mitigação) e em mudanças na produção de bens comercializáveis. Outra abordagem muito usada os divide em métodos da função de produção (produtividade marginal e dos mercados de bens substitutos) e métodos da função demanda (mercado de bens complementares, preços hedônicos, custos de viagem e valoração contingente).

Uma forma didática em que muitos autores (DE GROOT et al., 2006; PEARCE; TURNER, 1990; SERÔA DA MOTTA, 1998) costumam dividir os métodos de valoração econômica é a que os classifica em métodos da função de produção, ou indiretos, e métodos da função de demanda, ou diretos.

Os métodos indiretos são aqueles aplicados quando o recurso ambiental é um insumo ou um substituto de um bem ou serviço privado. Isto é, quando variações na quantidade ou qualidade de bens e serviços ambientais conduzem a mudanças na produção ou no consumo de um bem ou serviço privado. Nesse caso, o preço de mercado do bem ou serviço privado é utilizado para estimar o valor econômico do bem ou serviço ambiental. São métodos indiretos, porque o valor das mudanças na quantidade dos bens e serviços privados comercializáveis é tomado como uma medida indireta dos benefícios ou das perdas decorrentes da mudança no recurso ambiental. E, também, porque não estimam a DAP diretamente: estimam relações entre uma causa (poluição) e o seu efeito não monetário (dano), para, só então, aplicar a DAP. Na ausência de mercado para o produto privado afetado, a estimativa é baseada em bens substitutos. Por exemplo, o nível de nutrientes no solo (perdidos pelo desmatamento) afeta a qualidade do solo (recurso ambiental) que afeta a produção agrícola (produto privado): o valor da produção perdida mede indiretamente a qualidade do solo. O gasto com o uso de fertilizantes para manter a produtividade agrícola em áreas onde o solo foi degradado é outro exemplo (DE GROOT et al., 2006; PEARCE; TURNER, 1990; SERÔA DA MOTTA, 1998).

Os métodos indiretos são classificados em razão de o recurso ambiental ser considerado um insumo ou um substituto de um bem ou serviço privado e subdividem-se em método da produtividade marginal e métodos de bens substitutos (custos de reposição, custos de realocação, custos de controle ou prevenção e gastos defensivos ou evitados).

Os métodos diretos são aqueles que estimam o valor econômico dos bens ou serviços ambientais com base em funções de demanda para esses recursos, ou seja, diretamente da DAP das pessoas (preferência revelada). Pressupõem que a variação da disponibilidade do recurso ambiental (qualidade ou quantidade) afeta o bem-estar das pessoas, alterando sua disposição a pagar. Essas funções de demanda (ou a DAP) podem ser derivadas de bens ou serviços privados complementares ao recurso ambiental ou derivadas de mercados hipotéticos construídos especificamente para o recurso ambiental em análise. São os únicos métodos capazes de captar valores de não uso e são aplicáveis em quaisquer situações na qual não existem valores de mercado (DE GROOT et al., 2006; PEARCE; TURNER, 1990; SERÔA DA MOTTA, 1998).

Os métodos diretos podem ser classificados em função da maneira de captação da DAP sobre as preferências das pessoas. Quando as preferências são reveladas por meio de mercados reais (bens complementares), os métodos são o de preços hedônicos e o de custos de viagem. Se as preferências são reveladas por meio de mercados hipotéticos, o método é conhecido como método de valoração contingente.

O uso desses métodos para medir os valores dos bens e serviços ambientais foi popularizado por sua utilidade em estudos de transferência de benefícios, entendida como transferência de valores, especialmente valores ambientais, de uma situação para outra (DESVOUSGES et al., 1998; GEN, 2004). O método de transferência de benefícios usa os resultados de estudos de valoração já realizados e implementados para seus propósitos e contextos específicos, para avaliar escolhas políticas em outros contextos. Valores de uso recreativo são relativamente fáceis de transferir. Por exemplo, os benefícios da pesca esportiva em uma determinada região podem ser estimados pelo uso das medidas de valor de algum estudo de pesca esportiva realizado em outra região (KING; MAZZOTTA, 2009). A transferência de valores envolve ajustamentos decorrentes das diferenças entre os estudos, e a literatura (DESVOUSGES et al., 1998) já determinou os procedimentos básicos para fazer esses ajustamentos nos valores.

Há uma vasta literatura sobre os métodos de valoração monetária (DALTON; COBOURN, 2003; DEFENDERS OF WILDLIFE, 2008; SCBD, 2005). Um resumo dos principais métodos é apresentado na Tabela 2.

A despeito da popularidade desses métodos de valoração ambiental e de seu uso em análises de custo-benefício (isto é, para tomada de decisões), eles são controversos e há ampla discussão sobre sua confiabilidade e validade e sobre suas implicações normativas. A Tabela 3 resume os principais argumentos dos proponentes e oponentes das técnicas de valoração ambiental, agrupando-os em proponentes fortes e marginais e em oponentes fortes e marginais (GEN, 2004).

É preciso lembrar, ainda, que a adoção de cada método depende do objetivo da valoração, das hipóteses assumidas, da disponibilidade de dados e do conhecimento da dinâmica ecológica daquilo que está sendo valorado (SERÔA DA MOTTA, 1998), e que cada método apresenta limitações em sua cobertura de valores, a qual em geral está associada ao grau de sofisticação metodológica e de dados exigida, às hipóteses sobre o comportamento do consumidor e aos efeitos do uso do ambiente sobre os recursos e em outros setores da economia. Além disso, tais métodos nunca conseguem captar completamente as várias percepções e definições de valor e valoração, só o fazendo até certo ponto (DE GROOT et al., 2006). Finalmente, há muitos argumentos convincentes que afirmam que a disposição a pagar (ou a aceitar compensação) não é o único critério que serve de base para tomar decisões com respeito ao uso do ambiente (BARBIER et al., 1996).

Neste trabalho, é adotada visão coincidente com a dos proponentes, isto é, consideramos válido medir o valor econômico dos bens e serviços ambientais.

Tabela 2. Métodos de valoração monetária do meio ambiente.

| Métodos | Descrição | Exemplos |
|--|---|---|
| 1. Indiretos (relações físicas / comportamento presumido) | | |
| Método da produtividade marginal (função dose-resposta) | Estima valores econômicos para bens e serviços ambientais que são usados para a produção de itens comercializados no mercado | O valor do solo (não seu preço, mas sua capacidade de produção) é medido pela perda de produtividade quando suas características são degradadas |
| Custo de substituição ou reposição | Alguns serviços podem ser substituídos por sistemas feitos pelo homem; O custo de restaurar ou repor é entendido como uma medida de seu benefício | O valor da recarga de aquíferos pode ser estimado dos custos de obter água de outras fontes; Reflorestamento |
| Custo de realocização | Estima os custos de realocar uma atividade física em razão de um recurso ambiental degradado | Reposicionamento da tomada de água de um sistema de abastecimento em razão da poluição de um manancial no ponto de captação |
| Custos de controle ou de prevenção ou de mitigação | Similar ao custo de reposição, mas para evitar a ocorrência de danos potenciais | Sistemas de esgoto para evitar a poluição de rios; Controle de emissão de poluentes na atmosfera |
| Custos evitados (do dano evitado) ou gastos defensivos | Serviços que permitem à sociedade evitar custos incorridos na ausência de tais serviços | O valor do serviço de controle de inundações pode ser calculado do dano estimado (gastos de reconstrução) se o serviço não existisse |
| 2. Diretos (comportamento revelado) | | |
| Método do custo de viagem | O uso dos serviços do ecossistema pode requerer viagens, e os custos associados podem ser vistos como reflexo desse valor implícito | Parte do valor recreativo de um local é refletido no tempo e dinheiro que as pessoas gastam enquanto viajando para o local |
| Método dos preços hedônicos | Estima valores econômicos para serviços ambientais que afetam diretamente os preços de mercado de algum outro bem privado | Ar limpo e vista para o mar aumentam o preço de bens imóveis circunvizinhos (o valor ambiental é determinado por bens complementares) |
| Método da valoração contingente | Este método pergunta às pessoas quanto elas estariam dispostas a pagar (ou que compensação aceitar) por serviços específicos por meio de questionários ou entrevistas | Esta é a única forma de estimar valores de não uso; por exemplo, um questionário pode pedir aos entrevistados que expressem sua disposição a pagar para incrementar o nível de qualidade em um rio de modo que eles possam usufruir de atividades como nadar, andar de barco e pescar |
| Valoração em grupo | O mesmo que a valoração contingente, mas como um processo grupal interativo | O mesmo que a valoração contingente |
| 3. Transferência de benefícios | | |
| Transferência de benefícios | Usa resultados de outras áreas similares para estimar o valor de um determinado serviço no local de estudo | Quando realizar uma pesquisa original é caro ou intensivo em dados, a transferência de benefícios pode ser usada |

Fonte: Elaborado a partir de Serôa da Motta (1998) e de Groot et al. (2006).

Tabela 3. Principais controvérsias em valoração ambiental.

| Especificação | Proponentes fortes | Proponentes marginais | Oponentes marginais | Oponentes fortes |
|---------------------------------------|---|---|--|---|
| Posição | Os instrumentos de valoração são válidos e confiáveis. | Os instrumentos de valoração têm vulnerabilidades, mas a monetização de bens ambientais é necessária. | A valoração monetária é uma boa ideia, mas o estado da arte é muito problemático. | A ética utilitária é inapropriada para julgar políticas ambientais. |
| Argumentos mais fortes | A teoria é válida, e os métodos são confiáveis, mas não são precisos. Refletem as trocas reais que as pessoas fazem. A valoração é ética e prática. | Alguma estimativa de valor monetário é melhor que nenhuma. Deve-se ter muito cuidado na implementação e interpretação dos resultados. Não há alternativas melhores. | Os métodos não são objetivos nem confiáveis. A abordagem não considera as desigualdades. | Os valores que as pessoas colocam nos bens ambientais não são baseados no mercado nem são utilitaristas. O comportamento humano não segue a teoria econômica. |
| Exemplos de líderes de opinião | A. M. Freeman III J. Loomis Painel do NOAA | | M. Sagoff H. Gintis S. Kelman | |

O valor do Pantanal

O valor econômico total (VET) de um recurso ambiental é a soma de seus valores diretos, indiretos, de opção e de existência. Embora o VET englobe valores que podem sobrepor-se, a superestimava resultante da agregação de todos os tipos de valores não é muito severa na maioria dos casos (TORRAS, 2000). Os valores utilizados neste trabalho foram obtidos de outros estudos, a maioria realizados para o Pantanal, como apresentamos a seguir. Em alguns casos, como o de produtos florestais não madeireiros (PFNM), bastante usados na literatura mundial e bastante estudados, não há estimativas para o Pantanal, e foram utilizados resultados médios de outras regiões (transferência de benefícios). Todos os resultados foram padronizados para uma base comum, em dólares americanos por hectare por ano, a preços constantes de 2007 (corrigidos pela inflação). Calcular valores por hectare para o Pantanal implica que toda a vasta extensão da região tenha uma “qualidade” uniforme, simplificação que se tornou necessária pela limitação de dados disponíveis.

De forma geral, os valores econômicos resultantes dos estudos de valoração devem ser vistos como ordens de magnitude, e não representam necessariamente valores absolutos, pois dependem de fatores contextuais da área (densidade de população, níveis de renda, etc.) e do próprio estudo (método de valoração aplicado, restrições orçamentárias e de tempo, etc.) e podem ser baseados na utilização total da área ou não. Algumas áreas, como o Pantanal, podem ter enormes valores ecológicos e socioculturais, e o valor econômico é somente uma fração do valor total. Já outras áreas podem ter baixo valor econômico em comparação com as demais, principalmente se alguns benefícios são subexplorados (e, portanto, não refletidos em seu valor econômico), como é comum, por exemplo, com o turismo em áreas úmidas.

Valor de uso direto

No caso do Pantanal, os valores relacionados ao uso direto dos recursos naturais incluem, por exemplo, madeira comercial, lenha, matérias-primas (resinas, látex e tinturas) e alimentos (frutas, nozes, caça e pesca). O turismo e o ecoturismo também constituem valor de uso direto, embora não extrativo.

Produtos madeireiros

A madeira é usualmente o produto mais valioso das florestas, de modo que os processos para sua produção tendem a influenciar todas as outras decisões de manejo, particularmente em países em desenvolvimento, nos quais a maximização das receitas da produção de madeira normalmente dirige as decisões de manejo (LAMPIETTI; DIXON, 1995). Há grande variedade de produtos e subprodutos que têm a madeira como fonte principal de matéria-prima. Os usos tradicionais da madeira

Schwenk e da Silva (2001) identificaram 86 espécies vegetais utilizadas pela comunidade da Morraria do Mimoso (Pantanal norte), das quais 48% são de madeiras úteis, utilizadas em várias benfeitorias, como construções de móveis, casas, canoas, remos, mourões, currais, palanques, cochos, tábuas, vigas, pilão e mão de pilão ou cabo de ferramenta. Desses 48% de espécies, 81% têm outra utilidade (medicinal, comestível, etc.). Esses autores afirmam que a vegetação natural do Pantanal, principalmente a floresta, embora ainda conservada, apresenta-se em vários níveis de conservação em decorrência da pressão seletiva exercida pelas comunidades humanas sobre determinadas espécies de valor econômico. A retirada e comercialização de madeiras nobres e a exploração extrativista da lenha são significativas nas regiões próximas a Cuiabá e a outras cidades populosas da porção norte (MT) da Bacia do Alto Paraguai. Algumas espécies, como a aroeira (*Myracrodruon urundeuva*) são insubstituíveis na construção de currais, cercas, galpões e outras benfeitorias das propriedades rurais, por sua resistência às cheias. E a lenha tem sido intensivamente utilizada na indústria de cerâmicas, em olarias, frigoríficos, padarias, secadores de sementes, etc. Em determinados ambientes e comunidades (como a Morraria do Mimoso), aqueles autores verificaram que muitas espécies, principalmente as de “madeira nobre”, estão desaparecendo e só são encontradas na fase jovem, mas não há preocupação com a sua reposição. Segundo Rieder et al. (2001, p. 16) “no passado, o Pantanal era rico em mogno e outras madeiras de lei, mas hoje resta quase nada devido a derrubadas, queimadas e comércio de madeiras”.

O valor madeireiro de áreas florestadas do Pantanal (mata, cerradão e cerrado) foi estabelecido com base no trabalho de Seidl et al. (2001). As informações biológicas e econômicas necessárias para estimar a receita líquida potencial que um fazendeiro poderia esperar do corte de um hectare de mata, cerradão e cerrado, foram baseadas em observações de três áreas experimentais (30 quadrantes em cada área), em entrevistas com proprietários de serrarias, fazendeiros e marceneiros locais, e na literatura existente. Três taxas de crescimento (baixa, média e alta) foram utilizadas para estabelecer cenários sustentáveis de corte para cada espécie. A receita líquida média da extração não sustentável também foi estimada.

Os lucros estimados dependem dos custos de transporte que são pagos pelas serrarias, e a maioria das fazendas está fora da zona economicamente viável para o comércio de madeira com a atual infraestrutura rodoviária. Além disso, os retornos estimados foram, em geral, menores que o custo de oportunidade da área ocupada com pastagem cultivada. Apenas 4 das 13 espécies estudadas geram retornos superiores, 1 em área de cerradão e 4 em áreas de mata. Os autores concluíram que as principais restrições para a extração economicamente sustentável da madeira no Pantanal são a distância aos mercados, a falta de infraestrutura rodoviária (alto custo do transporte do produto bruto) e de beneficiamento da madeira e a baixa taxa de crescimento anual da maioria das espécies arbóreas

com potencial comercial (entre 2,5% e 5,1% a.a., dependendo da espécie). Mudanças nesses fatores, particularmente na infraestrutura rodoviária, viabilizam economicamente a exploração da maioria das espécies. Por isso, na análise que ora fazemos sobre o valor do Pantanal, foram considerados os valores potenciais que um fazendeiro poderia obter de um hectare de mata, cerrado e cerradão por ano.

Lenha e carvão

Não foram encontradas estimativas para o valor da lenha e do carvão extraídos no Pantanal. Assume-se que esse valor está incluído na função “oferta de matérias-primas” do ecossistema, isto é, como valor de uso indireto. A literatura (BRANDER et al., 2006; SCHUYT; BRANDER, 2004;) indica que a coleta de lenha está entre os menores valores das áreas úmidas, embora alguns estudos mostrem que o valor da lenha e do carvão pode ser bastante significativo em alguns países, em termos da renda familiar. A lenha e o carvão dificilmente são comercializados internacionalmente e, por isso, não são considerados itens de comércio.

Produtos florestais não madeireiros

Um produto florestal não madeireiro (PFNM) é literalmente todo e qualquer recurso natural de uma floresta que não é madeira. É um conceito inexacto, já que é definido pelo que não é em vez de ser definido pelo que é, bem como complexo, porque abrange uma gama enorme e variada de recursos naturais (NEUMANN; HIRSCH, 2000). Os usos extrativos dos PFNM incluem, entre outros: captura de animais para comércio ou uso sustentável, incluindo caça e pesca para alimentação; coleta de produtos vegetais, como látex, goma, mel, amêndoas, frutas, flores, sementes, especiarias, etc.; produtos vegetais para uso medicinal, como folhas, raízes, cascas, sementes, etc.; forragem para animais; materiais para confecção de artefatos diversos e artesanato; produtos vegetais para cobertura e abrigo (SCBD, 2001). Sampaio e Sampaio (1999) descrevem detalhadamente as várias utilidades das florestas nativas. A extração de PFNM pode ou não ser sustentável. Segundo Chomitz e Kumari (1996), produtos oriundos de sistemas agroflorestais não devem ser considerados como PFNM, pois tais sistemas são uma forma de conversão das florestas. Esta seção trata dos PFNM extrativos (uso consuntivo).

É difícil valorar os PFNM, e essa dificuldade está relacionada a algumas de suas características: (a) em geral, não há informação adequada sobre preços e quantidades; (b) podem ser não excludentes (e, assim, subvalorados); (c) não se conhece muito sobre a dimensão biológica dos PFNM e suas relações com as variáveis ecológicas; (d) requerem longo tempo para produzir certos tipos de benefícios; e (e) são produtos conjuntos (têm múltiplos benefícios) (LAMPIETTI; DIXON, 1995).

Segundo a Convenção sobre Diversidade Biológica (SCBD, 2001), os PFNM são importantes pelos benefícios que proporcionam para as comunidades que deles se utilizam e não tanto em termos de seu valor econômico por hectare. O argumento é que as populações que usam tais recursos são comparativamente pequenas, de modo que multiplicar valores monetários por hectare por um pequeno número de famílias resulta em valores relativamente pequenos. Além disso, o valor dos PFNM, quando expresso por hectare, depende muito da existência e proximidade dos mercados e, dessa forma, varia muito com a localização geográfica. Lampietti e Dixon (1995) afirmam que, embora seja útil para comparar estudos, o valor por hectare não é muito útil em estimar valores absolutos, porque cada hectare contribui diferentemente para o excedente do consumidor (por exemplo, pelas restrições de acesso entre diferentes áreas de uma floresta). Assim, esses produtos têm valor principalmente por representarem uma parcela significativa da renda das famílias, e alguns estudos mostram, efetivamente, que tais valores podem ser extremamente importantes para algumas comunidades (NEUMANN; HIRSCH, 2000). Kant et al. (1996), por exemplo, mostram que a renda das famílias em Bengala aumentou entre 20% e 30% graças à renda dos PFNM, e que o efeito é ainda maior para as famílias mais pobres.

Godoy e Lubowski (1992) e Godoy et al. (1993) fizeram uma revisão de vários estudos que estimaram o valor econômico dos PFNM, com o objetivo de identificar as diferenças metodológicas e os erros responsáveis pela grande variação nos valores encontrados na literatura. Eles discutem os principais problemas encontrados e sugerem diretrizes para desenvolver tais estudos de modo a garantir maior confiabilidade aos resultados e permitir comparação entre eles. Lampietti e Dixon (1995) compararam os resultados de estudos em países desenvolvidos e em desenvolvimento. A revisão feita por Pearce (1998) teve como objetivo principal verificar se o valor dos PFNM justifica, em termos econômicos, a conservação de florestas. Mais recentemente, Gram (2001), Neumann e Hirsch (2000) e SCBD (2001) também revisaram vários estudos, com os primeiros autores tratando principalmente dos PFNM comercializáveis (produtos para o mercado). Essas novas revisões de literatura referendaram as considerações das revisões anteriores.

O que fica claro dos estudos revisados é que, por um lado, enquanto há crescente entendimento e aceitação da importância econômica dos PFNM, especialmente para os pobres, não é fácil chegar a conclusões gerais e fazer comparações entre os estudos em decorrência da utilização de diferentes métodos e procedimentos de valoração (GRAM, 2001; NEUMANN; HIRSCH, 2000; SCBD, 2001). Além disso, as diretrizes apresentadas por autores como Godoy e Lubowski (1992) e Godoy et al. (1993) para tais estudos não têm sido seguidas, e os resultados continuam variando amplamente para uma exceção (GRAM et al., 2001). Assim, o conhecimento atual sobre a importância dos PFNM parece estar baseado em alicerces dúbios.

Por outro lado, argumentos anteriores de que o valor dos PFNM (mais extração sustentável de madeira) poderia exceder aqueles da conversão de florestas para outros usos, tais como o de Peters et al. (1989), têm sido desacreditados em decorrência de problemas metodológicos nesses estudos (GRAM et al., 2001) e por resultados de pesquisas mais recentes (SCBD, 2001). Pearce (1998) mostra que os valores de muitos PFNM têm sido exagerados na literatura e que tais valores só podem justificar a conservação de florestas em um número limitado de casos. Homma (1993) também considera que as atividades extrativas não podem ser consideradas como opção para conservar áreas florestadas.

Com base na revisão que realizaram em 24 estudos, Godoy et al. (1993) sugerem um valor médio para os PFNM de cerca de US\$ 50,00 ha⁻¹ ano⁻¹, mesmo valor sugerido por Pearce (1998), enquanto Lampietti e Dixon (1995) sugerem um valor de cerca de US\$ 70,00 ha⁻¹ ano⁻¹. Tais valores provavelmente não são competitivos com muitos valores de conversão da terra para outros usos. A extrapolação desse valor “de base” para toda a floresta pode constituir um sério erro. Certamente há situações em que valores maiores são obtidos, assim como em muitos casos tais valores podem exagerar as receitas líquidas. Normalmente valores mais altos estão relacionados aos produtos facilmente acessíveis e valores mais baixos, aos produtos relativamente inacessíveis, em decorrência dos custos de acesso, extração e transporte (SCBD, 2001).

Não foram encontradas estimativas do valor econômico de PFNM extrativos para o Pantanal na literatura revisada. A flora do Pantanal, entretanto, é bem conhecida, e há variedade de produtos florestais extrativos no Pantanal com mercado local e, algumas vezes, com mercado potencial mais amplo. Coutinho et al. (1997) listam mais de 50 especiarias, 20 frutas e legumes, 5 ervas medicinais, 5 espécies madeireiras, e uma dúzia de usos artesanais de áreas florestadas e de pastagens nativas do Pantanal que atualmente têm mercado local e nacional. Pott e Pott (1994) descrevem os usos de 500 plantas fanerógamas (com flor) da região e sua utilização atual ou potencial como alimento para fauna e humanos, apícola, forrageira, frutífera, madeireira, medicinal, tóxica, como invasora e por sua raridade. No Pantanal norte, Souza e Guarim Neto (1996) e Gonçalves (1996) citam mais de 100 plantas usadas para propósitos medicinais, e Schwenk e da Silva (2001) listam 86 espécies usadas para múltiplas finalidades. Ainda no Pantanal norte, Amorozo (2002) identificou 228 espécies de uso terapêutico em 3 comunidades rurais, das quais 56% são nativas, 41% são cultivadas e 3% são exóticas (compradas).

Rieder et al. (2001) afirmam que os locais anteriormente acessíveis para extração de PFNM (flora e fauna) perto das cidades que margeiam o Pantanal perderam progressivamente suas riquezas. Schwenk e da Silva (2001) também argumentam que, em determinados ambientes do Pantanal, muitos recursos naturais de uso cotidiano (em particular a vegetação) estão esgotados ou em via de esgotamento pela pressão de uso. Schwenk e da Silva (2001) observam que, em certos locais

do Pantanal onde a extração de PFM é relevante, como em comunidades de origem indígena mais ou menos isoladas (mas já aculturadas), muitas espécies consideradas de grande uso ou valor econômico estão desaparecendo pela pressão de extração. Em comparação com áreas próximas com menor intensidade de uso, essas áreas têm menor número de indivíduos e menor quantidade de espécies. Entretanto, a literatura (HOMMA, 1993; OLSEN, 1997) tem mostrado que a extinção econômica (quando os custos de coleta excedem o valor dos benefícios) impede a extinção botânica.

Em termos da fauna, várias espécies do Pantanal podem ter potencial de aproveitamento. O porco-monteiro (*Sus scrofa*) – porco doméstico asselvajado – é “manejado” como a principal caça de subsistência pelos peões pantaneiros, que capturam, castram e soltam os leitões machos e abatem a tiros os capados e as porcas adultas eventualmente encontradas posteriormente (EMBRAPA, 1993). A viabilidade de extrair naturalmente (manejo sustentável) algumas espécies animais no Pantanal está determinada para o jacaré – *Caiman crocodilus yacare* – (BREYER, 1987; COUTINHO; CAMPOS, 2005), a capivara – *Hydrochaeris hydrochaeris* – (ALHO et al., 1987a, 1987b) e a ema – *Rhea americana* – (HASENCLEVER et al., 2004), embora riscos negativos potenciais possam surgir quando do manejo efetivo, como excesso de exploração e dificuldades de fiscalização (CAMPOS et al., 2005). Todas essas espécies têm mercado local de carne e de subprodutos (couro, óleos, penas e ovos, por exemplo), e com a possível exceção da capivara, todas têm, também, mercado nacional e internacional.

Entretanto, a renda potencial dos produtos florestais nem sempre pode ser facilmente apropriada. Tipicamente, os mercados locais de tais produtos comercializam baixos volumes e são facilmente sujeitos a condições de excesso de oferta. Os custos de transporte normalmente são altos, e a renda econômica gerada muitas vezes vai para fora da região de produção (SEIDL et al., 2001). Além disso, a maior parte da população rural não tem aspirações pessoais para se dedicar somente às atividades extrativas (HOMMA, 1993). E o argumento comum de preservar pelo potencial para descoberta de novos produtos farmacêuticos provavelmente não gera motivação suficiente para que os pantaneiros conservem o habitat. Além disso, as habilidades requeridas para desenvolver mercados nacionais e internacionais e estabelecer canais de comercialização, assim como o conhecimento dos mercados, são escassas no Pantanal, de modo que explorar novos mercados (e mesmo mercados nacionais e internacionais existentes) provavelmente requer investimento significativo. Há, ainda, barreiras regulatórias que persistem e um histórico de caça ilegal mal visto pela opinião pública e prejudicial à eficiência dessas alternativas (GOWDY, 1997). Finalmente, mesmo quando fluxos de caixa são gerados por meio da criação de mercados, nem todo o valor econômico pode ser apropriado e pode haver impactos culturais e ambientais

não pretendidos (SCBD, 2001). Assim, muitos dos usos identificados no Pantanal para os PFNM são principalmente hipotéticos.

Outros fatores, específicos do Pantanal, também sugerem que o valor econômico por hectare dos PFNM na região é baixo. Por exemplo, a grande maioria da população que vive no interior do Pantanal é constituída por trabalhadores que cuidam do gado, assalariados (com o salário frequentemente incluindo outras formas de pagamento, como alimentação, moradia e participação na produção), e, portanto, menos dependentes dos recursos da floresta. Assim, os PFNM tendem a ser pouco importantes em termos de participação percentual na renda das famílias pantaneiras, com a possível exceção da pesca, que está restrita às populações ribeirinhas, pois os peões não costumam pescar. Como a densidade populacional dentro do Pantanal é baixa, menor que 1 hab km⁻² (IBGE, 2006), o valor agregado por hectare também tende a ser pequeno.

Em resumo, a literatura mostra que o valor por hectare dos PFNM tende a ser baixo. Não encontramos informações sobre o valor econômico desses produtos para o Pantanal na revisão bibliográfica que realizamos. Em virtude da falta de informação, adotamos a média (em US\$ ha⁻¹ ano⁻¹) dos valores médios sugeridos por Godoy et al. (1993), por Lampietti e Dixon (1995) e por Pearce (1998).

Ecoturismo

O ecoturismo é uma atividade crescente e constitui um valor de uso não extrativo importante em muitas áreas úmidas. Porém, nem sempre os lucros líquidos vão para os usuários ou proprietários locais, e frequentemente vão para agentes de turismo que não residem na região ou mesmo no país. Alguns locais ecoturísticos atraem grande número de visitantes e, conseqüentemente, têm altos valores por hectare. Entretanto, tais valores variam amplamente com o local e a natureza das atrações, de modo que é difícil sugerir valores representativos dos diferentes ecossistemas (de florestas tropicais, de áreas úmidas, etc.). Por exemplo, SCBD (2001) apresenta valores variando entre US\$ 1,00 ha⁻¹ até US\$ 2.305,00 ha⁻¹ para as florestas tropicais.

Turismo rural, arqueológico (PEIXOTO; BOEIRA, 1996) e ecoturismo (BORDEST et al., 1996; COUTINHO et al., 1997; GEIST 1994; GOWDY 1997) podem servir como incentivos econômicos para a conservação do Pantanal. Nos parques nacionais dos Estados Unidos, o benefício econômico total da proteção da vida selvagem foi estimado por Geist (1994) em mais de US\$ 70 bilhões. Costanza et al. (1997) estimaram um valor de US\$ 574 ha⁻¹ ano⁻¹ para as atividades recreativas em áreas úmidas da terra e de US\$ 491 ha⁻¹ ano⁻¹ em planícies alagáveis. Moraes e Seidl (1998) calcularam que os 46.000 pescadores esportivos que visitaram o Pantanal sul em 1995 gastaram US\$ 36 milhões. Além disso, a razão principal para as viagens desses pescadores ao Pantanal não era pegar peixes grandes, muitos peixes ou peixes raros ou exóticos. O principal fator motivador foi experimentar o

ambiente natural sem igual do Pantanal, incluindo a observação da vida selvagem. Isso indica um grande potencial para o turismo voltado à natureza, incluindo ecoturismo. Mas o desenvolvimento do ecoturismo no Pantanal sofre dos mesmos fatores limitantes potenciais do turismo mais geral: falta de planejamento, fraca infraestrutura de comunicação, falta de tratamento de água e esgoto sanitário, mão de obra pouco treinada, etc. (BORDEST et al., 1996).

O valor da pesca esportiva no Pantanal brasileiro foi medido por Shrestha et al. (2002) usando o método do custo de viagem. Um dos objetivos foi fornecer argumentos econômicos para o processo de valoração, ao captar valores de não uso dos serviços do ecossistema Pantanal. O estudo mostra que o bem-estar social total (medido pelo excedente do consumidor) decorrente da pesca esportiva no Pantanal brasileiro varia de US\$ 35,10 milhões a US\$ 56,40 milhões (em dólares de 1994). Foram estimados modelos de demanda por viagens de pesca esportiva usando uma variedade de especificações econométricas: linear, não linear, Poisson, Poisson truncado, binomial negativo e binomial negativo truncado. Os modelos com melhor desempenho foram os modelos de mínimos quadrados não lineares, Poisson truncado e binomial negativo truncado. Em geral, os sinais e a significância dos coeficientes estimados foram consistentes com a teoria econômica e com estudos de recreação anteriores. Com base no desempenho dos modelos, foram derivadas estimativas do excedente do consumidor. Os pescadores esportivos registraram alto prêmio de preço pela oportunidade de pescar no Pantanal, que variou de US\$ 86,35 a US\$ 138,91 por dia por pescador, em média. Esse excedente é muito mais alto que as estimativas médias encontradas em estudos anteriores. Por exemplo, em estudo realizado nos Estados Unidos, Loomis et al. (1999) calcularam o valor da pesca recreativa em US\$ 32,83 por dia por pessoa (em dólares de 1996) usando meta-análise. Entre vários estudos de pesca esportiva feitos em outros países que não os Estados Unidos, Shrestha e Loomis (2001) registram que Kerr (1996), na Nova Zelândia, estimou um valor entre US\$ 34,45 e US\$ 69,97 por dia por pescador (em dólares de 1986). O valor mais alto do excedente do consumidor encontrado no Pantanal é influenciado por valores de não uso que os pescadores experimentam por estarem em um lugar único como o Pantanal e é consistente com o maior valor da recreação ao ar livre (24%) encontrado em ecossistemas selecionados do mundo quando comparados com os excedentes médios do consumidor calculados para os Estados Unidos.

Os dois estudos que estimaram o valor da pesca esportiva no Pantanal brasileiro utilizando o método do custo de viagem – o de Moraes e Seidl (1998) e o de Shrestha et al. (2002) – foram considerados em nossa análise. Os valores dos excedentes do consumidor (calculados com base no total de viagens e no gasto por viagem de cada visitante) obtidos nesses estudos foram convertidos para valores por ha ano⁻¹, já que são conhecidas a área de estudo e o tamanho da população pertinente, e utilizados como uma *proxy* para o valor do ecoturismo, já que a razão principal para as visitas não foi a pesca, e sim o ambiente natural do Pantanal.

Valor de uso indireto: funções do ecossistema

As estimativas dos valores de uso indireto (funções ecológicas do ecossistema) foram baseadas no trabalho de Seidl e Moraes (2000). Esses autores reestimaram para o Pantanal da sub-região da Nhecolândia os cálculos feitos por Costanza et al. (1997) no artigo “The value of world’s ecosystem services and natural capital”. Costanza et al. (1997) calcularam valores globais médios de 17 tipos de serviços do ecossistema, em 16 biomas, entre eles o Pantanal, que foi considerado uma área úmida de valor distintamente alto (cerca de US\$ 10 mil por hectare por ano), ou um *hotspot* global. O estudo de Seidl e Moraes (2000), além de verificar a sensibilidade do estudo original a dados mais detalhados e precisos, já que localmente derivados, também teve por objetivo compreender melhor como a população que vive no Pantanal pode se beneficiar dos enormes valores que os serviços do ecossistema Pantanal proporcionam no nível global.

O valor total anual dos bens e serviços do ecossistema para o Pantanal brasileiro (sub-região da Nhecolândia) estimado por Seidl e Moraes (2000) foi de cerca de US\$ 15,64 bilhões ou US\$ 5 milhões por residente, aproximadamente a metade do valor calculado por Costanza et al. (1997). Essa diferença foi atribuída ao maior conhecimento da heterogeneidade biofísica regional, principalmente mais seca, que não puderam ser captadas pela escala global dos cálculos de Costanza et al. (1997). Estes autores consideraram uma paisagem homogênea de áreas alagadas, presumivelmente continuamente inundadas, enquanto Seidl e Moraes (2000) consideraram uma estação seca de aproximadamente oito meses na Nhecolândia. Embora os dados locais tenham diminuído a contribuição total do Pantanal para os serviços globais do ecossistema para aproximadamente a metade, a magnitude dos valores é surpreendente para uma região onde as pessoas em geral são muito pobres (salário mínimo menor que US\$ 100 em 2007) e onde o valor de troca das terras com pastagens varia entre US\$ 100 e US\$ 300 por hectare.

Observando a contribuição relativa dos diferentes serviços para o valor total estimado (Tabela 4), nota-se que os serviços de oferta de água e controle de distúrbios contribuem com cerca de 2/3 do valor total anual estimado por hectare, aproximadamente US\$ 2.000 e US\$ 1.750, respectivamente. Tratamento de dejetos, valor cultural e regulação de água contribuem cada um com valores substanciais, entre 6% e 9% do total (aproximadamente US\$ 500, US\$ 425 e US\$ 380, respectivamente). Ciclagem de nutrientes, recreação e habitat dão contribuição menor ao valor total anual (entre 1,5% e 3%), e os demais serviços (9 categorias) respondem pelos quase 6% restantes. No presente estudo, a contribuição relativa dos diferentes serviços (em US\$ ha⁻¹ ano⁻¹) para o valor total estimado foi agregada e corrigida para preços de 2007.

Tabela 4. Valor dos serviços anuais do ecossistema estimados para o Pantanal da Nhecolândia, MS.

| Categorias de serviços do ecossistema | US\$ (1994) x 10 ⁶ | Escore | % | US\$ (1994) por ha ano ¹ |
|---------------------------------------|-------------------------------|----------|---------------|-------------------------------------|
| 1. Regulação de gás | 181,31 | 10 | 1,16 | 67,35 |
| 2. Regulação do clima | 120,50 | 13 | 0,77 | 44,76 |
| 3. Regulação de distúrbios | 4.703,61 | 2 | 30,07 | 1.747,19 |
| 4. Regulação de água | 1.019,82 | 5 | 6,52 | 378,81 |
| 5. Oferta de água | 5.322,58 | 1 | 34,02 | 1.977,11 |
| 6. Controle de erosão | 170,70 | 11 | 1,09 | 63,41 |
| 7. Formação de solo | 60,22 | 14 | 0,38 | 22,37 |
| 8. Ciclagem de nutrientes | 498,21 | 6 | 3,18 | 185,06 |
| 9. Tratamento de dejetos | 1.359,64 | 3 | 8,69 | 505,05 |
| 10. Polinização | 33,03 | 15 | 0,21 | 12,27 |
| 11. Controle biológico | 30,39 | 16 | 0,19 | 11,29 |
| 12. Habitat/refúgio | 285,04 | 8 | 1,82 | 105,88 |
| 13. Produção de alimentos | 143,76 | 12 | 0,92 | 53,40 |
| 14. Matérias-primas | 202,03 | 9 | 1,29 | 75,05 |
| 15. Recursos genéticos | 22,15 | 17 | 0,14 | 8,23 |
| 16. Recreação | 423,64 | 7 | 2,71 | 157,37 |
| 17. Cultural | 1.144,49 | 4 | 7,32 | 425,13 |
| Valor regional anual total | 15.644,09 | - | 100,49 | 5.839,73 |

Fonte: Seidl e Moraes (2000).

Nota: As porcentagens não somam 100% em decorrência de arredondamentos. Para a definição das categorias dos serviços do ecossistema, ver tabela 1. Serviços globais: 1, 2, 12, 15 e 16.

Valor de opção

A noção de valor econômico inclui a disposição a pagar pela conservação de ecossistemas mesmo quando não fica assegurado qualquer valor de uso pelos indivíduos que estão expressando sua vontade. O valor de opção é um valor que surge nesse contexto. Os indivíduos expressam sua disposição a pagar pela conservação a fim de garantir algum uso no futuro, se assim desejarem. Na prática, é difícil distinguir esse valor, embora ele seja relevante e possa ser captado por mecanismos como trocas de dívida por natureza (*debt-for-nature swaps*), doações de agências de conservação, ajuda oficial, etc. Swanson e Kontoleon (2000), em um estudo para demonstrar como uma espécie carismática pode gerar receitas para sua própria conservação, citam como exemplo de valor de opção a opção que seria dada aos turistas que vão à China, de pagar um dólar extra para terem a estampa do urso panda em seus passaportes, junto com o visto, para mostrar que eles fizeram uma doação para a conservação desse animal.

Kling (1993) sugere que os valores de opção provavelmente são pequenos em comparação com os valores de uso, porque tais valores podem ser considerados uma medida de aversão ao risco, isto é, uma aversão a não ter disponível o bem ou serviço em questão no futuro. Essa autora, com base em estudos de demanda por recreação, sugere que os valores de opção estão entre 3% e 4% do valor de uso. Já Chopra (1993) estima o valor de opção em 16% do valor de uso, se a taxa de preferência

temporal pura (6%) for considerada como taxa de desconto. O valor de opção (assim como o valor de existência) relaciona-se principalmente ao valor que os ecossistemas têm no contexto global e torna-se significativo quando a degradação acelerada começa a destruir os recursos que esses ecossistemas possuem.

O uso do método de valoração contingente e de modelos de demanda por recreação para estimar o valor de opção tem produzido magnitudes bastante diferentes. O método de valoração contingente tem produzido valores de opção de cerca de 15% (e mais) dos excedentes esperados do consumidor, enquanto os modelos da demanda por recreação geram valores entre 1% e 2%. Mas, segundo Kling (1993), essas diferenças não residem no uso de um ou outro método, e sim nas definições formais dos conceitos de bem-estar que estão sendo usados para derivar esses valores.

Não foram encontrados estudos empíricos que objetivassem calcular ou obter o valor de opção para o Pantanal na literatura que revisamos. Uma aproximação do valor de opção pode ser obtida calculando-o como uma proporção da soma dos valores de uso, como sugerido por Kling (1993) e Chopra (1993). Seguindo essas autoras, calculamos o valor de opção somando os valores de uso direto e de uso indireto e multiplicando o total por 3% e por 16%, os extremos sugeridos nos estudos acima.

Valor de não uso: valor de existência

As estimativas do valor de existência mostram grande variação nos estudos já realizados: a razão do valor de existência para o valor de uso varia de 0,31 para recursos da vida selvagem até 63 para o Grand Canyon. A explicação para uma razão tão grande é que o Grand Canyon é percebido como um recurso único e sem substitutos, cuja perda é irreversível e para o qual o valor de existência é a maior parte do valor econômico total (PEARCE; TURNER, 1990). Chopra (1993) estima o valor de existência como 91% da soma do valor de opção e dos valores de uso, e baseia esse percentual na noção de que o valor de existência deve ser determinado no nível global e que, portanto, a população mundial é o indicador relevante para fins de agregação.

Pode-se assumir que uma amostra representativa da população do Pantanal e do mundo é capaz de expressar sua disposição a pagar um valor para conservar a região, e essa quantidade é determinada possivelmente por comparação com estudos de valor de existência de outros ecossistemas, como a Amazônia. Alternativamente, outra indicação do valor de existência pode ser dada pela quantia que as empresas, pessoas e instituições doam para manter o Pantanal conservado para o futuro (RPPNs, Gordon and Betty Moore Foundation para a CI-Brasil adquirir a Fazenda Rio Negro, etc.).

Horton et al. (2002) testaram a aplicação do método de valoração contingente para bens distantes de importância global, avaliando a disposição a pagar de ingleses e italianos (não usuários) para implementação de programas de conservação (áreas protegidas) na Amazônia Brasileira. Os enfoques principais da pesquisa foram a riqueza de biodiversidade na região a ser protegida e os serviços do ecossistema oferecidos por tal área.

A disposição média a pagar por família por ano para custear a implementação de um programa de proteção que cobrisse 5% da Amazônia Brasileira foi de US\$ 45,60 e para cobrir 20%, de US\$ 59,28, para os dois países juntos. Agregando as famílias, um fundo anual para conservar 5% da Amazônia com áreas protegidas poderia render US\$ 912 milhões em cada país. Embora os respondentes tenham mostrado alto grau de incerteza no processo de decisão dos lances (as ofertas monetárias individuais de disposição a pagar dos respondentes durante a entrevista), em decorrência de o bem ser tão pouco conhecido e distante (trazendo questionamentos sobre a validade e confiabilidade dos resultados), as respostas foram não aleatórias e sistematicamente relacionadas às características socioeconômicas e às variáveis comportamentais – ou seja, consistentes com a teoria econômica. Assim, os autores postulam que iniciativas visando transferências financeiras internacionais de países ricos para apoiar a proteção de áreas ameaçadas de importância global poderiam ter amplo apoio nesses países.

O método de valoração contingente foi aplicado ao Pantanal por Moran e Moraes (2002), para estimar o valor de existência que visitantes da parte sul do Pantanal atribuem à conservação desse ecossistema. O estudo teve o propósito de explorar a adequação do método para captar o valor econômico total do Pantanal e seguiu o protocolo da valoração contingente. O cenário hipotético focalizou valores de não uso relativos a um Pantanal sadio versus um Pantanal poluído (poluição hídrica), considerando danos potenciais ao ecossistema decorrentes de atividades agrícolas e mineração, como assoreamento dos rios e lançamento de mercúrio pelo garimpo do ouro. Foram usadas várias formas de eliciação dos valores de disposição a pagar (lances livres², escolha dicotômica simples e referendo com acompanhamento) e diversos processos econométricos de estimativa.

A pesquisa dicotômica simples utilizou três modelos: logit multivariado, logit bivariado e um modelo não paramétrico. A pesquisa dicotômica dupla (referendo) foi feita utilizando o logit bivariado. Os resultados mostraram uma disparidade entre as estimativas de bem-estar obtidas com os lances livres e por meio da escolha dicotômica, que também tem sido encontrada em alguns outros estudos (KRISTROM, 1990).

Segundo Moran e Moraes (2002), é importante notar, ao comparar as estimativas, que uma hipótese distribucional particular é feita para as respostas de escolha discreta que não se aplica aos dados livres, e, portanto, não há como saber quais modelos e hipóteses distribucionais estão conduzindo a eventuais disparidades. A disposição média a pagar no formato aberto foi de US\$ 61,58, enquanto, na escolha dicotômica com acompanhamento, foi de US\$ 159,90 (dólares de 1994). Em decorrência das vantagens oferecidas pelo formato de escolha dicotômica dupla em relação à resposta

² A DAP pode ser captada de várias formas: por lances livres (forma aberta), na qual se pergunta diretamente aos indivíduos quanto estariam dispostos a pagar, e que cria uma variável contínua de "lances"; por meio de cartões de pagamento, onde são apresentados vários valores, para o indivíduo escolher; por meio de jogos de leilão, que utiliza um valor inicial como referência, que é aumentado quando a pessoa aceita o valor de referência e diminuído quando ela não aceita, procedimento que é repetido até que se chegue ao valor da DAP do entrevistado; pelo método de referendo (ou de escolha dicotômica), quando o indivíduo tem que escolher se aceita ou não pagar um valor pré-determinado, valor que varia de indivíduo para indivíduo entrevistado; referendo com acompanhamento, em que um mecanismo similar ao de jogos de leilão (mas reduzido: escolha dupla ou tripla, e não continuamente repetido) registra os aceites ou recusas por meio de uma variável dicotômica.

única, essa média foi considerada a estimativa preferida (mais conservadora) no formato de escolha discreta. O modelo de escolha dicotômica prediz corretamente 79% das respostas, com a variável “lance” altamente significativa e, por isso, esse resultado foi utilizado na presente análise. Os valores agregados variaram entre US\$ 6,75 milhões ano⁻¹ (lances livres) e US\$ 17,59 milhões ano⁻¹ (dicotômico duplo), em dólares de 1994, e foram corrigidos para dólares de 2007 e convertidos para valores por hectare por ano em nossa análise.

A Tabela 5 resume as fontes de informação utilizadas, alguns detalhes da metodologia de cada trabalho consultado e o resultado econômico encontrado para a valoração econômica do Pantanal.

Tabela 5. Fontes dos dados utilizados e valores considerados para analisar o valor econômico total do Pantanal.

| Tipos de valores do Pantanal | Valor (US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹) ^a | Fontes consideradas e comentários sobre a metodologia |
|--------------------------------------|---|---|
| Valor de uso direto | | |
| Produtos madeireiros | 60,60 | Seidl et al. (2001) calcularam o valor madeireiro de 13 espécies de áreas de mata, cerrado e cerradão do Pantanal. Cenários sustentáveis de corte foram estimados com base em três taxas de crescimento. Os dados biológicos (prevalência, biomassa, taxas de crescimento) foram baseados em observações de três áreas experimentais e na literatura; os dados econômicos (custos de produção, características dos produtos e preços recebidos) foram baseados em entrevistas com proprietários de serrarias, fazendeiros e marceneiros locais e na literatura. Utilizamos a receita líquida potencial média que se pode obter de um hectare de mata, cerrado e cerradão. |
| PFNM | 60,00 | Valor médio por hectare por ano sugerido por Godoy, et al. (1993) com base na revisão que realizaram em 24 estudos; por Lampietti e Dixon (1995), com base na revisão de 20 estudos; e por Pearce (1998), com base nas revisões acima e em mais seis estudos. |
| Ecoturismo | 5,28 | Moraes e Seidl (1998). Uso do método do custo de viagem no Pantanal sul. Total de gastos diretos realizados pelos pescadores esportivos em 1994. O valor por hectare foi obtido pela divisão dos gastos agregados pela área do Pantanal. |
| | 12,63 ^b | Shrestha et al. (2002). Uso do método do custo de viagem para calcular o bem-estar total (medido pelo excedente do consumidor) associado à pesca esportiva no Pantanal sul. Foram usadas cinco especificações para os modelos de demanda. Valor por hectare obtido pela divisão do excedente agregado do consumidor dos três modelos de melhor ajuste pela área do Pantanal. |
| Valor de uso indireto | | |
| Serviços do ecossistema ^c | 5.839,73 | Seidl e Moraes (2000). A contribuição relativa de 17 diferentes serviços do ecossistema para o valor total do Pantanal foi estimada a partir de valores globais médios calculados por Costanza et al. (1997) para esses serviços. O valor por hectare de cada serviço foi agregado e considerado em nosso estudo. |
| Valor de opção | | |
| Valor de opção | 955,67 | Chopra (1993). Valor de opção estimado em 16% do valor de uso se a taxa social de desconto for de 6% (para um período de 30 anos); com taxa social de desconto de 12%, o valor de opção é de 3% do valor de uso. |
| | 179,19 | Kling (1993). Com base em uma avaliação da magnitude dos valores de opção relativos aos excedentes esperados do consumidor, e usando dados simulados e estimativas reais de estudos de demanda por recreação, sugere que os valores de opção estão entre 3% e 4% do valor de uso. |
| Valor de existência | | |
| Valor de existência | 6.305,06 ^d | Conforme estudo realizado por Chopra (1993) para as florestas da Índia. O valor de existência foi considerado como sendo 91% do valor de opção e do valor de uso. |
| | 2,55 | Moran e Moraes (2000). Método de valoração contingente aplicado a pescadores esportivos do Pantanal sul. Disposição a pagar para manter a qualidade do ambiente em relação a danos potenciais ao ecossistema. Dois veículos de pagamento foram testados e três formas de eliciação de valores: lances livres, escolha dicotômica simples e escolha dicotômica dupla. Diferentes métodos econométricos foram usados na estimativa da disposição a pagar. Utilizamos a estimativa mais conservadora, baseada no formato dicotômico duplo. |

^a Aos preços do ano de execução dos estudos.

^b Valor considerando o modelo de mínimos quadrados não lineares; para os modelos truncados (Poisson truncado e binomial negativo truncado), o valor foi de US\$ 7,85 ha⁻¹ ano⁻¹.

^c Ver Tabela 4 para os tipos de serviços do ecossistema considerados.

^d Este valor representa 91% do total de US\$ 6.928,63 decorrente da soma do valor total de uso, de US\$ 5.972,96 (direto = US\$ 60,60 + US\$ 60,00 + US\$ 12,63; e indireto = US\$ 5.839,63), com o valor de opção de US\$ 955,67.

Estimativa do valor econômico total do Pantanal

O valor econômico total (VET) calculado para o Pantanal baseou-se em estudos feitos para o próprio bioma, exceto para o caso dos produtos florestais não madeireiros, cujo valor anual por hectare foi a média das estimativas dos estudos correspondentes, e para o valor de opção, calculado somando os valores de uso direto e de uso indireto e multiplicando o total por um valor arbitrário de 0,16 (CHOPRA, 1993) ou 0,03 (KLING, 1993). Na Tabela 6, são apresentados os valores originais dos estudos e os valores corrigidos (para dólares de 2007) que utilizamos.

Tabela 6. Valores de uso direto, indireto, de opção e de existência encontrados na literatura revisada para o Pantanal e utilizados na análise.

| Valores do Pantanal | Receita líquida média (US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹) | | Comentários |
|--|---|-----------------|--|
| | A | B | |
| Valor de uso direto ¹ | 133,23 | 260,31 | |
| Produtos madeireiros ² | 60,60 | 117,26 | O valor dos produtos madeireiros é a soma dos valores das áreas de mata (US\$ 42,61), cerradão (US\$ 11,58) e cerrado (US\$ 6,41) (SEIDL et al., 2001) |
| Produtos florestais não madeireiros (PFNM) | 60,00 | 124,28 | Valor médio de Godoy et al. (1993), Lampietti e Dixon (1995) e Pearce (1998) |
| Ecoturismo | 5,28 | 7,85 | Valor por hectare obtido dividindo o gasto agregado pela área do Pantanal (MORAES; SEIDL, 1998) |
| | 12,63 ³ | 18,77 | Valor por hectare obtido dividindo o excedente agregado pela área do Pantanal (SHRESTHA et al., 2002) |
| Valor de uso indireto ⁴ | 5.839,73 | 7.627,63 | |
| Serviços de regulação | 4.807,24 | 6.279,02 | Valor agregado de 17 serviços do ecossistema (SEIDL; MORAES, 2000) |
| Serviços de suporte | 313,31 | 409,24 | |
| Serviços de produção | 136,68 | 178,53 | |
| Serviços culturais | 582,50 | 760,84 | |
| Valor de opção | 955,67 | 1.262,07 | 16% do valor de uso (CHOPRA, 1993) |
| | 179,19 | 236,64 | 3% do valor de uso (KLING, 1993) |
| Valor de existência | 6.305,06 ⁵ | 8.326,51 | 91% do valor de opção mais o valor de uso (CHOPRA, 1993) |
| | 2,55 | 6,49 | Valor por hectare obtido dividindo a disposição a pagar agregada pela área do Pantanal (MORAN; MORAES, 2002) |

A, aos preços do ano de execução dos estudos; B, em valores atualizados para 2007.

¹ Considerando o valor de US\$ 12,63 para o ecoturismo (em vez de US\$ 5,28).

² A receita líquida média não sustentável foi estimada em US\$ 1.090 ha⁻¹, US\$ 293 ha⁻¹ e US\$ 163 ha⁻¹, respectivamente, para mata, cerradão e cerrado (ou um total de US\$ 1.546 ha⁻¹).

³ Valor considerando o modelo de mínimos quadrados não lineares; para os modelos truncados (Poisson truncado e binomial negativo truncado), o valor foi de US\$ 7,85 ha⁻¹ ano⁻¹.

⁴ Ver Tabela 4 para os tipos de serviços do ecossistema considerados.

⁵ Valor considerando o total de US\$ 6.928,63 decorrente da soma do valor total de uso (direto e indireto) de US\$ 5.972,96 com o valor de opção de US\$ 955,67.

O VET anual para um hectare representativo do Pantanal está sumarizado na Tabela 7, que apresenta quatro diferentes alternativas de cálculo (colunas A, B, C e D) em função dos estudos revisados e dos valores considerados na Tabela 6. Na coluna A, os valores utilizados (a preços de 2007) são os máximos (US\$ 18,77 ha⁻¹ ano⁻¹ para o ecoturismo, 16% para o valor de opção e 91% para o valor de existência), enquanto, na coluna D, os valores são os mínimos

(US\$ 7,85 ha⁻¹ ano⁻¹ para o ecoturismo, 3% para o valor de opção e US\$ 6,49 ha⁻¹ ano⁻¹ para o valor de existência); o valor de uso indireto não variou entre as diferentes alternativas de cálculo.

Tabela 7. Valor econômico total do Pantanal (US\$ ha⁻¹ ano⁻¹ a preços de 2007)¹.

| Valores do Pantanal | Em US\$ ha ⁻¹ ano ⁻¹ | | | |
|------------------------------|--|--------------|---------------|--------------|
| | A | B | C | D |
| Valor de uso direto | 260 | 260 | 249 | 249 |
| Valor de uso indireto | 7.628 | 7.628 | 7.628 | 7.628 |
| Valor de opção | 1.262 | 1.262 | 236 | 236 |
| Valor de existência | 8.327 | 6,49 | 7.383 | 6,49 |
| Valor econômico total | 17.477 | 9.158 | 15.496 | 8.120 |
| | Em porcentagem | | | |
| Valor de uso direto | 1,5 | 2,8 | 1,6 | 3,1 |
| Valor de uso indireto | 43,6 | 83,3 | 49,2 | 93,9 |
| Valor de opção | 7,2 | 13,8 | 1,5 | 2,9 |
| Valor de existência | 47,6 | 0,1 | 47,6 | 0,1 |
| Valor econômico total | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |

¹ Os valores máximos (A e C) consideram o valor de existência como 91% da soma do valor de uso com o valor de opção; os valores mínimos (B e D) consideram o valor de existência como US\$ 6,49 ha⁻¹ ano⁻¹.

Em A e B, o valor de opção foi calculado como 16% do valor de uso.

Em C e D, o valor de opção foi calculado como 3% do valor de uso.

A diferença entre A e B e entre C e D está somente no valor de existência.

As diferenças no valor de uso direto devem-se aos diferentes valores de ecoturismo utilizados nos cálculos.

Considerando os valores máximos estimados, o VET foi de US\$ 17.477 ha⁻¹ ano⁻¹ (a preços de 2007). Desse valor, aproximadamente 48% correspondem ao valor de existência (US\$ 8.327 ha⁻¹ ano⁻¹), 44% correspondem ao valor de uso indireto (US\$ 7.628 ha⁻¹ ano⁻¹), 7,2% correspondem ao valor de opção (US\$ 1.262 ha⁻¹ ano⁻¹) e 1,5%, ao valor de uso direto (US\$ 260 ha⁻¹ ano⁻¹).

Quando o valor de existência é pouco expressivo (isto é, quando é tão pequeno quanto US\$ 6,49 ha⁻¹ ano⁻¹, colunas B e D), o valor de uso indireto representa a quase totalidade do VET. Isso é particularmente verdadeiro quando o valor de opção é calculado como 3% do valor de uso, situação em que o valor de uso indireto alcança quase 94% do VET (coluna D). Uma vez que o valor de uso direto tem menor relevância no VET (de 1,5% a 3,1%), o valor de opção só assume maior participação quando é calculado como 16% do valor de uso; nesse caso, corresponde a 14% do VET, no máximo (coluna B). Nos demais casos (colunas C e D), a participação do valor de opção no VET é similar à do valor de uso direto.

Como os benefícios ambientais têm abrangências diferentes, os valores econômicos de um hectare de Pantanal podem ser classificados em benefícios privados locais, benefícios públicos locais e benefícios globais. Essa classificação é útil porque cada tipo de benefício pode ser visto como correspondente a diferentes beneficiários: o pecuarista (que detém mais de 90% do Pantanal), o governo (ou a nação brasileira) e o planejador social mundial, todos, por hipótese, buscando

maximizar a utilidade do uso da terra do Pantanal. Essa classificação também é útil para dar uma ideia do tipo de transferência de benefícios que potencialmente pode ocorrer. O resultado é apresentado na Tabela 8.

Tabela 8. Valor econômico total de um hectare de Pantanal (em US\$, a preços de 2007).

| Benefícios | | Valor máximo | Valor mínimo | |
|--------------------------------|-------------------------|------------------|--------------|--------------|
| Privados locais | Produtos madeireiros | 117,26 | 117,26 | |
| | PFNM | 124,28 | 124,28 | |
| | Ecoturismo | 18,77 | 7,85 | |
| Subtotal | | 260 | 249 | |
| Públicos locais | Regulação de distúrbios | 2.282,11 | 2.282,11 | |
| | Regulação de água | 494,79 | 494,79 | |
| | Oferta de água | 2.582,42 | 2.582,42 | |
| | Controle de erosão | 82,82 | 82,82 | |
| | Formação de solo | 29,23 | 29,23 | |
| | Ciclagem de nutrientes | 241,72 | 241,72 | |
| | Tratamento de dejetos | 659,67 | 659,67 | |
| | Polinização | 16,02 | 16,02 | |
| | Controle biológico | 14,75 | 14,75 | |
| | Produção de alimentos | 69,76 | 69,76 | |
| | Matérias-primas | 98,03 | 98,03 | |
| | Cultural | 555,28 | 555,28 | |
| | Subtotal | | 7.127 | 7.127 |
| | Globais | Regulação de gás | 87,96 | 87,96 |
| Regulação do clima | | 58,47 | 58,47 | |
| Habitat/refúgio | | 138,29 | 138,29 | |
| Recursos genéticos | | 10,75 | 10,75 | |
| Recreação | | 205,56 | 205,56 | |
| Valor de opção | | 1.262,07 | 236,64 | |
| Valor de existência | | 8.327,51 | 6,49 | |
| Subtotal | | 10.090 | 744 | |
| Total anual por hectare | | 17.477 | 8.120 | |

Os benefícios privados locais potenciais derivados de um hectare de área de Pantanal consistem das receitas oriundas da extração sustentável de madeira e de produtos florestais não madeireiros somadas às receitas geradas pelo ecoturismo, totalizando US\$ 260 ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 8). O ecossistema Pantanal também fornece serviços ecológicos nos níveis local e regional, como oferta de água e controle de erosão, que se constituem em benefícios públicos locais, cujo valor total por hectare alcança US\$ 7.127 ano⁻¹. Já os benefícios globais incluem valores de uso direto (recreação), indireto (como regulação de gases e do clima), assim como os valores de opção e de existência, e alcançam quase US\$ 10.100 ha⁻¹ ano⁻¹.

Na Tabela 8, o item de maior valor é o valor de existência. Os demais valores não são competitivos com esse valor. No nível global, os maiores itens são os valores de opção e de existência. Quando o valor de existência é uma parte importante do valor econômico total, o ativo que está sendo valorado é único e/ou as

peças são familiarizadas com seus atributos. O Pantanal é reconhecidamente um *hotspot* global, portanto é esperado que lhe seja atribuído um alto valor de existência. Assim, a singularidade tende a ser associada a um alto valor de não uso. Quando são consideradas as estimativas por seus valores mínimos (terceira coluna da Tabela 8), na qual o valor de existência praticamente não é considerado, os maiores benefícios advêm da regulação de distúrbios e da oferta de água e, no nível global, do valor de opção e dos serviços de recreação. Nesse caso, os benefícios externos do Pantanal alcançam US\$ 744 ha⁻¹ ano⁻¹.

A diferença entre as estimativas máximas e mínimas evidencia que quando alguns dos benefícios não são considerados (como, no caso, o valor de existência) há uma subestimação dos benefícios líquidos da conservação. Normalmente, a subvalorização encoraja a degradação e faz com que os governos atribuam baixa prioridade à conservação. A inclusão de uma grande variedade de benefícios dá informação mais precisa sobre a diferença entre os retornos financeiros e econômicos de opções alternativas. Isso contribui para determinar se é justificável utilizar incentivos para alcançar objetivos sociais, que tipos de incentivos devem ser empregados e qual deve ser sua magnitude. Essa informação também pode ajudar a determinar como os benefícios e os custos dessas opções ou políticas alternativas se distribuem entre as diferentes partes interessadas da população.

A importância da valoração econômica ambiental

As opções de uso do Pantanal – preservá-lo de qualquer uso humano, explorá-lo para extrair madeira ou outros recursos de forma sustentável, ou convertê-lo totalmente para outros usos – têm implicações em termos de ganhos e perdas (custos e benefícios).

Por um lado, quando uma área do Pantanal é desmatada, degradada ou convertida para outros usos (por exemplo, para introdução de pastagens cultivadas), são perdidos valores importantes, às vezes irreversivelmente. Assim, os custos dessa opção de uso devem incluir, além dos custos diretos da conversão (por exemplo, limpeza e queima de uma área natural), os custos dos demais valores perdidos em decorrência da conversão. Esses custos incluem o valor das funções ambientais perdidas (como proteção de bacias hidrográficas, manutenção de microclima e biodiversidade) e o valor dos recursos naturais perdidos (como madeira, produtos não madeireiros e vida selvagem).

Por outro lado, a opção de preservação, além dos custos diretos de preservação (por exemplo, fiscalização), também envolve a perda de benefícios adicionais, que são os custos sacrificados associados à não exploração de seus recursos naturais (por exemplo, as receitas da exploração de madeira, do turismo e da produção de carne).

A decisão sobre qual opção de uso da terra buscar para uma determinada área do Pantanal só pode ser tomada se todos os custos e benefícios associados a cada opção de uso forem avaliados corretamente, tanto os privados quanto os sociais. Só assim se garante que uma decisão racional possa ser tomada. A inclusão desses custos e benefícios não necessariamente implica que a preservação é a melhor opção econômica, pois se os usos alternativos produzirem maiores retornos líquidos, então a conversão fica garantida.

A análise de custo-benefício oferece uma metodologia para comparar opções alternativas de uso do Pantanal, e é o método mais comum de avaliação de projetos econômicos e de políticas públicas. A análise de custo-benefício é uma ferramenta de decisão que julga projetos, políticas ou ações pela comparação entre seus custos e benefícios. Se um projeto ou política mostra benefício líquido, é considerado eficiente e pode ser aprovado ou a política, implementada, e diferentes projetos e políticas podem ser classificados e ordenados de acordo com o tamanho de seus benefícios líquidos.

Na análise de custo-benefício normalmente são consideradas duas ópticas: a financeira, ou privada, e a econômica, ou social. Sob a ótica privada, a análise busca maximizar os lucros com base nos preços de mercado. Do ponto de vista da sociedade, a eficiência de um projeto, ação ou política deve considerar outros elementos (os efeitos externos gerados pelo projeto ou política, sejam eles negativos ou positivos), e os preços de mercado são corrigidos de todas as distorções que alteram seu valor real. Portanto, um projeto ou política é aceito se:

$$[B - C] > 0$$

Em que B são os benefícios do projeto ou política (incluindo benefícios ambientais) e C são os custos do projeto ou política (incluindo custos ambientais).

O problema de aplicar a análise de custo-benefício a políticas que afetam o ambiente está em: medir adequadamente os custos e benefícios ambientais, pois muitos bens e serviços ambientais não são diretamente transacionados no mercado (e, portanto, não há preços para revelar seu valor); nas externalidades ambientais de muitas políticas públicas; nas características de bens públicos, ou ao menos de propriedade comum, de muitos desses bens e serviços. Dessa forma, medidas precisas e acuradas dos custos e benefícios de alternativas políticas seriam controversas. Conseqüentemente poderiam ser selecionados projetos de desenvolvimento ou uso de áreas úmidas que não fossem verdadeiramente eficientes, que produzissem poucos benefícios ambientais, ou mesmo que causassem dano ambiental. Foram essas dificuldades com a aplicação da análise de custo-benefício tradicional que deram origem aos métodos para valorar bens e serviços ambientais monetariamente, isto é, determinar seu valor monetário em relação a outros bens e serviços da economia. Por meio desses métodos, é

possível aplicar uma forma de análise de custo-benefício em que os valores sociais dos bens e serviços reflitam variações de bem-estar das pessoas e não somente seus respectivos valores de mercado (HACKETT, 2001; SERÔA DA MOTTA, 1998). A grande popularidade desses métodos nas últimas décadas facilitou o uso da análise de custo-benefício em política ambiental, na avaliação de danos ambientais, na definição de ações governamentais, em contabilidade ambiental, etc. (GEN, 2004; NAVRUD; PRUCKNER, 1997).

Além da importância de valorar para quantificar o valor dos serviços proporcionados pela natureza e perdidos pela degradação ambiental, para internalizar os custos da degradação da base de recursos naturais no processo econômico e para administrar os recursos da sociedade (alocar um orçamento financeiro limitado perante numerosas opções de gastos, relativas a diferentes opções de investimentos ou de consumo, isto é, análise de custo-benefício), informações sobre os benefícios econômicos dos serviços do ecossistema são necessárias para:

- a. demonstrar a contribuição das áreas úmidas para a economia local, nacional e global e, assim, obter apoio político para sua conservação e uso sustentável;
- b. demonstrar a importância das políticas ambientais e, assim, convencer os tomadores de decisão que os benefícios da conservação e o uso sustentável das áreas úmidas normalmente excedem em valor os custos de sua conversão para outros usos, e que, portanto, vale a pena investir em políticas ambientais;
- c. identificar os usuários e beneficiários dos serviços das áreas úmidas para atrair investimentos e assegurar fluxos financeiros sustentáveis e incentivos para a manutenção ou restauração desses serviços, ou seja, fazer os usuários pagarem – sejam eles locais, nacionais ou globais – e assegurar que as populações locais (residentes, proprietários) recebam parte adequada dos benefícios;
- d. aumentar a consciência sobre os muitos benefícios das áreas úmidas para o bem-estar humano e assegurar que eles sejam mais bem considerados nos indicadores de bem-estar econômicos nacionais e nos mecanismos de preço.

Os estudos de valoração podem, ainda: ajudar melhorar a forma como as instituições locais administram os recursos naturais; contribuir para identificar mercados mais adequados e opções de manejo dos recursos das áreas úmidas e seus produtos; e contribuir para dimensionar a quantia de dano resultante de um acidente, desastre natural ou uso de ilegal e, assim, ajudar em procedimentos legais e decisões sobre opções de restauração satisfatórias.

Referências

- ALHO, C.; CAMPOS, Z.; GONCALVEZ, H. Ecologia de capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) do Pantanal: I habitats, densidades e tamanho de grupos. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 47, n. 1/2, p. 87-97, 1987a.
- ALHO, C.; CAMPOS, Z.; GONCALVEZ, H. Ecologia de capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) do Pantanal: II Atividade, sazonalidade, uso do espaço e manejo. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 47, n.1/2, p. 99-100, 1987b.
- AMOROZO, M. C. de. Uso e diversidade de plantas medicinais em Santo Antônio do Leverger, MT, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 16, n. 2, p. 189-203, 2002.
- BARBIER, E. B.; ACREMAN, M. C.; KNOWLER, D. **Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners**. Gland: Ramsar Convention Bureau, 1996.
- BORDEST, S. M. L.; MACEDO, M.; PRIANTE, J. C. da R. Potencialidades e limitações do turismo na Bacia do Alto Paraguai-BAP, Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. **Manejo e conservação: resumos**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 1996. p. 192.
- BRANDER, L. M.; FLORAX, R. J. G. M.; VERMAAT, J. E. The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. **Environmental and Resource Economics**, v. 33, n. 2, p. 223-250, 2006.
- BREYER, F. R. dos S. **Técnicas para a coleta, transporte e incubação artificial de ovos de *Caiman crocodylus yacare* (Daudin, 1802) (Crocodylia: Alligatoridae)**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 1987. 8 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 8).
- CAMPOS, Z.; MOURÃO, G. de; COUTINHO, M. E. **Avaliação de três modelos de manejo para o jacaré-do-pantanal**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2005. 4 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 46).
- CHOMITZ, K.; KUMARI, K. **The domestic benefits of tropical forests: a critical review**. London: University of East Anglia/University College London, 1996. 37 p. (CSERGE Working Paper - GEC 96-19, n.19) Disponível em: <http://www.uea.ac.uk/env/cserge/pub/wp/gec/gec_1996_19.pdf>. Acesso em: 04 dez. 2009.
- CHOPRA, K. The value of non-timber forest products: an estimation for tropical deciduous forest in India. **Economic Botany**, v. 47, n. 3, p. 251-257, 1993.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.
- COUTINHO, M.; CAMPOS, Z. **Processo de extração experimental de jacarés adultos no Pantanal Sul**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2005. 7 p. (Embrapa Pantanal. Comunicado Técnico, 47).
- COUTINHO, M.; CAMPOS, Z.; POTT, A. Manejo da fauna e da flora silvestre como alternativa de produção agropecuária e mecanismo de conservação do Pantanal. In: J. B. CATTO; J. R. B. SERENO; J. A. COMASTRI FILHO. (Ed.) **Tecnologias e informações para pecuária de corte no Pantanal**. Corumbá, MS: EMBRAPA-CPAP, 1997. 161 p.

DALTON, T. J.; COBOURN, K. **Ecosystem service valuation and watershed resources**: an annotated literature review. Orono: University of Maine, 2003. 16 p.

DE GROOT, R. S.; STUIP, M. A. M.; FINLAYSON, C. M.; DAVIDSON, N. **Valuing wetlands**: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Gland: Ramsar Convention Secretariat, 2006. (Ramsar Technical Report, 3; CBD Technical Series, 27). Disponível em: <http://www.ramsar.org/pdf/lib/lib_rtr03.pdf>. Acesso em: 04 dez. 2009.

DEFENDERS OF WILDLIFE. Conservation Economic Program. **A bibliography of economic valuation literature**. Washington, 2008. Disponível em: <http://www.defendersofwildlife.org/resources/publications/programs_and_policy/science_and_economics/conservation_economics/a_bibliography_of_economic_valuation_literature.pdf>. Acesso em: 05 out. 2009.

DESVOUSGES, W. H.; JOHNSON, R. R.; BANZHAF, H. S. **Environmental policy analysis with limited information**: principles and applications of the transfer method. Northampton: Edward Elgar, 1998. 256 p.

DIXON, J. A.; SCURA, L. F.; CARPENTER, R. A.; SHERMAN, P. B. **Economic analysis of environmental impacts**. London: Earthscan, 1994. 210 p.

EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. **Plano diretor do Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal - CPAP**. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1993. 41 p.

FINLAYSON, C. M.; D'CRUZ, R.; DAVIDSON, N. C. **Ecosystems and human well-being**: wetlands and water synthesis. Millenium Ecosystem Assessment. Washington: Word Resources Institute, 2005. 68 p.

GEIST, V. Wildlife conservation as wealth. **Nature**, v. 358, n. 6471, p. 491-492, 1994.

GEN, S. **Meta-analysis of environmental valuation studies**. 2004. 247 f. Tese (Doutorado em Políticas Públicas) – School of Public Policy, Georgia Institute of Technology, Atlanta.

GODOY, R.; LUBOWSKI, R.; MARKANDYA, A. A method for the economic valuation of non-timber tropical forest products. **Economic Botany**, v. 47, n. 3, p. 220-233, 1993.

GODOY, R. A.; LUBOWSKI, R. Guidelines for the economic valuation of non-timber tropical forest products. **Current Anthropology**, v. 33, n. 4, p. 423-432, 1992.

GONÇALVES, M. J. A. Levantamento de plantas medicinais no Município de Santo Antônio de Leverger-MT, suas indicações populares e ações farmacológicas. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. **Manejo e conservação**: resumos... Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1996. p. 190-191.

GOWDY, J. M. The value of biodiversity: markets, society, and ecosystems. **Land Economics**, v. 73, n. 1, p. 25-41, 1997.

GRAM, S. Economic valuation of special forest products: an assessment of methodological shortcomings. **Ecological Economics**, v. 36, n. 1, p. 109-117, 2001.

GRAM, S.; KVIST, L. P.; CÁSERES, A. The economic importance of products extracted from Amazonian flood plain forests. **Ambio**, v. 36, n. 6, p. 365-368, 2001.

HACKETT, S. C. **Environmental and natural resource economics: theory, policy, and the sustainable society**. 2. ed. New York: M. E. Sharp, 2001.

HASENCLEVER, L.; REIMAN, C.; MOURÃO, G. de M.; CAMPOS, Z. **Densidades, tamanho de grupo e reprodução de emas no Pantanal sul**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2004. 17 p. (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 55).

HOMMA, A. K. O. **Extrativismo vegetal na Amazônia: limites e possibilidades**. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1993. v.1. 202 p.

HORTON, B.; COLLARULLO, G.; BATEMAN, I. J.; PERES, C. Evaluating non-user willingness to pay for a large scale conservation program in Amazonia: a UK/Italian contingent valuation study. **Environmental Conservation**, v. 30, n. 2, p. 139-146, 2002.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Densidade demográfica e rede coletora de esgoto**. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. Mapa. Escala 1:5.000.000. Disponível em: <http://www1.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod.shtm>. Acesso em: 27 dez. 2007.

KANT, S.; NAUTIYAL, J.; BERRY, R. Forests and economic welfare. **Journal of Economic Studies**, v. 23, n. 2, p. 31-43, 1996.

KERR, G. N. Recreation values and Kai Tahu Management: the Greenstone and Caples Valleys. **New Zealand Economic Paper**, v. 30, n. 1, p. 19-38, 1996.

KING, D. M.; MAZZOTTA, J. **Essentials of ecosystem valuation**. Disponível em: <<http://www.ecosystemvaluation.org/essentials.htm>>. Acesso em: 29 abr. 2009.

KLING, C. An assessment of the empirical magnitude of option values for environmental goods. **Environmental and Resource Economics**, v. 3, n. 5, p. 471-485, 1993.

KRISTROM, B. A non-parametric approach to the estimation of welfare measures in discrete response valuation studies. **Land Economics**, v. 66, n. 2, p. 135-139, 1990.

LAMPIETTI, J. A.; DIXON, J. A. **To see the forest for the trees: a guide to non-timber forest benefits**. Washington: World Bank, 1995. 39 p. (Environment Department Papers, 13).

LOOMIS, J. B.; ROSENBERGER, R.; SHRESTHA, R. K. **Updated estimates of recreation values for the RPA Program by assessment region and use of meta-analysis for recreation benefit transfer**. Final Report. Fort Collins: USDA Forest Service/Colorado State University, 1999.

LOOMIS, J. B.; WHITE, D. S. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. **Ecological Economics**, v. 18, n. 3, p. 197-206, 1996.

MACQUEEN, D. J.; GRIEG-GRAN, M.; LIMA, E.; MACGREGOR, J.; MERRY, F.; PROCHNIK, V.; SCOTLAND, N.; SMERALDI, R.; YOUNG, C. E. F. **Exportando sem crises**: a indústria de madeira tropical brasileira e os mercados internacionais. Small and Medium Forest London: International Institute for Environment and Development, 2004. (Enterprises Series, 1).

MORAES, A. S.; SEIDL, A. F. Sport fishing trips to the Southern Pantanal (Brazil). **Brazilian Review of Agricultural Economics and Rural Sociology**, v. 36, n. 3, p. 211-226, 1998.

MORAN, D.; MORAES, A. S. The economic value of pollution damage in the Pantanal. In: PEARCE, D. W.; PALMER, C. C. (Ed.). **Valuing the environment in developing countries**: case studies. Cheltenham: Edward Elgar, 2002. p. 289-310.

NAVRUD, S.; PRUCKNER, G. J. Environmental valuation - to use or not to use? A comparative study of the United States and Europe. **Environmental and Resource Economics**, v. 10, n. 1, p. 1-26, 1997.

NEUMANN, R.; HIRSCH, E. **Commercialisation of non-timber forest products**: review and analysis of research. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research, 2000. 187 p.

OLSEN, C. S. **A qualitative assessment of the sustainability of commercial non-timber forest product collection in Nepal**. Copenhagen: Royal Veterinary and Agricultural University, 1997. 30 p. (Forestry Discussion Paper, 12).

PEARCE, D. W. Can non-market values save the tropical forests? In: GOLDSMITH, B. (Ed.). **Tropical rain forest: a wider perspective**. London: Chapman and Hall, 1998. p. 255-268.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1990. 378 p.

PEARCE, D. W.; WARFORD, J. J. **Word without end**: economics, environment and sustainable development. Oxford University Press, 1993. 456 p.

PEIXOTO, J. L. S.; BOEIRA, A. B. Arqueologia: uma contribuição ao turismo em Corumbá. In: SIMPÓSIO SOBRE OS RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. **Manejo e conservação**: resumos. Brasília, DF: EMBRAPA-SPI, 1996. p. 180.

PETERS, C. M.; GENTRY, A.; MENDELSON, G. Valuation of an Amazonian rainforest. **Nature**, v. 339, n. 6227, p. 655-656, 1989.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas do Pantanal**. Corumbá: EMBRAPA-SPI, 1994. 320 p.

RIEDER, A.; MAQUEA, V. L. da R.; CASTRILLON, S. K. I. A visão do homem pantaneiro sobre o Pantanal. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 3., 2000, Corumbá. **Os desafios do novo milênio**: anais. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2001. 41 p.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SAMPAIO, Y. Preservação da vegetação nativa, especialmente da caatinga: custos e responsabilidades. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 3., 1999, Recife. **Anais...** Recife: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 1999. 17 p. 1 CD-ROM.

SCBD. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. **An exploration of tools and methodologies for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions**. Montreal: SCBD, 2005. 71 p. (CBD Technical Series, 28).

SCBD. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. **The value of forest ecosystems**. Montreal: SCBD, 2001. 67 p. (CBD Technical Series, 4).

SCHUYT, K.; BRANDER, L. Living waters. **Conserving the source of life**. The economic values of the world's wetlands. Gland: WWF-International/Institute for Environmental Studies/SAEFL, 2004. 32 p.

SCHWENK, L. M.; DA SILVA, C. J. A etnobotânica da Morraria Mimoso no Pantanal de Mato Grosso. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 3., 2000, Corumbá. **Os desafios do novo milênio**: anais. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2001. 27 p. 1 CD-ROM.

SEIDL, A. F.; SALIS, S. M. de; MORAES, A. S.; CRISPIM, S. M. A. Sustainability of timber exploitation in the Brazilian Pantanal, MS. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 3., 2000, Corumbá. **Os desafios do novo milênio**: anais. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2001. 16 p. 1 CD-ROM.

SEIDL, A. F.; MORAES, A. S. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. **Ecological Economics**, v. 33, n. 1, p. 1-6, 2000.

SERÔA DA MOTTA, R. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998. 218 p.

SHRESTHA, R. K.; LOOMIS, J. B. Testing meta-analysis model for benefit transfer in international outdoor recreation. **Ecological Economics**, v. 39, n. 1, p. 67-83, 2001.

SHRESTHA, R. K.; SEIDL, A. F.; MORAES, A. S. Value of recreational fishing in the Brazilian Pantanal: a travel cost analysis using count data models. **Ecological Economics**, v. 42, n. 1-2, p. 289-299, 2002.

SOUZA, L. F.; GUARIM NETO, G. Etnobotânica de duas comunidades ribeirinhas: Coxipó do Ouro e São Gonçalo, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, 2., 1996, Corumbá. **Manejo e conservação**: resumos. Brasília: EMBRAPA-SPI, 1996. p. 176.

SWANSON, T.; KONTOLEON, A. Why did the protected areas fail the giant panda? The economics of conserved endangered species in developing countries. **World Economics**, v. 1, n. 4, p. 135-148, 2000.

TORRAS, M. The total economic value of Amazonian deforestation, 1978–1993. **Ecological Economics**, v. 33, n. 2, p. 283-297, 2000.

WOODWARD, R. T.; WUI, Y. The economic value of wetland services: a meta-analysis. **Ecological Economics**, v. 37, n. 2, p. 257-270, 2001.

Foto: Cristina Rodrigues (2014).



Impacto econômico da reserva legal sobre diferentes tipos de unidades de produção agropecuária^{1, 2}

Maria do Carmo Ramos Fasiaben, Ademar Ribeiro Romeiro, Fernando Curi Peres, Alexandre Gori Maia

Reconhecendo os serviços ecossistêmicos prestados pelas florestas e outras formas de vegetação nativa, a legislação florestal brasileira determina a delimitação das áreas de preservação permanente (APP) – onde não é admitido o uso antrópico – e a manutenção, em todas as propriedades rurais, de áreas como reserva legal (RL) com espécies nativas – onde é permitida a exploração sustentável. A Medida Provisória (MP) nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, que altera a Lei nº 4.771/65 (Código Florestal), define reserva legal como a área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, excetuada a de preservação permanente, necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas (BRASIL, 2001).

Para responder, em especial, ao cumprimento das funções ecossistêmicas, a MP nº 2.166-67 passou a exigir a manutenção, em todas as propriedades rurais, de áreas de reserva legal, excluídas as APPs, nas seguintes proporções: 80% para as áreas de floresta na Amazônia, 35% para as áreas de Cerrado na Amazônia e 20% para as demais regiões do Brasil. Em algumas situações, é admitido o cômputo das áreas relativas à vegetação nativa existente em APP no cálculo do percentual de RL.

As seguintes alternativas podem ser adotadas, isoladas ou conjuntamente:

1. Recompôr a RL na propriedade, mediante o plantio de espécies nativas;
2. Conduzir a regeneração da vegetação natural da RL;
3. Compensar a RL fora da propriedade, desde que no mesmo ecossistema e na mesma microbacia hidrográfica (BRASIL, 2001).

O cerne dos questionamentos em relação à RL está no argumento de que a conservação ambiental, como prevista no Código Florestal brasileiro, gera encargos exclusivamente para os produtores, enquanto os benefícios refletem-se em toda sociedade, inclusive ultrapassando as fronteiras nacionais. A discussão também gira em torno do impacto diferenciado que a RL acarretaria para os distintos tipos de

¹ Adaptado de: FASIABEN, M. do C. R.; PERES, F. C.; ROMEIRO, A. R. Impacto econômico da reserva legal florestal sobre diferentes tipos de unidades de produção agropecuária. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 48., 2010, Campo Grande, MS. *Anais...* Brasília, DF: Sober, 2010. p. 01-26.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

uma vez que seriam os pequenos proprietários – aqueles com menor disponibilidade de terras – os mais afetados. Para contribuir com esse debate, este trabalho avalia o impacto econômico da RL sobre a margem bruta de diferentes tipos de unidade de produção agropecuária (UPA), considerando as disposições da MP nº 2.166-67/2001. As análises baseiam-se em resultados obtidos para UPAs localizadas no espaço rural da Microbacia Hidrográfica do Rio Oriçanga, em parte da bacia dos rios Mogi Guaçu e Pardo, Estado de São Paulo. A partir da tipologia de UPAs da Microbacia do Oriçanga (FASIABEN et al., 2010), foram selecionados dois tipos que permitiram estabelecer comparações úteis sobre o impacto econômico diferenciado da legislação de RL. Para ambos, a RL é analisada tanto como área sem uso econômico na propriedade quanto como possível atividade econômica a ser desenvolvida pelos produtores dentro da unidade produtiva, com fins de exploração de madeira, segundo o manejo sustentável permitido por lei. A análise comparativa dos impactos econômicos da RL sobre os dois tipos de unidade de produção é feita com base no método de programação recursiva.

Justificativa do estudo

O impacto econômico da reserva legal

Na atualidade, uma das análises do mais alto interesse para a definição de políticas públicas consiste em conhecer as consequências da implementação da legislação ambiental pelos produtores de diversas características, com diferenciada situação de recursos. São ainda poucos, entretanto, os estudos que se propõem a avaliar os impactos econômicos da RL no Brasil, especialmente no âmbito das suas implicações sobre as UPAs. Mais escassos ainda são estudos que preveem o uso econômico da RL na avaliação do seu impacto.

Os trabalhos de Gonçalves e Castanho Filho (2006) e Castanho Filho (2008a) quantificam os impactos da RL sobre a margem bruta agregada e o emprego, no contexto do Estado de São Paulo. Segundo Gonçalves e Castanho Filho (2006), a área a ser objeto de recomposição para fins da RL no estado equivaleria à área paulista ocupada pela cana-de-açúcar para indústria (3,7 milhões de hectares). Com isso, a área ambiental total nas propriedades rurais paulistas, após o cumprimento da legislação, atingiria 6,8 milhões de hectares quando somado esse déficit às áreas então ocupadas com vegetação natural. Admitindo um valor médio da produção por unidade de área na agropecuária paulista de R\$ 1.500,00 por hectare, a recomposição das áreas como reserva legal representaria uma redução da renda agropecuária bruta paulista de R\$ 5,6 bilhões, ou seja, perda de 17,7% na renda setorial de 2005, sem contar os custos da recomposição da RL e o multiplicador da renda agropecuária para o conjunto da cadeia de produção da agricultura do estado. No tocante ao pessoal ocupado, com a redução de 3,7 milhões de hectares e mantida a mesma proporção média de pessoal por unidade de área havida em 2005, os autores estimam que 136,1 mil pessoas perderiam ocupação na agropecuária, o que representa 19,6% do pessoal ocupado, exclusive proprietários.

Em decorrência das diferenças na composição das atividades agropecuárias e das rendas brutas entre as atividades, os impactos seriam diferenciados entre as economias municipais. Por exemplo, Gonçalves et al. (2008a) destacam que o impacto da RL sobre as receitas tributárias seria maior nos municípios de menor desenvolvimento socioeconômico, corroborando um processo de aprofundamento das desigualdades intermunicipais. Segundo Gonçalves et al. (2008b), os impactos seriam mais pronunciados nos espaços de uso mais intensivo do solo. Assim, a especialização regional e as consequentes diferenciações de uso do solo deveriam ser consideradas, para evitar a imposição de uma norma genérica de recomposição para espaços territoriais distintos. Em um estudo específico para a porção paulista da bacia dos rios Mogi Guaçu e Pardo, onde está localizada a Microbacia do Rio Oriçanga, Romeiro e Garcia (2008a) estimaram o custo de oportunidade para incorporação da RL na área de uso agrícola. Os cálculos referem-se apenas à parcela de área que deverá ser incorporada na forma de RL, isto é, a parcela que deixará de ser utilizada para uso agrícola (443,4 mil hectares). A estimativa não abarca os custos de implantação e/ou recuperação da vegetação natural, nem de sua manutenção, bem como não faz menção a possíveis retornos advindos da exploração econômica da RL. O custo de oportunidade médio foi obtido considerando-se os usos agrícolas com cafeicultura, cana-de-açúcar, culturas anuais, fruticultura, pastagem, seringueira e silvicultura, e atingiu o valor de R\$ 3,3 bilhões na safra 2002/2003. Brancalion e Rodrigues (2010), por sua vez, analisaram as implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na produção canavieira do Estado de São Paulo. Seus resultados indicam déficit de 6,4% de áreas para atingir os 20% necessários ao cumprimento da RL. Com base nesses números, os autores ressaltam que não seria necessário, hoje, eliminar a necessidade de RL para propriedades rurais com menos de quatro módulos rurais, como foi proposto para alteração no Código Florestal, ou descontar esses quatro módulos sem RL de propriedades maiores, para que as atuais unidades de produção canavieira possam ser regularizadas ambientalmente sem prejuízos à produção. Destacam, ainda, que a legislação atual admite a possibilidade de compensação desse déficit de RL fora da matrícula do imóvel, em áreas de menor aptidão agrícola, o que não restringiria as áreas para produção canavieira, e enfatizam que a regularização ambiental das unidades de produção canavieira pode possibilitar a certificação ambiental, com quebra de barreiras e uma possível abertura de novos mercados internacionais para o açúcar e álcool, compensando financeiramente a potencial perda de áreas de produção. No âmbito das implicações sobre as unidades de produção agropecuária, Carneiro (2005) estudou os impactos socioeconômicos da implantação da reserva legal em quatro propriedades rurais familiares representativas de sistemas de produção de grãos na região de Londrina, PR. O autor construiu fluxos de caixa dessas propriedades, empregando dados colhidos em acompanhamentos pelo período de cinco anos. Simulações foram feitas para a situação sem a implantação da RL e outras três opções distintas de cumprimento do dispositivo legal:

1. **Opção 1**, com a implantação da RL utilizando espécies nativas, sem gerar rendimento econômico;
2. **Opção 2**, com a implantação da RL utilizando 20% de espécies nativas e 80% de eucalipto, com a previsão de receitas advindas da produção de lenha e de madeira serrada desta última espécie³;
3. **Opção 3**, com a aquisição de uma nova área para ceder à RL, localizada em área não mecanizável e que já esteja coberta de mata.

Segundo Carneiro (2005), todas as situações apresentariam valores presentes líquidos (VPLs) positivos, embora com algumas importantes diferenciações:

- Com a Opção 1, haveria maior impacto negativo na renda dos produtores rurais, que perderiam, em média, cerca de 23% do VPL médio das propriedades;
- Com a Opção 2, a redução média seria de aproximadamente 18% no VPL médio das propriedades;
- Com a Opção 3, haveria a menor redução no resultado do VPL médio das propriedades, em torno de 12%.

O autor esclarece que essa queda de renda não seria suficiente para inviabilizar economicamente as quatro propriedades rurais analisadas, ou seja, os sistemas de produção analisados continuariam apresentando VPL positivos.

O presente trabalho pretende ajudar a cobrir uma lacuna na literatura ao incluir na análise econômica dos impactos da RL uma alternativa de manejo sustentável. Com base em resultados de pesquisa do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (Lerf), da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (Esalq), da Universidade de São Paulo (USP), o estudo considera o manejo sustentável para a produção de madeira de espécies nativas na forma permitida pela legislação. Embora consista em um exercício de mensuração do impacto da recomposição da RL no âmbito local, ao analisar o efeito sobre unidades de produção agropecuária de uma microbacia hidrográfica, seus resultados se acrescem àqueles oriundos de estudos realizados em espaços territoriais mais amplos e contribui para o balizamento de políticas públicas.

³ Segundo Carneiro (2005), a opção 2 era objeto de estudo, à época, do Instituto Ambiental do Paraná. Vale ressaltar, entretanto, que a MP nº 2.166-67 admite o plantio temporário de espécies exóticas como pioneiras na recomposição da RL, desde que seguidos critérios técnicos estabelecidos pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama). Já para a pequena propriedade, as espécies exóticas são permitidas em cultivo intercalar ou em consórcio com espécies nativas (BRASIL, 2001). No caso do Estado de São Paulo, a Lei Estadual nº 12.927 (SÃO PAULO, 2008) e o Decreto Estadual nº 53.939 (SÃO PAULO, 2009) regulamentam critérios técnicos para a recomposição da RL.

A importância da área de estudo e a escolha de UPAs representativas

A microbacia hidrográfica do Rio Orizanga ocupa área de 51.828 ha e está localizada na Bacia dos Rios Mogi Guaçu e Pardo, no Estado de São Paulo (Figura 1). Engloba porções dos municípios de Mogi Guaçu e Espírito Santo do Pinhal e inclui todo o Município de Estiva Gerbi.

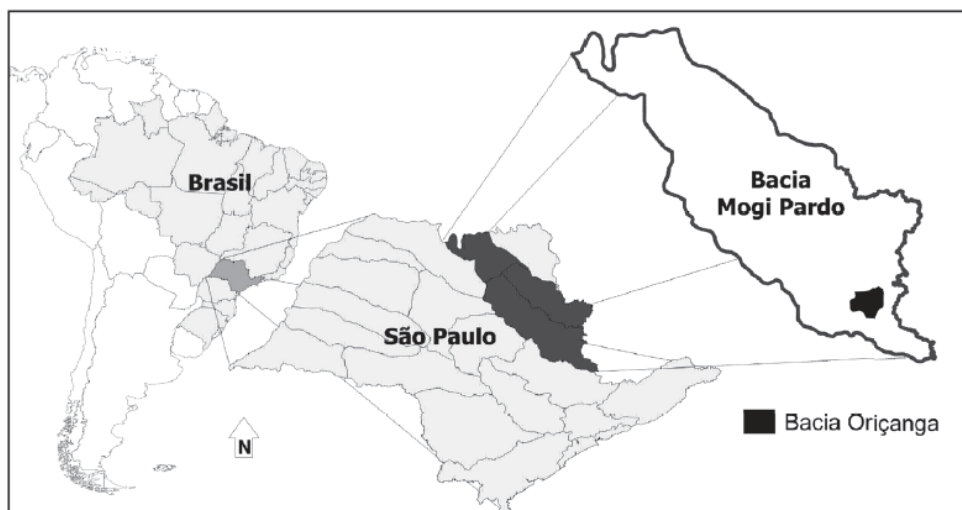


Figura 1. Localização das bacias do Rio Mogi Guaçu e Pardo e do Rio Orizanga, Estado de São Paulo.
Fonte: Romeiro e Garcia (2008b).

A escolha da Microbacia do Orizanga decorre da sua importância agrícola para o Estado de São Paulo e do fato de aí ser praticada uma agricultura bastante diversificada, além de ser notória a diferenciação da estrutura de recursos de suas unidades de produção agropecuária. As áreas cultivadas com diferentes culturas nos municípios de Mogi Guaçu, Estiva Gerbi e Espírito Santo do Pinhal são apresentadas na Tabela 1. Ressaltamos a importância da área ocupada por laranja, pastagens, cana-de-açúcar, eucalipto, café e milho, cuja soma representa entre 92% e 93% da área total cultivada de cada município. Fasiaben et al. (2010) propõem uma tipologia de UPAs para a Microbacia do Orizanga com base em informações do Levantamento Censitário das Unidades de Produção Agropecuária do Estado de São Paulo (Lupa), realizado em 2007/2008 pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo (SAA), por meio do Instituto de Economia Agrícola (IEA) e da Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (Cati) (TORRES et al., 2009). Dos oito tipos identificados, no presente trabalho foram escolhidos dois para a análise do impacto da RL: o “pequeno produtor pouco tecnificado” e o “citricultor”. O primeiro tipo foi eleito por sua importância em termos da frequência de produtores, o qual representa perto de 45% do total das UPAs da microbacia,

embora ocupe apenas 18% da área. Já a escolha do “citricultor” baseou-se na importância da citricultura na área de estudo, que é evidenciada por meio dos dados do Lupa. No Município de Mogi Guaçu, a área cultivada com laranja representava o principal uso do solo em 2007/2008, com 17.581 ha (cerca de 32% do total da área cultivada do município) e, em Estiva Gerbi, a laranja ocupava 1.350 ha, cerca da quarta parte da área cultivada do município (TORRES et al., 2009).

Tabela 1. Área cultivada segundo o tipo de cultura agropecuária, municípios de Mogi Guaçu, Estiva Gerbi e Espírito Santo do Pinhal, Estado de São Paulo, 2007/2008.

| Cultura | Mogi Guaçu | | Estiva Gerbi | | Esp. Santo do Pinhal | |
|---|------------|---------------|--------------|--------------|----------------------|---------------|
| | Nº de UPAs | Área (ha) | Nº de UPAs | Área (ha) | Nº de UPAs | Área (ha) |
| Laranja | 182 | 17.581 | 22 | 1.350 | 10 | 267 |
| Cana-de-açúcar | 128 | 10.981 | 12 | 1.435 | 37 | 3.895 |
| Eucalipto | 36 | 10.310 | 1 | 236 | 148 | 2.449 |
| Pastagens | 478 | 7.530 | 107 | 1.178 | 671 | 13.456 |
| Café | 33 | 533 | – | – | 503 | 7.323 |
| Milho | 143 | 4.625 | 43 | 777 | 128 | 1.900 |
| Pinus | 1 | 1.750 | – | – | – | – |
| Outras frutas cítricas | 47 | 814 | 5 | 147 | 7 | 98 |
| Mandioca | 47 | 472 | 9 | 141 | 2 | 5 |
| Tomate envarado | 20 | 189 | – | – | – | – |
| Outras oleícolas | 80 | 338 | 14 | 25 | 35 | 49 |
| Culturas anuais | 27 | 456 | 5 | 34 | 9 | 6 |
| Outras frutas | 25 | 170 | 5 | 21 | 49 | 57 |
| Área cultivada total⁽¹⁾ | | 55.739 | | 5.345 | | 29.515 |

⁽¹⁾ Corresponde à soma das áreas com culturas perenes, temporárias, pastagens e reflorestamento.
Fonte: Secretaria de Agricultura e Abastecimento, CATI/IEA, Projeto Lupa (TORRES et al., 2009).

O uso da programação recursiva

A aplicação de modelos matemáticos na agricultura para apoio no planejamento de empresas rurais tem sido bastante relatada. Entre eles, a programação linear (PL) estabelece um critério de otimização para atingir determinado objetivo – maximização ou minimização de uma função linear – com limites impostos por um conjunto de restrições. A PL é considerada um instrumento eficiente na análise econômica e na administração rural, embora sejam reconhecidas as limitações da PL tradicional, como a sua neutralidade em relação ao risco e à não linearidade dos processos produtivos (AMBRÓSIO, 1997; CONTINI et al., 1984; DOSSA, 1994; PERES, 1976; RODRIGUES, 2002).

Day (1963) demonstra que, em modelos de produção agropecuária, a interdependência entre diferentes tipos de restrições, os ajustes no tempo, as variações nos preços e a incerteza podem ser “acomodados” de maneira relativamente simples. Assim, Day (1963) propõe o sistema de programação recursiva, apoiando-se em modelo dinâmico anteriormente elaborado por Henderson (1959) para uso da terra.

A diferença fundamental que distingue o modelo de programação recursiva (MPR) daquele que utiliza PL tradicional é a incorporação da variável tempo por meio das equações recursivas. Por meio desse artifício, as soluções de períodos anteriores são consideradas no cumprimento do objetivo, o que cuida do problema da tendência à especialização que ocorre na PL. Ou seja, a alocação dos recursos é feita com limites inferiores e superiores para as atividades produtivas. Trata-se de um critério de otimização sequencial, no qual as decisões de períodos anteriores influenciam no período corrente e assim por diante, dentro de um horizonte temporal estabelecido. Enfim, o MPR é uma extensão da programação linear, mas com aspecto dinâmico. Permite ajustamentos período a período e reversão de expectativas, o que se aproxima melhor do processo de tomada de decisão.

Para dar conta de incorporar os processos de mudanças pelos quais passa a agricultura, os modelos devem simular alterações na organização da exploração e, assim, permitir a reconsideração de decisões estratégicas. Devem, portanto, conter elementos dinâmicos, de modo a permitir a interligação temporal das decisões. Diversos estudos descrevem a eficácia dos MPRs para, por exemplo, reproduzir o padrão de evolução da produção agrícola de uma região durante um período determinado, além de propiciar estudos adicionais de simulação ou projeções com base em sua estrutura.

Gemente (1978) empregou o MPR para reproduzir o padrão de crescimento da produção agrícola na Divisão Regional Agrícola de Campinas, no período de 1970/1972 a 1976/1977. Pinazza (1978) derivou, usando o MPR, curvas de demanda por crédito, cujos resultados permitiram identificar fatores que afetam essa demanda e sugerir formas de aprimorar as políticas creditícias. Oliveira et al. (2001) analisaram o processo de otimização para alocação de áreas entre um conjunto de culturas em um perímetro irrigado localizado em Sousa, Estado da Paraíba. Nesse trabalho, o problema consistiu na análise de diferentes culturas e sistemas de irrigação e equipamentos, sob diversos cenários climáticos, visando maximização do lucro e manutenção da sustentabilidade hídrica do sistema. Pinheiro (2001) aplicou modelagem matemática com uso da técnica recursiva na simulação do mercado da terra de regadio na região oeste de Portugal. O objetivo do trabalho foi criar um instrumento que possibilitasse estudar o ajuste estrutural das explorações agrícolas da região diante das importantes mudanças econômicas, técnicas e institucionais ocorridas na União Europeia na década de 1990, além de detectar a influência dessas alterações no âmbito do mercado regional de arrendamento de terras. Rodrigues (2002) construiu um modelo de programação linear com a técnica recursiva para o planejamento estratégico de propriedades leiteiras.

Neste estudo, avaliamos a pertinência do MPR para conhecer as consequências econômicas da implementação da legislação ambiental em diferentes tipos de produtores.

Material e métodos

Método de programação recursiva

O esquema básico desse tipo de modelo matemático é apresentado a seguir. Formalmente, o MPR pode ser expresso por (DAY, 1963):

Maximizar

$$\pi(t) = \sum_{j=1}^n z_j(t) x_j(t) \quad (1)$$

Sujeito a

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} x_j(t) \leq b_i(t) \quad \text{e} \quad x_j(t) \geq 0 \quad (2)$$

com

$$x_j(t) = f_j[x_j^*(t-1), b_i(t-1), c_i(t)] \quad (3)$$

Em que $t = 0, 1, \dots, \theta$; $j = 1, \dots, n$; $i = 1, \dots, m$.

A Equação 1 representa a margem bruta da unidade de produção a cada ano. O vetor $x(t)=[x_j(t)]$ de dimensão n descreve as atividades praticadas pelas unidades de produção, como as de produção, consumo, compra, investimento, financeiras, arrendamentos de terras, etc. Os coeficientes $z_j(t)$ formam um vetor de dimensão n que, para as atividades de produção, representam as margens brutas ou os custos em atividades que não apresentam receitas (como as pastagens, por exemplo) ou, ainda, gastos com salários, juros, etc.

Amortizações, débitos e outras ordens de compromissos anteriores são funções das soluções $x_j^*(t-k)$ de períodos anteriores e são consideradas como obrigações.

A matriz de coeficientes $a_{ij}(t)$, de dimensão $m \times n$, representa a estrutura técnica e institucional da exploração. Assim, a primeira das inequações, descrita em (2), restringe o nível das atividades por um conjunto de limitações dadas pelo vetor $b(t)=[b_i(t)]$, de dimensão m , que estabelece as disponibilidades de recursos tanto da unidade de exploração (terra, mão de obra, capital físico, etc.), como no âmbito regional (limites de crédito, mão de obra assalariada, etc.). Também estão incluídas as restrições financeiras e as restrições de comportamento, como os limites de flexibilidade da produção. Aqui também está incluída a série de restrições relacionadas à questão ambiental, como as obrigações legais de recomposição e manutenção de áreas de RL e de áreas de preservação permanente (APP).

A segunda inequação, (2), indica que as atividades não podem ser negativas. No máximo, não figurarão na solução ótima. Enfim, a relação (3) assegura que as restrições dependem das soluções passadas, $x_j^*(t-1)$, dos níveis das disponibilidades prévias $b_i(t-1)$, e de um vetor $c(t)=[c_i(t)]$, que fornece informações exógenas ao modelo. Trata-se da equação geral do mecanismo recursivo.

Restrições de comportamento

Entre as restrições à produção estão aquelas ligadas ao comportamento do produtor, tratadas por Day (1963) como “coeficientes de flexibilidade”. Esses coeficientes desempenham o papel, no modelo, de explicitar o comportamento dos produtores diante de questões como risco e ajustamento no tempo, bem como limites impostos à adoção de tecnologias.

Os coeficientes de flexibilidade garantem que as áreas destinadas às culturas ou que o tamanho dos rebanhos estejam dentro de limites inferiores e superiores, calculados a partir da solução do ano anterior.

De forma geral, podem ser expressos como:

$$x_j(t) \leq b_i(t) \tag{4}$$

e

$$x_j(t) \geq b_i(t) \tag{5}$$

Em que a j -ésima atividade produtiva pode variar entre limites superiores (b_j) e inferiores (b_j) no ano t .

Ou, expresso de outra forma:

$$x_j(t) \geq (1 - \beta)x_j^*(t-1) \tag{6}$$

Em que a i -ésima restrição estabelece o limite mínimo da j -ésima atividade no ano t , com β sendo o coeficiente inferior, e:

$$x_j(t) \leq (1 + \alpha)x_j^*(t-1) \tag{7}$$

Em que a i -ésima restrição estabelece o limite máximo da j -ésima atividade no ano t , com α sendo o coeficiente superior.

Gemente (1978) descreve três métodos para estimar os coeficientes de flexibilidade:

1. Método das taxas médias;
2. Estimativa dos mínimos quadrados;
3. Método dos pontos selecionados.

Neste trabalho, empregamos a técnica dos mínimos quadrados, segundo a qual os limites superior (γ_1) e inferior (γ_2) dos coeficientes de flexibilidade são estimados a partir das Equações 8 e 9:

$$x_j(t) = \gamma_1 x_j(t-1) \quad \text{em que} \quad x_j(t) \geq x_j(t-1) \quad (8)$$

e

$$x_j(t) = \gamma_2 x_j(t-1) \quad \text{em que} \quad x_j(t) \leq x_j(t-1) \quad (9)$$

Em outras palavras, os pontos acima (Equação 8) e abaixo (Equação 9) de uma reta de 45° foram reunidos no plano “área em t ” versus “área em $t-1$ ”. A estimativa γ_1 fornece indiretamente α (proporção de variação para cima), com $\alpha = \gamma_1 - 1$, e a partir de γ_2 se obtém β (proporção de variação para baixo), com $\beta = 1 - \gamma_2$. Ou seja, os coeficientes angulares das retas “acima” e “abaixo” serviram para calcular, respectivamente, os limites superior e inferior dos coeficientes de flexibilidade.

Bases de dados

Os modelos recursivos foram construídos para o período compreendido entre os anos agrícolas 2002/2003 e 2008/2009.

A modelagem dos sistemas de produção típicos foi baseada em informações provenientes de painéis técnicos realizados com informantes regionais qualificados. Consideramos, nos painéis, o ano agrícola compreendido entre julho de 2007 e junho de 2008. Os indicadores técnicos obtidos nos painéis foram confirmados junto a especialistas.

O modelo de restauração e aproveitamento da RL apresentado neste trabalho foi aquele elaborado pelo Lerf e descrito por Preiskorn et al. (2009). Os coeficientes técnicos referentes aos custos de implantação e manutenção da RL, obtivemos junto à equipe do Lerf e os adaptamos à infraestrutura (notadamente máquinas e implementos agrícolas) e à mão de obra disponíveis nos sistemas de produção típicos aqui analisados. Os dados referentes à produção de madeira foram baseados nos levantamentos efetuados por Castanho (2009).

Para o cálculo dos coeficientes de flexibilidade empregados na análise recursiva, utilizamos séries históricas das áreas plantadas com as diferentes culturas e pastagens e do número de cabeças dos rebanhos, obtidas da Produção Agrícola Municipal (PAM) e Produção Pecuária Municipal (PPM) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), referentes ao período de 1990 a 2008. Para laranja, empregamos o número de pés, obtido junto ao banco de dados do Instituto de Economia Agrícola (IEA) referente ao Estado de São Paulo.

Os dados referentes a preços de produtos (exceto madeira e lenha), insumos, serviços (salários, empreitas) e arrendamentos, para a montagem da análise

recursiva, extraímos das séries históricas de preços pagos e recebidos pelos produtores no Estado de São Paulo, do Instituto de Economia Agrícola (IEA), para o período de julho de 1998 a junho de 2008. Os preços relativos à madeira de espécies nativas tiveram como fonte o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e referem-se à média ponderada de uma cesta de madeira serrada de diferentes espécies nativas comercializadas na Grande São Paulo, com dados mensais de agosto de 2002 a dezembro de 2007. Os dados relativos a preços da madeira nativa foram transformados ao equivalente a madeira em pé na propriedade, forma que supomos ser mais factível à comercialização pelos produtores da região. Já os preços de lenha em pé provieram do Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (Cepea), da Esalq/USP, e correspondem à média de pinus e eucalipto para lenha em pé na região de Campinas, para o período de agosto de 2002 a junho de 2009.

As séries de preços de madeira nativa e de lenha para o período de 2002 a 2007 foram extraídas da revista Florestar Estatístico (2003, 2004, 2005, 2006, 2008). Os valores da lenha em pé de janeiro de 2008 a junho de 2009 provieram de séries adquiridas diretamente do Cepea. Os valores nominais de todos os preços foram atualizados para janeiro de 2008 pelo IGP-DI da Fundação Getúlio Vargas (FGV).

Quando não havia séries que cobrissem todo o período de análise (2002/2003 a 2008/2009) disponíveis, a exemplo do valor da madeira, completamos as séries a partir da tendência exponencial dos preços recebidos pelos produtos e/ou dos preços pagos pelos produtores por insumos e serviços. Já nos casos em que não havia dados para todos os meses do ano agrícola disponíveis, a exemplo do preço pago por defensivos agrícolas – tomados pelo IEA em janeiro, abril, agosto e outubro de cada ano –, calculamos a média dos meses disponíveis.

As séries históricas de precipitação pluvial, empregadas para o cálculo do número de dias úteis de máquinas agrícolas, foram extraídas da base de dados do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas do Instituto Agrônomo de Campinas (Ciiagro-IAC), para a estação de Casa Branca e para o período de 1997 a 2008. O cômputo do número de dias passíveis para o serviço de máquinas agrícolas foi feito conforme as recomendações de Mialhe (1974).

Levantamento de campo e informações coletadas

Empregamos a técnica de painel para a coleta dos coeficientes técnicos dos sistemas de produção praticados na área de estudo. Foram realizados dez painéis técnicos na área com o objetivo de cobrir a diversidade socioeconômica, produtiva, tecnológica e ambiental da região, expressa nos diferentes tipos de sistemas de produção encontrados. O número médio de participantes de cada painel, entre agricultores e técnicos, foi de oito pessoas, entre elas ao menos dois pesquisadores conhecedores dos temas a serem tratados.

Cada painel técnico começou pelo processo de validação da tipologia, e procedemos, em seguida, à coleta das informações dos sistemas de produção típicos, considerando suas restrições e potencialidades de diferentes naturezas. Numa primeira abordagem, mais geral, conhecemos as formas de exploração, as tecnologias utilizadas e a representatividade dos sistemas de produção típicos. A Embrapa, que utiliza a técnica dos painéis na caracterização dos sistemas e custos de produção de uma série de produtos, recomenda que a atenção da pesquisa concentre-se nos sistemas modais (STOCK et al., 2008).

Após a caracterização geral de cada sistema típico (que cobriu informações como valor e uso da terra; mão de obra disponível; inventário de benfeitorias, máquinas e equipamentos, com os respectivos prazos de substituição; fontes de recursos financeiros; destino da produção, entre outras informações), determinamos os coeficientes técnicos de produção dos cultivos e criações nele presentes, segundo a tecnologia predominante. Os coeficientes técnicos descrevem todas as práticas culturais segundo as épocas de realização, a utilização de insumos, a utilização de máquinas e equipamentos, a mão de obra empregada, as épocas e os preços de aquisição de insumos e de venda de produtos, a produtividade alcançada, etc. É a base para o cálculo dos custos e benefícios de cada atividade agrícola. Também foram levantados os custos de arrendamento da terra e os custos financeiros, estes com o objetivo de determinar o custo do agricultor com a tomada de financiamentos, segundo Osaki et al. (2006). O painel, ademais, proporcionou um levantamento da infraestrutura regional de bens e serviços.

Estimativa do valor da árvore em pé de espécies nativas

Apesar da importância do mercado da madeira para o País, diversos autores atestam carência de estatísticas para o setor (CASTANHO FILHO, 2008b; MACHADO, 2000; PEREZ; BACHA, 2007; SOBRAL et al., 2002) Para contornar a ausência de informações, neste trabalho, o valor da madeira em pé na propriedade foi calculado “descontando” do valor da madeira serrada comercializada na Grande São Paulo (série do IPT) as estimativas de desdobro das toras (considerando 50% de aproveitamento) e dos custos relacionados a corte, processamento, transporte, impostos e margens de lucro estimadas dos agentes envolvidos.

A partir de dados obtidos em entrevistas junto a serrarias próximas à região estudada, adotamos os seguintes parâmetros, relativos ao ano de 2008:

- Imposto pago pelo produtor de 2,3% sobre o produto comercializado;
- Custo de R\$ 40,00 m⁻³ de tora para corte e carregamento na área sob manejo da RL, onde é admitido o limite de exploração de 25% do total de indivíduos;
- Custo de transporte da tora equivalente a R\$ 0,30 m⁻³ km⁻¹, da propriedade até a serraria (máximo de 50 km);

- Taxa de desdobro de 50%;
- Valor de R\$ 188,00 m⁻³ de madeira serrada, cobrado pela serraria, incluídos aqui custos de produção, impostos e margem de lucro;
- Custo de R\$ 0,41 m⁻³ km⁻¹ para o transporte da madeira serrada de Mogi Guaçu até a Grande São Paulo;
- Margem de 30% sobre a revenda da madeira serrada.

Além desses valores, consideramos um diferencial de preços de acordo com a qualidade da madeira explorada segundo o manejo sustentável proposto pelo Lerf. O valor da madeira média foi considerado como o equivalente a 40% daquele da madeira final (de primeira qualidade). Essa proporção está amparada em dados de levantamento do preço da madeira serrada realizado pelo Imazon em 1997/1998 em 75 polos madeireiros da Amazônia Legal (SMERALDI; VERÍSSIMO, 1999, p. 22). Foram comparados os preços de comercialização, na Amazônia, das espécies coincidentes ao modelo do Lerf.

Já o valor da lenha de espécies nativas foi considerado como o equivalente a 70% do valor da média da lenha de pinus e eucalipto, com base no relato de profissionais atuantes em serrarias da região.

Indicadores do desempenho econômico das atividades

Margem Bruta

O cálculo do custo de produção empregado neste trabalho é baseado na metodologia do custo operacional, proposta pelo IEA (MATSUNAGA et al., 1976) e que vem sendo empregada pelo Cepea, da Esalq/USP (OSAKI et al., 2006; ALVES et al., 2005), com adaptações.

Neste artigo, trabalhamos no modelo com a maximização da margem bruta da unidade produtiva, considerando o conjunto de atividades realizadas nas unidades típicas de produção, segundo o padrão tecnológico adotado pelos produtores. A margem bruta de uma atividade corresponde ao valor bruto da produção da atividade, subtraído dos respectivos desembolsos efetuados. Assim, restam do produto bruto os custos com insumos (inclusive combustíveis), manutenção de máquinas e benfeitorias, seguro de máquinas, juros pagos por financiamentos, custos com arrendamentos de terras, mão de obra contratada, assistência técnica e outros possíveis dispêndios, e a margem bruta para a unidade de produção deve remunerar os fatores fixos: terra, trabalho familiar, capital e gestão do empresário familiar.

Valor presente líquido (VPL) e valor presente líquido anualizado (VPLA)

O VPL estima o valor de hoje de um fluxo de caixa usando, para isso, uma taxa básica de atratividade do capital (DOSSA, 2000). É calculado pela Equação 10.

$$VPL = FC_0 + \frac{FC_1}{(1+i)^1} + \frac{FC_2}{(1+i)^2} + \dots + \frac{FC_n}{(1+i)^n} \quad (10)$$

Em que VPL é o valor presente líquido; FC é o fluxo de caixa anual; i é a taxa de desconto; e n é o período considerado (em anos). Para comparar projetos com fluxos de caixa de vidas úteis diferentes, frequentemente é utilizado o valor presente líquido anualizado (VPLA), que é a expressão anual (uniforme) do valor presente líquido no horizonte de planejamento computado a uma determinada taxa de desconto (FLORIANO, 2008). O VPLA é calculado pela Equação 11.

$$VPLA = VPL \left(\frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1} \right) \quad (11)$$

Neste trabalho, empregamos o VPLA para comparar atividades com diferentes horizontes de produção.

Formulação dos modelos empíricos de programação recursiva das unidades típicas de produção da Microbacia do Oriçanga

Desenvolvemos inicialmente um modelo por meio de programação linear para cada tipo de unidade de produção agropecuária analisada. O objetivo foi maximizar a margem bruta considerando as atividades conforme uso atual e nível tecnológico levantados nos painéis técnicos. As análises foram feitas usando o software Lingo 10.0, da Lindo Systems Inc.

A função objetivo é composta pelas margens brutas advindas de cada atividade de produção agropecuária, por transferências de capital a uma taxa de juros de 0,5% ao mês (elementos com sinais positivos) e por despesas referentes a custos com a produção de forrageiras e silagem que servem de alimento aos rebanhos (que representam consumos intermediários), juros pagos por financiamentos, gastos com contratação de mão de obra permanente e temporária (elementos com sinais negativos).

Consideramos como restrições, para cada unidade típica:

- As disponibilidades de terra, mão de obra familiar e máquinas agrícolas, considerados nestes casos os períodos efetivamente passíveis de uso, dadas as condições de pluviosidade e os dias de descanso (domingos, feriados e meios dias de sábado);

- As condições para uso de crédito agrícola, como os limites estabelecidos pelos agentes financeiros;
- A obrigatoriedade de pagamento dos encargos sobre os financiamentos tomados;
- As exigências técnicas das culturas e rebanhos, como rotação de culturas, balanço de forrageiras, etc.;
- As exigências legais de manutenção de APP e RL florestal;
- A existência de áreas de baixa aptidão agrícola nas unidades, passíveis de destinação a RL; entre as mais importantes.

Esse modelo inicial constitui uma imagem do sistema de produção atual (ano agrícola 2007/2008) dos dois tipos de unidades de produção analisados: o pequeno produtor de baixa tecnologia e o citricultor.

O modelo de programação recursiva adiciona às mencionadas restrições outras relacionadas aos coeficientes de flexibilidade. Tais restrições estabelecem o limite inferior e superior de cada atividade na unidade de produção típica. Ou seja, admite-se que o produtor não modifica radicalmente seu sistema de produção de um ano para outro, em decorrência de limitações técnicas e do seu comportamento diante do risco.

Cálculo dos coeficientes de flexibilidade

As fontes de dados para cálculo dos coeficientes de flexibilidade foram descritas anteriormente. Para obter as estimativas para a Microbacia do Rio Oriçanga, os dados municipais referentes à área plantada e ao número de vacas ordenhadas foram ponderados proporcionalmente à área de cada município contida na microbacia. Já no caso da laranja, a escolha do número de pés, em vez de área plantada, baseou-se na opinião de especialistas, que consideraram que tais informações apresentavam maior consistência com os objetivos do trabalho. Todas as séries históricas cobriram o período de 1990 a 2008.

Projetamos a relação entre a área plantada com cada cultura (ou o número de pés no caso da laranja, ou o número de vacas ordenhadas no caso da produção leiteira) no período t (eixo das ordenadas) e a mesma variável no período $t-1$ (eixo das abscissas). Uma linha imaginária pressupondo que o valor no período t fosse igual ao do período $t-1$ separava as observações acima e abaixo da reta. Em outras palavras, observações em que as áreas plantadas presentes fossem superiores às passadas e observações em que as áreas plantadas presentes fossem inferiores às passadas. O mesmo raciocínio vale para o número de pés de laranja e o número de vacas ordenhadas. Para cada conjunto de informações (acima e abaixo), ajustamos

uma reta por mínimos quadrados ordinários, cujos coeficientes angulares definiram, respectivamente, os limites superior e inferior dos coeficientes de flexibilidade (Equações 8 e 9).

Resultados

Citricultores

Características gerais da unidade de produção dos citricultores

A propriedade modal levantada no painel técnico tem 80 ha, dos quais cerca de 65 ha são ocupados com a citricultura e perto de 5 ha são plantados com milho a cada ano. A unidade típica é gerenciada pela família e conta com a mão de obra familiar de dois adultos em tempo integral, com contratação de outras duas pessoas de forma permanente. Os serviços de colheita e plantio da laranja são feitos na forma de empreita. O produtor possui dois tratores e os equipamentos necessários à condução das lavouras.

A estimativa dos remanescentes de vegetação natural das unidades de produção da Microbacia do Oriçanga, realizada por meio de mapeamento, mostrou para os citricultores que 5,2% da sua área média (4,13 ha) correspondem a APPs (matas ciliares), das quais 58,9% estão ocupadas com vegetação natural e o restante tem uso antrópico. Nesse tipo de unidade, 0,5% da área (0,39 ha, em média) está na Classe Va de capacidade de uso das terras em decorrência de condições de encharcamento – cabendo aí também a alocação de APPs. Ademais, foram detectadas áreas com vegetação fora das APPs que, em princípio, poderiam ser enquadradas como RL e que giram em torno de 7,0% da área da unidade de produção típica (5,64 ha). Adicionalmente, perto de 0,8% da área (0,66 ha) foi enquadrada como inapta para culturas anuais e perenes e apta para reflorestamento. Desse modo, e considerando que (i) as áreas inaptas para culturas anuais e perenes fossem destinadas a RL e (ii) que o cumprimento da RL se fizesse na propriedade, deveriam ser realocados ainda 9,70 ha de áreas usadas na produção para o cumprimento da RL nas unidades de produção dos citricultores, de modo a alcançar os 20% da área total exigidos pelo Código Florestal segundo a redação dada pela MP nº 2.166-67/2001.

No que diz respeito à utilização da maquinaria, o número de dias possíveis para uso da mecanização agrícola foi estimado em 200,8 ao ano, segundo a metodologia proposta por Mialhe (1974).

A taxa de juros do crédito rural considerada foi de 6% ao ano, inclusive para a recomposição da RL, valor apontado pelos participantes do painel como representativo das diversas linhas de crédito disponíveis no período analisado. Esse valor foi, em seguida, referenciado por funcionários da carteira de crédito agrícola do Banco do Brasil. A partir de dados captados nos painéis, foram disponibilizados adiantamentos em lojas comerciais com prazos de reembolsos médios de dois meses e taxas médias

de juros de 2% ao mês, aplicadas à época do levantamento. Uma vez tomado, o financiamento deveria ser destinado à cultura fim. A troca de cada trator foi prevista para o prazo de 15 anos, ainda com possibilidade de financiamento a taxas de juros de 6% ao ano. No fluxo de caixa da propriedade, foi admitida, ainda, a transferência de capital a uma taxa de 0,5% ao mês.

Atividades praticadas pelos citricultores

Citricultura

Consideramos, para o cálculo da margem bruta da cultura da laranja, principal atividade dos citricultores, a combinação das cultivares Pera Rio (40% da área) e Valência (60% da área), das quais 80% são destinados à indústria e 20% à mesa. Foram consideradas as seguintes produtividades anuais médias:

- sem produção no ano de implantação, no ano 1 e no ano 2;
- 0,5 caixa (1 caixa equivale a 40,8 kg) por planta no ano 3;
- 1 caixa por planta no ano 4;
- 2,7 caixas por planta nos anos 5 a 11;
- 2,3 caixas por planta nos anos 12 a 18.

Esses valores equivalem a uma produtividade média anual de 2,03 caixas por planta ao longo de todo o ciclo produtivo.

A partir dos dados tomados para 2007/2008, o VPL da margem bruta estimado para a cultura da laranja na unidade de produção típica, calculado a partir dos dados dos painéis, alcançou o montante de R\$ 16.915,21, e o VPLA chegou a R\$ 1.562,23 ha⁻¹. Vale recordar que foram considerados apenas os desembolsos no cálculo desses indicadores.

Cultura do milho

Na Microbacia do Oriçanga, é empregado predominantemente o plantio convencional. Usando essa técnica, mas com alta aplicação de insumos, os citricultores alcançam uma produtividade de 125 sacos de milho por hectare, o que gerou, em 2007/2008, uma margem bruta (descontados os desembolsos) de R\$ 837,74 ha⁻¹.

Manejo da RL

Os citricultores, como talvez a totalidade dos produtores da região, não fazem qualquer tipo de manejo da vegetação natural em áreas de RL. Na propriedade típica de citricultores da Microbacia do Oriçanga, para suprir o déficit de RL deveriam ser realocados 9,7 ha de áreas cultivadas, se esse déficit fosse cumprido na própria unidade de produção. Nessa área, a partir do manejo proposto pelo Lurf, estimamos a produção de madeira apresentada na Tabela 2.

Tabela 2. Quantidade de indivíduos e volume explorado de madeira na RL segundo modelo proposto pelo Lerf, por tempo da exploração e grupo de madeira.

| Anos | Quantidade explorada (indivíduos ha ⁻¹) | Cálculo (m ³ ha ⁻¹) | Grupo de madeira | Qualidade da madeira |
|--------------|---|--|------------------|----------------------|
| 10 a 15 | 830 | 39,43 | Madeira inicial | Lenha |
| 20 a 25 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 30 a 35 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 35 a 40 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 40 a 45 | 207,5 | 88,71 | Madeira final | Alta + lenha |
| 50 a 55 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 55 a 60 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 60 a 65 | 207,5 | 88,71 | Madeira final | Alta + lenha |
| 70 a 75 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 75 a 80 | 415 | 92,54 | Madeira média | Média + lenha |
| 80 a 85 | 207,5 | 88,71 | Madeira final | Alta + lenha |
| TOTAL | 4.357,5 | 953,34 | | |

Fonte: Elaborado pelos autores com base no modelo do Lerf descrito por Preiskorn et al. (2009) e dados de Castanho (2009). Diâmetro à altura do peito (DAP) = 1,3 m).

Com o manejo da RL, estimamos um VPL de R\$ 7.074,53 ha⁻¹, considerado o período de 80 anos, e o VPLA foi calculado em R\$ 428,52 ha⁻¹, para a unidade típica dos citricultores a partir dos dados tomados para 2007/2008.

Coeficientes de flexibilidade

Os valores encontrados para os coeficientes de flexibilidade são apresentados na Tabela 3. Eles representam os limites de variação para cima e para baixo, permitidos para o modelo para as culturas da laranja e do milho, a cada ano agrícola, na Microbacia do Rio Orizanga.

Tabela 3. Variação permitida para baixo e para cima para as culturas da laranja e do milho, a cada ano agrícola, para a Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo.

| Cultura | Variação percentual (%) | |
|------------------------|-------------------------|-----------|
| | Para baixo | Para cima |
| Laranja ⁽¹⁾ | 2,32 | 3,71 |
| Milho ⁽²⁾ | 10,98 | 17,69 |

Fonte: Elaborado pelos autores com base em ⁽¹⁾Banco de Dados IEA (2010) e ⁽²⁾PAM/SIDRA, IBGE (2010).

No caso da RL, dada a impossibilidade legal de corte raso, fixamos, no modelo, a área a ser destinada para esse uso. O mesmo raciocínio vale para as APPs, já que elas devem ser mantidas intactas, segundo a legislação.

Variação na rentabilidade das atividades agrícolas

Na análise recursiva, consideramos sete anos agrícolas, de 2002/2003 a 2008/2009, limite decorrente da disponibilidade de dados que pudessem ser utilizados para a estimativa do valor da madeira em pé na propriedade. O cálculo do valor da madeira em pé seguiu os passos descritos neste trabalho. Os valores encontrados para 1 m³ da madeira em pé na propriedade e para a lenha em pé são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores estimados para tora e lenha em pé das espécies propostas para manejo sustentável, nas propriedades da Microbacia do Rio Oriçanga, Estado de São Paulo (em R\$ m⁻³)¹.

| Período | Madeira final em pé | Madeira média em pé | Lenha em pé |
|--------------|---------------------|---------------------|--------------|
| 2002/2003 | 179,61 | 71,85 | 30,95 |
| 2003/2004 | 196,35 | 78,54 | 36,09 |
| 2004/2005 | 209,65 | 83,86 | 40,08 |
| 2005/2006 | 257,47 | 102,99 | 47,40 |
| 2006/2007 | 262,89 | 105,16 | 50,65 |
| 2007/2008 | 273,75 | 109,50 | 48,43 |
| 2008/2009 | 299,26 | 119,71 | 45,61 |
| Média | 239,86 | 95,94 | 42,74 |

¹Valores da madeira em pé estimados a partir do preço calculado pelo IPT da madeira nativa serrada na Grande São Paulo; valores da lenha em pé estimados a partir da série de preços do Cepea. Valores de janeiro de 2008 deflacionados pelo IGP-DI.

Pelas estimativas, observamos crescimento da ordem de 9,0% ao ano no valor da madeira em pé e de 7,3% no da lenha em pé no período de 2002/2003 a 2008/2009. Comparativamente, no mesmo período, o preço da laranja teve queda de 5,2% ao ano e o do milho, de 3,3% ao ano. Ampliando o período analisado dos preços de 1998/1999 a 2008/2009, observamos, no caso do milho, uma tendência de redução do preço de 1,1% ao ano, e na laranja, de aumento de 2,4% ao ano.

Bacha (2009) destaca que os anos 2000 têm presenciado escassez de madeira, o que é evidenciado pela falta de madeira para certas indústrias, como o caso da indústria moveleira de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, e pela própria evolução dos preços. O autor cita aumentos nos preços de 342% para árvores de pinus e 240% para eucalipto, entre setembro de 2002 e julho de 2008, na região de Bauru, SP, enquanto a inflação no período teria sido de 72,4% (IGP-DI).

A crescente escassez das madeiras nativas também leva à valorização. Nesse sentido, a proposta de manejo da RL com espécies de madeira de lei, além do lado ambiental, pode representar uma poupança e uma fonte de renda para os agricultores diante dos preços que podem vir a ser alcançados pela madeira de espécies nativas.

A Tabela 5 mostra a variação das margens brutas, calculadas para as diferentes atividades praticadas por este tipo de unidade de produção no decorrer do período.

Tabela 5. Variação nas margens brutas das atividades dos citricultores, Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo (em R\$ ha⁻¹).

| Período | Laranja | Milho alta tecnologia | RL manejada |
|--------------|-----------------|-----------------------|---------------|
| 2002/2003 | 3.269,14 | 1.568,53 | 183,20 |
| 2003/2004 | 1.960,20 | 640,30 | 232,01 |
| 2004/2005 | -291,51 | 216,68 | 280,23 |
| 2005/2006 | 802,53 | 94,79 | 417,77 |
| 2006/2007 | 1.897,46 | 472,43 | 433,93 |
| 2007/2008 | 1.562,23 | 837,74 | 428,52 |
| 2008/2009 | -233,16 | -99,22 | 463,27 |
| Média | 1.280,98 | 533,04 | 348,42 |

Fonte: Dados de pesquisa de campo utilizando séries de preços listadas no Banco de Dados do IEA (2010) para insumos e para os produtos laranja e milho, e do IPT para madeira (FLORESTAR ESTATÍSTICO, 2003, 2004, 2005, 2006, 2008).

Dados os comportamentos dos preços de insumos e produtos, foi grande a variabilidade das margens brutas alcançadas pelas unidades de produção dos citricultores no período analisado, tanto no que se refere às margens das atividades individuais quanto às das propriedades.

Cenários para citricultores

As informações referentes à estrutura das unidades de produção, ao uso de recursos financeiros, de máquinas e de mão de obra, além dos coeficientes técnicos referentes às práticas culturais empregadas em cada uma das atividades e dos intervalos de variação de área para cada cultura, determinados pelos coeficientes de flexibilidade, foram incorporados na formulação do modelo matemático do sistema típico.

Para cumprir com as exigências legais e tendo por base o mapeamento da vegetação natural da microbacia (FASIABEN et al., 2010), obrigamos o modelo a:

- Manter 4,13 ha como matas ciliares (APP);
- Destinar 0,39 ha de área inundável (classe Va) também a APP;
- Preservar os 5,64 ha relativos à vegetação natural fora de APP já existentes;
- Considerar a existência de 0,66 ha como áreas de baixa aptidão (classes VIe VII);
- Alocar para RL 9,70 ha, que hoje são destinados à produção, prevendo que nesta área se possa ou não seguir o manejo proposto pelo Lurf.

Partindo do sistema de produção atualmente praticado pelo produtor, desenhamos três situações:

- Simulando o sistema atual do produtor, no qual são cultivados laranja e milho, sem completar a área de RL prevista na legislação (situação 1);
- Respeitando as atividades do sistema atual da unidade de produção típica, mas alocando terra da UPA para completar o total previsto com RL, que seguiria o manejo proposto pelo Lerf (situação 2);
- Respeitando as atividades do sistema atual e alocando a área da UPA necessária para suprir o déficit de RL, onde seria permitido o crescimento da vegetação espontânea, que seria mantida sem nenhum tipo de manejo ou exploração (situação 3).

Desse modo, o modelo alocou, por meio da análise recursiva, as áreas apresentadas na Tabela 6, para as atividades da unidade de produção típica dos citricultores.

Tabela 6. Áreas alocadas pelo modelo para as três situações estudadas para os citricultores, Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo, de 2002/2003 a 2008/2009 (em hectares).

| Período | Situação 1 ⁽¹⁾ | | | Situação 2 | | | Situação 3 | | |
|-----------|---------------------------|-------|-------|------------|-------|-------|------------|-------|-------|
| | Laranja | Milho | RL | Laranja | Milho | RL | Laranja | Milho | RL |
| 2002/2003 | 65,079 | 4,105 | 0,000 | 56,155 | 3,325 | 9,704 | 56,155 | 3,325 | 9,704 |
| 2003/2004 | 64,405 | 4,039 | 0,000 | 55,374 | 4,039 | 9,704 | 55,374 | 4,039 | 9,704 |
| 2004/2005 | 32,942 | 3,639 | 0,000 | 54,116 | 3,639 | 9,704 | 54,116 | 3,639 | 9,704 |
| 2005/2006 | 65,367 | 3,279 | 0,000 | 56,201 | 3,279 | 9,704 | 56,201 | 3,279 | 9,704 |
| 2006/2007 | 65,121 | 3,984 | 0,000 | 55,496 | 3,984 | 9,704 | 55,496 | 3,984 | 9,704 |
| 2007/2008 | 64,344 | 4,840 | 0,000 | 54,640 | 4,840 | 9,704 | 54,640 | 4,840 | 9,704 |
| 2008/2009 | 64,876 | 4,308 | 0,000 | 55,172 | 4,308 | 9,704 | 55,172 | 4,308 | 9,704 |

⁽¹⁾ Situação 1 simula o sistema atual do produtor.

O mecanismo recursivo garante que as áreas destinadas às atividades mantenham-se, a cada ano, dentro de certos patamares, mesmo quando as relações de troca não lhe são favoráveis, o que condiz com o comportamento do produtor. Os resultados econômicos obtidos com os modelos recursivos são apresentados a seguir.

A simulação das três situações conduziu à variação das margens brutas das unidades de produção dos citricultores no período de 2002/2003 a 2008/2009, apresentadas em valores e em termos percentuais (em relação ao sistema atual do produtor) na Tabela 7.

Tabela 7. Margens brutas da unidade de produção típica dos citricultores⁽¹⁾, em três situações simuladas, Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo.

| Período | Situação 1 | Situação 2 | | Situação 3 | |
|--------------|--------------------------|--------------------------|------------|--------------------------|------------|
| | (R\$ ano ⁻¹) | (R\$ ano ⁻¹) | % var. | (R\$ ano ⁻¹) | % var. |
| 2002/2003 | 227.406,60 | 195.505,90 | -14 | 193.740,20 | -15 |
| 2003/2004 | 133.674,20 | 115.236,50 | -14 | 112.991,30 | -15 |
| 2004/2005 | -19.221,92 | -15.974,80 | 17 | -18.693,91 | 3 |
| 2005/2006 | 54.022,11 | 48.125,31 | -11 | 44.049,65 | -18 |
| 2006/2007 | 129.171,20 | 11.862,00 | -13 | 107.625,30 | -17 |
| 2007/2008 | 107.454,50 | 93.111,71 | -13 | 88.934,54 | -17 |
| 2008/2009 | -16.308,21 | -12.391,97 | 24 | -16.905,88 | -4 |
| Média | 88.028,35 | 76.946,38 | -13 | 73.105,89 | -17 |

⁽¹⁾ Para agregar atividades com diferentes horizontes de produção, empregamos o VPLA para a cultura da laranja e para a exploração sustentável da madeira da RL; a situação 1 simula o sistema atual do produtor; variação percentual em relação ao sistema atual do produtor (situação 1).

As projeções indicam que, na unidade típica de produção dos citricultores, a alocação de áreas hoje cultivadas para o cumprimento da RL na propriedade, segundo as estimativas realizadas, representaria uma redução equivalente a 13% na sua margem bruta, desde que ela fosse manejada para exploração da madeira. No caso de a RL ser mantida sem nenhum tipo de manejo ou exploração, essa redução seria da ordem de 17%.

Os resultados do modelo mostram que o empreendimento é viável em todas as situações simuladas. É importante recordar que o fluxo de caixa da unidade de produção está incorporado ao modelo, que considera um montante inicial de capital próprio apontado pelos produtores no painel (no caso do citricultor, esse valor foi de R\$ 20.000,00). Nas simulações, o modelo considera o montante de todos os desembolsos necessários, seja em relação aos recursos próprios, à possibilidade do uso de crédito bancário ou de adiantamentos em lojas de produtos agropecuários. Como já esclarecemos anteriormente, a leitura que se deve fazer da redução na margem bruta prevista pelo modelo com a implantação da RL é que esse montante seria subtraído da margem do produtor para remunerar os fatores fixos: terra, trabalho familiar, capital e gestão do empresário familiar.

A ocorrência de anos em que a margem bruta da unidade de produção típica mostrou-se negativa decorre da conjuntura de preços desfavorável para a laranja, carro-chefe desta unidade de produção. O VPL da reserva legal com fins de exploração de madeira foi positivo, e, para a madeira em pé, estimamos crescimento sustentado dos preços (Tabela 4).

Assim, naqueles anos em que a relação de troca⁴ mostrou-se mais desfavorável para a cultura da laranja, o produto do manejo da RL serviu como “amortizador” das

⁴ Entre os índices de preços agrícolas do Estado de São Paulo, calculados pelo IEA, o índice de paridade (IP) – ou relação de trocas no setor agrícola – compara as mudanças relativas entre os preços recebidos pelos agricultores (IPR) e os preços pagos pela agricultura (IPP), medindo o poder aquisitivo do agricultor. Representa a relação entre o IPR e o IPP, e ambos têm como referência a mesma base (agosto de 1994). O IP, calculado pelo IEA, corrobora que o ano de 2005 foi o que apresentou as mais baixas relações de troca do período de janeiro de 2004 a dezembro de 2009 (IEA, 2010).

perdas. Esse foi o caso do ano de 2005, quando, segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (Anda), no caso da laranja, eram necessárias 65,2 caixas de 40,8 kg para adquirir 1 t de fertilizante, e essa relação caiu para 47,2 caixas em 2006 (DCI, 2010).

Os resultados alcançados com o sistema típico de produção dos citricultores indica que seria vantajoso compensar a RL fora da propriedade, em locais onde o custo de oportunidade do uso da terra fosse mais baixo. Entretanto, informações obtidas por mapeamento indicam que não haveria terras de baixa aptidão agrícola suficientes na Microbacia do Rio Oriçanga para que aí fossem feitas as compensações, como preconiza o Código Florestal na forma da MP nº 2.166-67 de 2001⁵.

Unidade de produção típica de pequenos produtores pouco tecnificados

Características gerais dos pequenos produtores pouco tecnificados

Os pequenos produtores enfrentam o entrave da baixa produtividade nas suas atividades agropecuárias, apesar de as explorações estarem localizadas predominantemente em solos de boa aptidão agrícola. Os jovens são atraídos sistematicamente para o trabalho fora da propriedade, porque existe oferta de empregos urbanos na região. Nos painéis, constatamos que as unidades desse tipo vêm enfrentando um processo de envelhecimento dos agricultores, obsolescência tecnológica e dos instrumentos de trabalho e descapitalização.

A propriedade modal levantada no painel apresenta área de 24,2 ha de terras próprias, dos quais 14,52 ha são destinados a pastagens, 6,05 ha, ao milho para silagem e 2,42 ha, ao milho em grão. A área de mata registrada pelos produtores no painel foi de 1,21 ha. O rebanho conta com 30 vacas mestiças, metade delas em lactação. O sistema de ordenha é manual e a propriedade pode contar com uma infraestrutura de instalações sobredimensionada, uma vez que vem reduzindo seu rebanho paulatinamente. Essas informações, transmitidas pelos produtores no painel, foram corroboradas a partir de dados da produção pecuária municipal do IBGE, que demonstram que o número de vacas ordenhadas na região sofreu redução de mais de 60% no período de 1990 a 2008 (IBGE, 2010).

O mapeamento da vegetação natural das unidades de produção dos pequenos produtores mostrou que 6,7% dessas áreas correspondem a APP de margens de rios e nascentes (1,62 ha), das quais apenas 39,4% estão vegetadas. Outros 6,4% estão cobertos com vegetação natural fora de APP e foram considerados como área passível de averbação como RL (1,55 ha). Por outro lado, 3,1% das

⁵ No caso da compensação da RL fora da propriedade, ela deve ser feita em outra área equivalente em importância ecológica e extensão, desde que pertença ao mesmo ecossistema e esteja localizada na mesma microbacia. Na impossibilidade de fazer a compensação na mesma microbacia, a lei permite que a compensação seja feita dentro da mesma bacia hidrográfica (nos termos do Plano de Bacia Hidrográfica) e no mesmo ecossistema, observado o critério da maior proximidade possível entre a propriedade desprovida de RL e a área escolhida para compensação.

terras foram classificadas como de baixa aptidão para lavouras e pastagens (o que equivale a 0,76 ha) e outros 3,0% (0,74 ha), como solos sujeitos a encharcamento e que deveriam estar contemplados como APP. Desse modo, para completar os 25% previstos por lei como total a ser mantido com vegetação natural na pequena propriedade, somadas APP e RL, deveriam ser deslocados 1,38 ha da produção para suprir o déficit de RL.

A gestão da unidade de produção típica é feita pelo proprietário, e a mão de obra empregada é estritamente familiar, do produtor e de sua esposa. O casal tem, caracteristicamente, dois filhos, que têm empregos urbanos, e a maior parte da renda da família provém dos salários. São contratados o serviço de máquinas em operações como plantio e colheita do milho, e também mão de obra temporária, como na preparação da silagem.

A taxa de juros do crédito rural considerada para esse tipo de UPA foi de 3% ao ano, inclusive para a recomposição da RL, como apontaram os participantes do painel como valor representativo para as linhas de crédito subsidiado, disponíveis a mutuários do Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf), no período analisado. Esse valor foi considerado pertinente por funcionários da carteira de crédito agrícola do Banco do Brasil.

Foram disponibilizados adiantamentos em lojas comerciais com taxas médias de juros de 2% ao mês. Foi admitido que o financiamento fosse empregado somente na cultura fim. Foi previsto que a troca de cada trator fosse feita no prazo de 25 anos, com financiamento a taxas de juros de 6% ao ano. Foi admitida, ainda, no fluxo de caixa da propriedade, a transferência de capital a uma taxa de 0,5% ao mês.

Atividades praticadas pelos pequenos produtores

Bovinocultura de leite

O sistema de produção de leite considerado típico da região de estudo tem a seguinte estrutura de rebanho: 1 reprodutor, 15 vacas em lactação, 15 vacas secas, 4 fêmeas com 2 a 3 anos de idade, 7 fêmeas com 1 a 2 anos, 7 fêmeas com até 1 ano e 7 machos com até 1 ano. Esses animais dispõem, para sua alimentação, de 13,31 ha de capim-braquiarião (*Brachiaria brizantha* cv. Marundu), 1,21 ha de capim-elefante e 6,05 ha destinados à silagem de milho. A produtividade média diária do rebanho é de 6 L de leite por vaca.

Os coeficientes técnicos para a pecuária de leite da unidade de produção típica foram construídos a partir da “unidade matriz” ou “unidade vaca”. Aqui, a produção baseia-se nas matrizes, que fazem parte de um rebanho cuja estrutura é ditada pelas características tecnológicas da exploração. A composição da medida “unidade vaca” da unidade de produção representativa dos pequenos produtores é apresentada na Tabela 8.

Tabela 8. Composição do rebanho leiteiro, número de animais das diferentes categorias para cada vaca e quantidade de unidades animais por vaca, pequenos produtores, Microbacia do Rio Oriçanga, Estado de São Paulo.

| Rebanho | Nº de animais por vaca | UA por vaca |
|------------------------|------------------------|-------------|
| 30 vacas | 1,00 | 1,00 |
| 1 reprodutor | 0,03 | 0,04 |
| 4 fêmeas de 2 a 3 anos | 0,13 | 0,10 |
| 7 fêmeas de 1 a 2 anos | 0,23 | 0,12 |
| 7 fêmeas de até 1 ano | 0,23 | 0,06 |
| 7 machos de até 1 ano | 0,23 | 0,06 |
| Total | 1,87 | 1,38 |

As atividades “pastagem de braquiário”, “capim-elefante”, “silagem”, “unidade vaca” e “venda de leite” foram tratadas separadamente na modelagem e unidas entre si pela condicionante do balanço alimentar exigido e pela produção de cada unidade vaca.

No padrão de tecnologia baixa, característico da produção leiteira na pequena unidade de produção típica da Microbacia do Rio Oriçanga, a margem bruta da atividade leiteira em 2007/2008 foi de R\$ 496,00 ha⁻¹, descontados apenas os desembolsos monetários.

Cultura do milho

Os pequenos produtores familiares apresentam um sistema com o menor nível tecnológico encontrado para milho entre os tipos de UPA da microbacia. Boa parte das operações mecanizadas é realizada por empreita (preparo do solo, plantio e colheita). A produtividade descrita foi da ordem de 62 sacas ha⁻¹, o que fez com que a margem bruta da atividade alcançasse R\$ 103,99 ha⁻¹ em 2007/2008.

Manejo da RL

Como explicitamos anteriormente, é estimado que as unidades desse tipo devam realocar uma área de 1,38 ha da atividade produtiva para suprir o déficit de RL. Com o manejo proposto pelo Lerf para a RL, estimamos a produção de madeira já apresentada na Tabela 2.

Os cálculos econômicos, entretanto, diferem daqueles descritos para os citricultores em decorrência da variação nos custos, que refletem a disponibilidade de recursos das unidades de produção típicas. Nas pequenas propriedades, o custo de implantação da RL mostrou-se um pouco superior ao dos citricultores, dada a necessidade de contratação do serviço de máquinas para algumas operações.

Com o manejo da RL, estimamos para os pequenos produtores um VPL de R\$ 6.881,72 ha⁻¹, considerado o período de 80 anos, e o VPLA foi calculado em R\$ 416,84 ha⁻¹ a partir dos dados tomados para 2007/2008.

Coefficientes de flexibilidade

Os valores encontrados para os coeficientes de flexibilidade do leite e milho são apresentados na Tabela 9. Eles vão impor os limites de variação permitidos para o modelo, a cada ano agrícola, no que se refere à produção de leite e de milho da unidade típica. Como explicitamos anteriormente, no caso da RL e APP, obrigamos o modelo a manter o valor fixado por lei.

Tabela 9. Variação permitida para baixo e para cima no número de vacas ordenhadas e na área plantada com milho, a cada ano agrícola, na Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo.

| Atividade | Variação percentual (%) | |
|----------------------|-------------------------|-----------|
| | Para baixo | Para cima |
| Leite ⁽¹⁾ | 9,29 | 4,52 |
| Milho ⁽²⁾ | 10,98 | 17,69 |

Fonte: Elaborado pelos autores com base em ⁽¹⁾PPM/Sidra, IBGE (2010) e ⁽²⁾banco de dados do IEA (2010).

Varição na rentabilidade das atividades dos pequenos produtores

A Tabela 10 mostra a variação das margens brutas, calculadas para as diferentes atividades praticadas por esse tipo de unidade de produção no decorrer do período 2002/2003 a 2008/2009.

Tabela 10. Variação nas margens brutas das atividades dos pequenos produtores, Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo (em R\$ ha⁻¹).

| Período | Leite | Milho - baixa tecnologia | RL manejada |
|--------------|---------------|--------------------------|---------------|
| 2002/2003 | 457,75 | 520,94 | 172,479 |
| 2003/2004 | 427,16 | 20,8 | 221,22 |
| 2004/2005 | 398,26 | -171,01 | 268,77 |
| 2005/2006 | 250,33 | -218,71 | 406,11 |
| 2006/2007 | 274,05 | -58,48 | 421,91 |
| 2007/2008 | 496,00 | 103,99 | 416,84 |
| 2008/2009 | 387,68 | -429,17 | 452,86 |
| Média | 384,46 | -33,09 | 337,17 |

Fonte: Dados da pesquisa de campo utilizando séries de preços listadas no Banco de Dados do IEA (2010) para insumos e para os produtos leite e milho, e do IPT para madeira (FLORESTAR ESTATÍSTICO, 2003, 2004, 2005, 2006, 2008).

Deve-se destacar, da Tabela 10, o fato de o milho de baixa tecnologia ter a margem bruta frequentemente negativa e apresentar média de - R\$ 33,09 ha⁻¹ no período analisado. As médias das margens brutas do leite e da RL manejada aproximam-se, e é estimado um crescimento sustentado das margens da RL, enquanto as margens do milho apresentam extrema volatilidade.

Cenários para pequenos produtores

Com base no mapeamento da vegetação natural, obrigamos o modelo a:

- Manter 1,62 ha como mata ciliar (APP);
- Destinar outro 0,74 ha de área inundável (Classe Va) a APP;
- Preservar 1,55 ha relativo à vegetação natural fora de APP, já existente;
- Considerar 0,76 ha como área de baixa aptidão para culturas e pastagens;
- Alocar para RL 1,39 ha que hoje é destinado à produção, seguindo ou não o manejo proposto pelo Lerf.

Partindo do sistema de produção atualmente praticado pelo produtor, foram desenhadas as três situações já descritas anteriormente:

1. Sistema atual do produtor, com déficit de RL;
2. Alocação de área produtiva da UPA para suprir o déficit de RL mantida sob manejo sustentável;
3. Alocação de área para suprir o déficit de RL mantida sem manejo.

A Tabela 11 apresenta as alocações de áreas para cada atividade, determinadas pelo modelo.

Tabela 11. Áreas e número de unidades-vaca alocadas pelo modelo para as três situações estudadas para os pequenos produtores, Microbacia do Rio Oriçanga, Estado de São Paulo, 2002/2003 a 2008/2009.

| Período | Situação 1 | | | Situação 2 | | | Situação 3 | | |
|-----------|------------------|-------|------|------------------|-------|------|------------------|-------|------|
| | Nº de Unid.-Vaca | Milho | RL | Nº de Unid.-Vaca | Milho | RL | Nº de Unid.-Vaca | Milho | RL |
| 2002/2003 | 27,07 | 1,52 | 0,00 | 24,99 | 1,52 | 1,39 | 24,99 | 1,52 | 1,39 |
| 2003/2004 | 27,44 | 1,27 | 0,00 | 25,36 | 1,27 | 1,39 | 25,36 | 1,27 | 1,39 |
| 2004/2005 | 27,21 | 1,42 | 0,00 | 25,13 | 1,42 | 1,39 | 25,13 | 1,42 | 1,39 |
| 2005/2006 | 26,96 | 1,60 | 0,00 | 24,88 | 1,60 | 1,39 | 24,88 | 1,60 | 1,39 |
| 2006/2007 | 26,67 | 1,79 | 0,00 | 24,59 | 1,79 | 1,39 | 24,59 | 1,79 | 1,39 |
| 2007/2008 | 26,35 | 2,00 | 0,00 | 24,27 | 2,00 | 1,39 | 24,27 | 2,00 | 1,39 |
| 2008/2009 | 26,67 | 1,79 | 0,00 | 24,59 | 1,79 | 1,39 | 24,59 | 1,79 | 1,39 |

Nota: Situação 1 simula o sistema atual do produtor.

A simulação das três situações conduziu à variação das margens brutas apresentadas na Tabela 12 para as unidades produtivas dos pequenos produtores no período de 2002/2003 a 2008/2009 (em valores e variação percentual em relação ao sistema atual do produtor).

Tabela 12. Margens brutas da unidade de produção típica dos pequenos produtores em três situações simuladas, Microbacia do Rio Oriçanga, Estado de São Paulo, 2002/2003 a 2008/2009.

| Período | Situação 1 | Situação 2 | | Situação 3 | |
|-----------|--------------------------|--------------------------|----|--------------------------|-----|
| | (R\$ ano ⁻¹) | (R\$ ano ⁻¹) | % | (R\$ ano ⁻¹) | % |
| 2002/2003 | 7.170,79 | 6.82,55 | -5 | 6.561,25 | -9 |
| 2003/2004 | 5.933,12 | 5.710,35 | -4 | 5.379,05 | -9 |
| 2004/2005 | 5.059,04 | 4.936,68 | -2 | 4.538,66 | -10 |
| 2005/2006 | 2.076,63 | 2.365,17 | 14 | 1.774,82 | -15 |
| 2006/2007 | 2.720,60 | 2.994,17 | 10 | 2.381,94 | -12 |
| 2007/2008 | 7.070,71 | 7.007,34 | -1 | 6.403,43 | -9 |
| 2008/2009 | 4.135,70 | 4.292,62 | 4 | 3.639,11 | -12 |
| Média | 4.880,94 | 4.875,84 | 0 | 4.382,61 | -10 |

Nota: Situação 1 simula o sistema atual do produtor; variação percentual em relação ao sistema atual do produtor (situação 1).

Segundo as estimativas realizadas, na unidade típica de produção dos pequenos produtores, o cumprimento da RL na própria unidade de produção significaria uma redução de somente 0,1% na margem bruta, desde que a RL fosse manejada para exploração da madeira. A partir desses resultados, depreendemos que a implantação e o manejo da RL, na forma prevista pela lei, não reduziram a margem bruta das unidades dos pequenos produtores da Microbacia do Rio Oriçanga, visto que essas unidades desenvolvem atividades de baixa produtividade. Adicionalmente, é importante recordar que o leite é atividade altamente demandadora de mão de obra, e a produção vem reduzindo drasticamente na região, como atestam os dados do IBGE relativos ao número de vacas ordenhadas nos três municípios que compõem a Microbacia do Rio Oriçanga.

O valor inicial considerado no fluxo de caixa dessa unidade de produção típica – correspondente ao capital próprio – foi de R\$ 1.000,00, como foi especificado pelos produtores no painel. O modelo considera a possibilidade de empregar recursos próprios, crédito bancário e/ou adiantamentos em lojas de produtos agropecuários. Os resultados mostram margens brutas positivas em todo o período analisado e indicam a viabilidade do cumprimento da norma legal. A redução na margem bruta prevista pelo modelo com a implantação da RL mantida sem uso reflete o montante que restaria à margem do produtor para remunerar terra, trabalho familiar, capital e gestão do empresário familiar. No caso de a RL ser mantida sem nenhum tipo de manejo ou exploração, a redução na margem bruta da propriedade seria da ordem de 10%.

Cabe destacar o ocorrido nos anos de 2005/2006, 2006/2007 e 2008/2009. Nesses anos, quando as relações de troca estiveram desfavoráveis para o leite e o milho, as margens brutas na situação em que ocorreu o manejo da RL foram maiores que as obtidas no sistema atual do produtor.

Considerações finais

A metodologia empregada neste estudo permitiu mensurar o impacto da RL sobre dois tipos de unidades de produção da Microbacia do Oriçanga: citricultores e pequenos produtores de baixa tecnologia. Os resultados obtidos podem ser considerados essenciais como forma de subsídio à formulação de políticas públicas capazes de, simultaneamente, viabilizar o cumprimento da lei (Código Florestal) e promover uma distribuição mais equitativa dos custos da conservação entre os diferentes agentes da sociedade, bem como uma alocação mais eficiente do uso dos recursos.

Para os pequenos produtores de baixa tecnologia da Microbacia do Oriçanga, o manejo da RL poderia ser pensado como uma alternativa econômica, tendo em vista o processo de envelhecimento que esse tipo de produtor vem enfrentando e a consequente busca de alternativas de baixo uso de mão de obra.

Já para os citricultores da microbacia, fica claro que a melhor opção seria a compensação fora da propriedade, e prioritariamente fora da microbacia, uma vez que aí predominam terras de elevada aptidão agrícola, com elevado custo de oportunidade.

Esses resultados evidenciam a importância de realizar estudos regionalizados do impacto da legislação ambiental sobre as unidades de produção agropecuárias, considerando a variedade das situações que compõem a agropecuária paulista. Esses estudos podem ajudar a orientar políticas públicas complementares ao mecanismo legal de comando e controle, com o intuito de promover um equacionamento mais justo da dívida da sociedade para com o meio ambiente, definindo, inclusive, de que modo e em que proporção cada segmento contribuiria para fazer frente aos custos da preservação dos ecossistemas.

Políticas de apoio aos produtores rurais mostram-se fundamentais para permitir o cumprimento da RL, como linhas de crédito especiais. É necessário fazer frente, inicialmente, a um dos maiores empecilhos: os altos custos de implantação da recuperação florestal. Aliado a ele, está o longo prazo para a obtenção dos retornos mais significativos do manejo da RL — a exploração da madeira de lei.

Outras políticas, como o pagamento por serviços ecossistêmicos, visam uma distribuição mais justa dos custos da conservação, além de serem uma forma de garantir a provisão desses serviços. Valores como os encontrados no presente trabalho podem servir de orientação para esse tipo de pagamento.

Na discussão de uma alocação economicamente mais eficiente do uso dos recursos e considerando as restrições ecológicas ligadas à conservação da biodiversidade, vem se destacando a ideia de criação de um mercado para reservas de vegetação nativa, cujo funcionamento depende da criação de um mecanismo de incentivos econômicos.

A questão da melhor localização das RLs poderia resumir-se na busca de um ponto de equilíbrio no mínimo custo de oportunidade de uso das terras sem perdas ecológicas relevantes. No caso da Microbacia do Oriçanga, poderia ser pensada uma solução de especialização dos pequenos produtores como ofertantes de RL. Essa não seria, entretanto, a melhor alocação das terras para a economia regional e estadual, dada a qualidade desse recurso na microbacia. Rodrigues et al. (2008) mapearam o Estado de São Paulo com vistas a orientar estratégias para conservação da biodiversidade, inclusive apontando as áreas mais apropriadas para a destinação de RL no estado. Trabalhos como este último, se ampliados com análises de benefícios e custos econômicos, ajudariam a subsidiar propostas para estabelecimento do mencionado mercado de RL.

É preciso ter clareza, entretanto, de que os valores que medem o impacto da RL sobre a renda dos produtores rurais representam apenas uma das faces de um complexo poliedro, uma vez que são inúmeros os serviços prestados pelas florestas à humanidade, e de difícil valoração.

Por último, cabe reconhecer a limitação da suposição implícita sobre a continuidade do comportamento atual de indicadores econômicos no longo prazo. Num horizonte de 80 anos – previsto no modelo de manejo sustentável da RL pouco se pode inferir em relação ao comportamento de indicadores como a taxa de juros e os preços, por exemplo. Outra limitação diz respeito à escassez de dados históricos, especialmente os relacionados à produção, à produtividade e aos preços de madeiras nativas, que deveriam ser contabilizadas como madeira em pé nas propriedades.

Referências

ALVES, L. R. A.; FELIPE, F. I.; BARROS, G. S. C. **Custo de produção de mandioca no Estado de São Paulo: mandioca industrial (maio/04) e de mesa (junho/04)**. Cepea, 2005. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/pdf/analise_custo_2003_04.pdf>. Acesso em: 06 jul. 2009.

AMBRÓSIO, L. A. **Planejamento do uso sustentável da terra em microbacias hidrográficas: uma abordagem de programação por metas**. 1997. 145 f. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BACHA, C. J. C. Atividades de reflorestamento no Brasil, principais mercados estabelecidos e evolução dos preços da madeira. In: SEMINÁRIO PERSPECTIVAS ECONÔMICAS E TÉCNICAS DA ATIVIDADE AGROPECUÁRIA EM ADEQUAÇÃO AMBIENTAL, 2., 2009. Piracicaba. **Palestra**. São Paulo: CEPEA, 2009. Disponível em: <www.cepea.esalq.usp.br/florestal/Bacha_Sem_2009.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2010.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 63-66, 2010.

BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Altera os arts. 1º, 4º, 14º, 16º e 44º, e acresce dispositivos à Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei no 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural (ITR), e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 25 ago. 2001. Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>>. Acesso em: 19 jan. 2010.

CARNEIRO, S. L. **Estudo prospectivo da implantação da reserva legal em propriedades rurais familiares representativas de sistemas de produção de grãos na região de Londrina (PR)**. 2005. 215 f. Dissertação (Mestrado) – Convênio entre as Universidades Estaduais de Londrina e Maringá, Londrina.

CASTANHO FILHO, E. P. Consumo aparente, cotação e valor da produção de madeira de florestas plantadas no Estado de São Paulo: uma visão das últimas décadas. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, v. 3, n. 4, abr. 2008b.

CASTANHO FILHO, E. P. O uso permitido da reserva legal. **Análises e Indicadores do Agronegócio**, v. 3, n. 5, maio, 2008a.

CASTANHO, G. G. **Avaliação de dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009. 111 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

CONTINI, E.; ARAÚJO, J. D.; GARRIDO, W. E. Instrumental econômico para a decisão na propriedade agrícola. In: CONTINI, E.; ARAÚJO, J. D.; OLIVEIRA, A. J.; GARRIDO, W. E. **Planejamento da propriedade agrícola: modelos de decisão**. Brasília, DF: Embrapa, DDT, 1984. p. 237-259.

DAY, R. H. **Recursive programming and production response**. Amsterdam: North-Holland Publishing Company, 1963.

DCI. Diário Comércio Indústria e Serviços. **Esforço pela Produtividade faz o Custo Recuar**. Disponível em: <http://www.partnerconsulting.com.br/news_det.asp?pagina=3¬icia=63>. Acesso em: 20 jan. 2010.

DOSSA, D. **A decisão econômica num sistema agroflorestal**. Colombo: Embrapa Floresta, 2000. 24 p. (Circular Técnica, 39).

DOSSA, D. Programação linear na gestão da propriedade rural: um enfoque alternativo. **Teoria e Evidência Econômica**, v. 2, n. 4, p. 33-60, nov. 1994.

FASIABEN, M. C. R.; MAIA, A. G.; ROMEIRO, A.; MORAES, J. F. L.; TAMBOSI, L. R. Remanescentes de vegetação natural em diferentes tipos de unidades de produção agropecuária na Microbacia do Rio Orizanga, Estado de São Paulo. **Revista de Economia Agrícola**, v. 57, n. 2, p. 63-80, jul./dez. 2010.

FLORESTAR ESTATÍSTICO: revista do setor florestal paulista para o desenvolvimento sustentável. v. 6, n. 14, jan. 2003.

FLORESTAR ESTATÍSTICO: revista do setor florestal paulista para o desenvolvimento sustentável. v. 7, n. 16, jul. 2004.

FLORESTAR ESTATÍSTICO: revista do setor florestal paulista para o desenvolvimento sustentável. v. 8, n. 17, jul. 2005.

FLORESTAR ESTATÍSTICO: revista do setor florestal paulista para o desenvolvimento sustentável. v. 9, n. 18, nov. 2006.

FLORESTAR ESTATÍSTICO: revista do setor florestal paulista para o desenvolvimento sustentável. v. 11, n. 20, jun. 2008.

FLORIANO, E. P. **Subsídios para o planejamento da produção de *Pinus elliottii* Engelm. na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul**. 2008. 178 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais e Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

GEMENTE, A. C. **Aplicação de um modelo de programação recursiva ao estudo do crescimento da produção agrícola na região de Campinas, Estado de São Paulo, 1970/71 a 1976/77**. 1978. 178 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

GONÇALVES, J. S.; CASTANHO FILHO, E. P. Obrigatoriedade da reserva legal e impactos na agropecuária paulista. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 36, n. 9, set. 2006.

GONÇALVES, J. S.; CASTANHO FILHO, E. P.; SOUZA, S. A. M. Impactos da recomposição da reserva legal nas receitas tributárias estaduais e municipais. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 44., 2008, Rio Branco. Amazônia, mudanças globais e agronegócio: o desenvolvimento em questão. **Anais...** Brasília, DF: SOBER, 2008a.

GONÇALVES, J. S.; CASTANHO FILHO, E. P.; SOUZA, S. A. M. Impactos da recomposição da reserva legal nas unidades hidrográficas, nas unidades de gerenciamento de recursos hídricos e nos vários perfis de municípios paulistas segundo a atividade agropecuária principal. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 44., 2008, Rio Branco. Amazônia, mudanças globais e agronegócio: o desenvolvimento em questão. **Anais...** Brasília, DF: SOBER, 2008b.

HENDERSON, J. M. The utilization of agricultural land: a theoretical and empirical inquiry. **Review of Economics and Statistics**, v. 41, n. 3, p. 242-260, 1959.

IBGE. **Produção Agrícola Municipal**. 2010. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pam/default.asp>>. Acesso em: 20 jan. 2011.

IEA. **Instituto de Economia Agrícola**. Banco de Dados. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/menu.php>>. Acesso em: 20 jan. 2010.

MACHADO, J. A. R. **A viabilidade econômica dos reflorestamentos com essências nativas brasileiras para a produção de toras**: o caso do Estado de São Paulo. 2000. 186 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

MATSUNAGA, M.; BEMELMANS, P. F.; TOLEDO, P. E. N. de; DULLEY, R. D.; OKAWA, H.; PEROSO, I. A. Metodologia de custo de produção utilizado pelo IEA. **Agricultura em São Paulo**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 123-139, 1976.

MIALHE, L. G. **Manual de mecanização agrícola**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1974. 301 p.

OLIVEIRA, M. B. A.; CURTI, R. C.; CURTI, W. F. Otimização da receita no perímetro irrigado de Sousa (PB) via programação linear. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 21, n. 3, p. 227-235, set. 2001.

OSAKI, M.; ALVES, L. R. A.; SOUZA, M. M. A. **Descrição da metodologia para levantamento e acompanhamento de custo de produção da atividade agropecuária**. CEPEA: Piracicaba, 2006. (Mimeo).

PERES, F. C. **Derived demand for credit under conditions of risk**. 1976. 141 f. Dissertation (Ph.D.) – The Ohio State University, Ohio.

PEREZ, P. L.; BACHA, C. J. C. Comercialização e comportamento dos preços da madeira serrada nos estados de São Paulo e Pará. **Revista de Economia Agrícola**, São Paulo, v. 54, n. 2, p. 103-119, out. 2007.

PINAZZA, L. A. **Demanda derivada por crédito na Divisão Regional Agrícola de Campinas**. 1978. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PINHEIRO, M. I. R. E. Modelo de simulação do mercado da terra: o caso do regadio no oeste. **Prospectiva e Planejamento**, Lisboa, v. 7, 2001. Disponível em: <http://www.dpp.pt/pages/files/regadio_oeste.pdf>. Acesso em: 04 fev. 2008.

PREISKORN, G. M.; PIMENTA, D.; AMAZONAS, N. T.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R.; BELLOTTO, A.; CUNHA, M. C. de S. Metodologia de restauração para fins de aproveitamento econômico (RL e áreas agrícolas). In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. p. 158-175. Disponível em: < <http://www.pactomataatlantica.org.br/pdf/referencial-teorico.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2010.

RODRIGUES, L. H. A. Um modelo de programação linear para planejamento estratégico de uma propriedade leiteira. In: BARBOSA, P. F.; ASSIS, A. G.; COSTA, M. A. B. **Modelagem e simulação de sistemas de produção animal**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2002. p. 44-66. 1 CD-ROM.

RODRIGUES, R. R.; JOLY, C. A.; BRITO, M. C. W. de; PAESE, A.; METZGER, J. P.; CASATTI, L.; NALON, M. A.; MENEZES, N.; IVANAUSKAS, N. M.; BOLZANI, V.; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Programa Biota/Fapesp, 2008.

ROMEIRO, A. R.; GARCIA, J. R. (Coord.). **Diagnóstico Ambiental da Agricultura no Estado de São Paulo**: bases para um desenvolvimento rural sustentável. Campinas: Unicamp;Fapesp, 2008a. (Projeto de pesquisa Ecoagri).

ROMEIRO, A. R.; GARCIA, J. R. Preço da água e gestão de bacias hidrográficas. In: COELHO, A. B.; TEIXEIRA, E. C.; BRAGA, M. J. (Org.). **Recursos naturais e crescimento econômico**. Viçosa, MG: Suprema Gráfica e Editora, 2008b, p. 489-514.

SÃO PAULO (Estado). **Lei Estadual nº 12.927, 23 de abril de 2008**. Dispõe sobre a recomposição de reserva legal, no âmbito do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 19 jan. 2010.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto Estadual nº 53.939, de 6 de janeiro de 2009**. Dispõe sobre a manutenção, recomposição, condução da regeneração natural, compensação e composição da área de reserva legal de imóveis rurais no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 19 jan. 2010.

SMERALDI, R.; VERÍSSIMO, J. A. O. **Acertando o alvo**: consumo de madeira no mercado interno brasileiro e promoção da certificação florestal. São Paulo: Amigos da Terra – Programa Amazônia; Piracicaba, SP: IMAFLORA; Belém, PA: AMAZON, 1999. 41 p.

SOBRAL, L.; VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; AZEVEDO, T.; SMERALDI, R. **Acertando o alvo 2**: consumo de madeira amazônica e certificação florestal no Estado de São Paulo. Belém: Imazon, 2002. 72 p.

STOCK, L. A.; CARNEIRO, A. V.; YAMAGUCHI, L. C. T.; MARTINS, P. C.; CARVALHO, G. R. Metodologia de obtenção de sistemas representativos de produção de leite com a utilização da técnica de painel. In.: ZOCCAL, R.; MARTINS, P. C.; CARNEIRO, A. V.; FILHO, R. J. C. R.; NOGUEIRA, J. N. A. (Ed.). **Competitividade da cadeia produtiva do leite no Ceará**: produção primária. 1. ed. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite, 2008. v. 1, p. 221-232.

TORRES, A. J.; PINO, F. A.; FRANCISCO, V. L. F. dos S.; ÂNGELO, J. A.; MACIEL, E. L. F.; DRUGOWICH, M. I.; INTERLICHE, P. H.; PIEDADE, J. A.; SOUSA, A. C. de; LORENA NETO, B.; CASER, D. V. (Org.). **Projeto Lupa 2007/08**: censo agropecuário do Estado de São Paulo. São Paulo: IEA/CATI/SAA, 2009.

Foto: Cristina Rodrigues (2014).



Custo de adequação ambiental das áreas de vegetação ripária: estudo de caso da Microbacia do Córrego Oriçanguinha^{1, 2}

Oscar Sarcinelli, Ademar Ribeiro Romeiro, João Fernando Marques

Historicamente a agricultura brasileira caracteriza-se por sua itinerância espacial e seu imediatismo econômico. Segundo Furtado (1972), ao se apoiarem na enorme base de recursos naturais, as técnicas de produção agrícola no Brasil nunca visaram a conservação da fertilidade natural do solo, uma vez que, esgotado o solo em uma região, seria possível avançar com a agricultura para novas regiões de floresta. Em decorrência desse processo histórico, observamos atualmente uma enorme fragmentação da paisagem florestal associada à perda dos serviços ambientais prestados por esse ecossistema. Por um lado, a manutenção do equilíbrio ecológico associado às práticas conservacionistas nas áreas de cultivo agrícola é capaz de reduzir significativamente os custos diretos de produção. Por outro lado, a inexistência dessas práticas gera impactos agroambientais negativos, como a erosão do solo e o assoreamento de corpos d'água, que podem representar tanto externalidades negativas para a sociedade quanto a degradação da própria base produtiva da agricultura e, assim, afetar os custos internos de produção e ameaçar a eficiência econômica dos sistemas agrícolas (ROMEIRO, 1998).

As florestas contribuem para a conservação da fertilidade natural dos solos tropicais, seja pela disposição de material orgânico no solo, seja pela proteção ao solo que exercem contra as chuvas torrenciais que carregam camadas inteiras de solo fértil. Esse ecossistema, quando localizado nas áreas de entorno dos corpos d'água, é denominado vegetação ripária, ou mata ciliar, e presta uma série de serviços ambientais fundamentais para manter a qualidade e disponibilidade de água em microbacias, entre eles: a retenção de até 80% dos sedimentos arrastados pela erosão das áreas de cultivo e a redução em até 30 vezes do solapamento das margens dos rios e córregos (LIMA, 2002; NAIMAN; DECAMPS, 1997).

¹ Adaptado de: SARCINELLI, O.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R. Custo de adequação ambiental das áreas de vegetação ripária: estudo de caso na microbacia do Oriçanguinha. *Informações Econômicas*, Campinas, SP, v. 38, n. 10, p. 70-79, out. 2008.

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Nesse sentido é que a preservação da qualidade ambiental da vegetação ripária representa um considerável aumento na capacidade de resiliência do ecossistema aquático diante dos impactos ambientais decorrentes das atividades econômicas, agrícolas ou não, estabelecidos no seu entorno. Partindo dessa análise, este trabalho tem como objetivo analisar o custo incidente sobre os agricultores estabelecidos na Microbacia do Córrego Oriçanguinha, Município de Espírito Santo do Pinhal, SP, para a adequação ambiental das áreas definidas pela legislação ambiental brasileira como de preservação da vegetação ripária. Disponibilizar informações sobre os custos de adequação ambiental dessas áreas é imprescindível para que a opinião pública cobre maior presença do Estado tanto no sentido de direcionar as ações dos agricultores como no desenvolvimento de políticas públicas que os incentivem a adotar práticas conservacionistas em suas propriedades.

Métodos

O diagnóstico do estado de conservação da vegetação ripária no Córrego Oriçanguinha foi feito a partir da interpretação digital de fotografias aéreas recentes da região, de visita às propriedades localizadas na microbacia e da consulta à legislação ambiental brasileira, o Código Florestal Brasileiro — Lei nº 4.771/65, alterada pela Lei nº 7.803/89 — e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24/8/2001. Com os resultados da pesquisa, foi possível a elaboração de um banco de dados associado a mapas georreferenciados que apresentam o uso e a ocupação do solo atuais nas áreas definidas pelo Código Florestal Brasileiro como sendo de preservação permanente da vegetação nativa, em cada propriedade e também para a microbacia como um todo. Neste trabalho, o custo de adequação ambiental é representado pelo custo de oportunidade para substituição dos cultivos agrícolas instalados nas áreas de vegetação ripária por floresta nativa, incidente sobre os agricultores, adicionado do custo de restauração florestal das áreas que devem ser adequadas à legislação.

Resultados

Diagnóstico das áreas de preservação da vegetação ripária na Microbacia do Córrego Oriçanguinha

O ecossistema ripário está localizado entre o nível mais baixo da água dos rios (no período da seca) e o mais alto (no período das chuvas) e daí até as terras mais altas onde a vegetação ainda pode ser influenciada pela elevação do lençol freático ou pelas enchentes (NAIMAN; DECAMPS, 1997).

As áreas que formam o ecossistema ripário constituem a zona de interface entre os ecossistemas terrestres e aquáticos e criam um mosaico ambiental de enorme diversidade biológica, onde se localizam as áreas mais dinâmicas da paisagem

tanto em termos hidrológicos quanto ecológicos e geomorfológicos (LIMA, 2002; LIMA; ZAKIA, 2000). A preservação da qualidade ambiental nessas áreas torna-se fundamental para assegurar a disponibilidade de água em microbacias e ampliar a capacidade de resiliência do ecossistema aquático.

Segundo o Código Florestal Brasileiro, os rios com as dimensões do Córrego Oriçanguinha — distância entre margens menor que 10 m — devem manter faixas de preservação permanente da vegetação nativa de, no mínimo, 30 m; no caso das nascentes do córrego, as faixas de preservação devem ter 50 m de largura.

De acordo com as definições do Código Florestal (BRASIL, 2012), avaliamos que as áreas de preservação da vegetação ripária na microbacia deveriam corresponder a 354 ha, mas durante as avaliações realizadas foi possível observar que somente 142,5 ha, ou 40% das áreas de proteção permanente (APPs), estão efetivamente cobertas com floresta nativa (Figura 1 e Tabela 1).

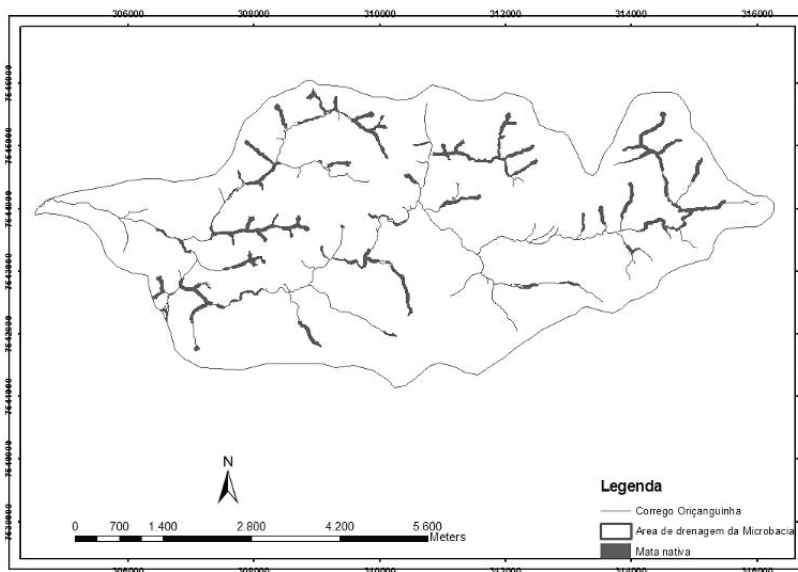


Figura 1. Área de APP da vegetação ripária efetivamente ocupada com floresta nativa na Microbacia do Córrego Oriçanguinha em maio de 2007.

Tabela 1. Uso e ocupação do solo nas áreas definidas pela legislação ambiental brasileira como sendo de preservação permanente da vegetação ripária, 2007.

| Uso do solo | Uso e ocupação do solo nas áreas de preservação de vegetação ripária | |
|-----------------------------|--|------------|
| | Ocupação do solo nas áreas de APP (em ha) | % |
| Mata nativa | 142,6 | 40 |
| Área de regeneração natural | 92,2 | 26 |
| Pastagem | 64,3 | 18 |
| Eucalipto | 31,7 | 9 |
| Café | 9,2 | 3 |
| Cana-de-açúcar | 5,8 | 2 |
| Outros cultivos | 3,9 | 1 |
| Milho | 2,0 | 1 |
| Total APP | 354,0 | 100 |

Constatamos, ainda, que da área total de APP na microbacia existem 92,2 ha — equivalente a 26% do total — sem qualquer tipo de uso ou ocupação agrícola. Essas áreas, denominadas de áreas em regeneração natural (ARN), são cercadas pelos agricultores e deixadas sem uso agrícola para que sejam naturalmente regeneradas. Essa é uma estratégia utilizada principalmente pelos sistemas agroindustriais com vistas a atender rapidamente às exigências da legislação e, com isso, evitar receber penalidades dos órgãos fiscalizadores.

Por fim, observamos, ainda, que 116,8 ha — 34% do total de APP da vegetação ripária — apresentam-se atualmente ocupados com cultivos agrícolas na microbacia. Os principais sistemas agrícolas invasores dessas áreas são os sistemas de pastagem e de eucalipto, que juntos ocupam 96 ha, ou seja, 27% do total das áreas de APP.

Os sistemas agrícolas de pastagem são responsáveis pela invasão de 18% do total das áreas de APP e são formados principalmente por pequenas propriedades dedicadas à pecuária de corte e que, em alguns casos, chegam a ocupar até 100% da área legalmente definida como de vegetação ripária. Observamos, ainda, que essas propriedades apresentam como característica comum a baixa produtividade agropecuária — em média 1,4 cabeça de gado por hectare ao ano.

O sistema agroindustrial de silvicultura do eucalipto, por sua vez, ocupa atualmente 9% do total das áreas de APP na microbacia. O tamanho dessa propriedade, de 1.232,1 ha, corresponde a 36,5% de toda a área da microbacia, e é o principal fator para explicar esse resultado. Na análise por propriedade, esse sistema apresenta-se proporcionalmente pouco invasor das áreas de APP: nessa propriedade, observamos que 78,5% das áreas de APP ou estão cobertas com mata nativa ou em processo de regeneração natural. A Tabela 2, resume as informações do uso e da ocupação do solo nas áreas de APP para cada propriedade da microbacia.

Tabela 2. Uso e ocupação do solo nas áreas definidas pela legislação ambiental brasileira como sendo de preservação permanente da vegetação ripária em cada propriedade estudada, 2007.

| Propriedade | APP (ha) | Uso e ocupação do solo nas áreas de preservação da vegetação ripária ¹ | | | | | | | |
|--------------|--------------|---|-------------|---------------|----------------|------------|------------|------------|------------|
| | | MT (ha) | ARN (ha) | Pastagem (ha) | Eucalipto (ha) | Café (ha) | CA (ha) | Milho (ha) | CC (ha) |
| UVO | 54,3 | 28,4 | 20,0 | – | – | – | 5,8 | – | – |
| SSLuzia | 2,1 | – | 1,2 | – | – | – | – | – | 0,9 |
| Spires | 1,5 | 0,3 | – | 1,2 | – | – | – | – | – |
| Sbuzon | 1,7 | 0,9 | 0,1 | 0,7 | – | – | – | – | – |
| SSMatil | 2,6 | 1,2 | – | – | – | – | – | – | 1,4 |
| SJSilva | 10,5 | 4,0 | 1,5 | 3,5 | – | – | – | – | 1,5 |
| SSAnt | 4,5 | 0,9 | 1,6 | 1,9 | – | – | – | – | – |
| SPalm | 8,1 | – | – | 8,1 | – | – | – | – | – |
| SMGrt | 2,3 | – | – | 2,3 | – | – | – | – | – |
| SSRMG | – | – | – | – | – | – | – | – | – |
| SMGrII | 17,9 | 6,9 | – | 11,0 | – | – | – | – | – |
| Srec | 5,1 | 1,5 | 0,1 | 2,6 | – | 0,8 | – | – | – |
| SSRM | 4,1 | 0,4 | – | 3,6 | – | 0,05 | – | – | – |
| SSEdw | 0,2 | 0,05 | – | 0,1 | – | – | – | – | – |
| FSMar | 23,8 | 18,0 | – | 0,9 | – | 4,9 | – | – | – |
| SSMar | 9,8 | 4,2 | – | 5,6 | – | – | – | – | – |
| ScachII | 1,6 | 1,2 | – | 0,3 | – | – | – | – | – |
| ScachI | 0,3 | – | – | 0,3 | – | – | – | – | – |
| SBBra | 1,5 | 0,7 | – | 0,8 | – | – | – | – | – |
| FSFTer | 4,2 | 2,2 | – | – | – | – | – | 2,0 | – |
| SNPaz | 15,1 | 1,3 | 0,3 | 13,4 | – | – | – | – | – |
| FSBen | 20,9 | 2,9 | 6,2 | 7,6 | – | 1,77 | – | – | – |
| SBRetI | 12,1 | 5,8 | 4,6 | – | – | 1,6 | – | – | – |
| HFPai | 148,5 | 60,4 | 56,4 | – | 31,6 | – | – | – | – |
| Total | 354,0 | 142,5 | 92,2 | 64,3 | 31,7 | 9,2 | 5,8 | 2,0 | 3,9 |

¹ Legenda: área de preservação permanente (APP) da vegetação ripária de acordo com as definições da legislação ambiental brasileira; mata nativa (MT); área de regeneração natural da vegetação nativa (ARN), ou seja, áreas cercadas com a finalidade de propiciar a regeneração natural da vegetação ripária; cana-de-açúcar (CA); outros cultivos (OC), compreende os cultivos de olericultura (mandioca, berinjela, quiabo e jiló).

Na Tabela 2, observamos que, de um total de 25 propriedades, apenas SMGrII não tem áreas de preservação permanente da vegetação ripária em seu território. Entretanto, as outras 24 propriedades que têm essas áreas as ocupam indevidamente. Entre elas, 18 propriedades, 72% do total, utilizam mais de 40% das áreas de preservação da vegetação ripária com atividades agrícolas. As propriedades que se apresentaram proporcionalmente ao seu tamanho mais invasoras de APP foram onde os sistemas de pecuária de corte predominam. Entre essas propriedades destacam-se SSAnt, SPalm e SCachI, que ocupam 100% de APP, SSRMG, que ocupa 90,2%, e SNPaz, que ocupa 88,7% das áreas de preservação da vegetação ripária com pastagens.

Entre os sistemas menos impactantes sobre a APP estão os sistemas dedicados à cafeicultura e o sistema agroindustrial de cana-de-açúcar. Os sistemas de cafeicultura menos impactantes foram encontrados nas propriedades SMGrII, com 10%, e SBRetI, com 13,2% da área de APP ocupadas por cultivos agrícolas. Os sistemas agroindustriais apresentaram dados sobre a ocupação de APP da ordem de 10,7%, para o sistema de cana-de-açúcar (UVO) e de 21,3% para o sistema de silvicultura do eucalipto (HFPain). Vale lembrar que essas propriedades têm as maiores ARN da vegetação ripária e que essas áreas foram contabilizadas como sendo adequadas à legislação, o que influenciou positivamente os resultados do diagnóstico.

A invasão das áreas de preservação da vegetação ripária por sistemas agrícolas é uma das principais causas da perda dos serviços ambientais prestados por esse ecossistema. A proximidade extrema das áreas de cultivo aos corpos d'água potencializa os efeitos negativos da erosão sobre a hidrologia do córrego e, ao mesmo tempo, reduz sua capacidade de vazão, a qualidade e a quantidade de água disponível para consumo.

Análise do custo de adequação ambiental de APP da vegetação ripária nas propriedades localizadas na Microbacia do Córrego Oriçanguinha

A identificação e a definição das áreas de vegetação ripária são importantes instrumentos para a elaboração de propostas de manejo e monitoramento nas microbacias hidrográficas. Especificamente neste trabalho, o diagnóstico dessas áreas disponibilizou informações para os trabalhos de análise econômica sobre os custos de adequação ambiental das áreas de vegetação ripária em cada propriedade. O custo de restauração florestal da vegetação ripária é formado pela soma dos custos de preparo do solo, compra das mudas, serviços de plantio e replantio das mudas, cercamento e manutenção das áreas de plantio durante os três primeiros anos. A elaboração da planilha de custos da restauração florestal seguiu o modelo proposto por Hahn (2004) e por Castanho Filho (2007). Os preços dos insumos e materiais foram atualizados a partir da consulta ao Instituto de Economia Agrícola do Estado de São Paulo (IEA, 2007). Foi possível avaliar que existem pelo menos quatro diferentes técnicas para a execução das atividades de restauração florestal. A primeira, mais simplificada, é permitir a regeneração natural da vegetação nativa por meio do cercamento das áreas onde se pretende fazer a restauração da vegetação ripária e deixá-las sem qualquer tipo de atividade agropecuária. Essa técnica apresenta os menores custos de restauração, R\$ 2.923,00 por hectare, todavia tem como desvantagens o maior tempo necessário para a recuperação das áreas degradadas e a possibilidade de comprometer a qualidade ecológica do reflorestamento caso não exista nenhum fragmento florestal nas proximidades, para funcionar como um “banco de sementes” capaz de ampliar a biodiversidade na área. A segunda técnica possível é a execução manual das operações de restauração florestal, alternativa que apresentou os custos mais altos, R\$ 10.260,50 por hectare, mas ao mesmo tempo é a mais ecologicamente adequada para as áreas onde existem nascentes e para as áreas mais próximas ao córrego. A terceira é a execução das atividades de restauração de forma “químico-mecanizada”, com custos de R\$ 9.398,20 por hectare. Apesar de apresentar custos 9,4% menores que a técnica manual, essa alternativa não deve ser incentivada na região, porque a utilização de agroquímicos nas áreas próximas às nascentes pode causar a contaminação das águas.

Com o objetivo de apresentar uma alternativa que combine de maneira eficiente os aspectos econômicos, técnicos e ecológicos da restauração florestal de APP

na microbacia, foi proposta uma alternativa técnica que utiliza o manejo “manual semimecanizado”. No modelo de restauração proposto, as operações são feitas por pessoas equipadas com roçadeira costal. Esse modelo apresentou um custo de restauração de R\$ 6.149,00 por hectare.

Na Figura 2, são comparados os custos de restauração florestal para cada alternativa técnica descrita.

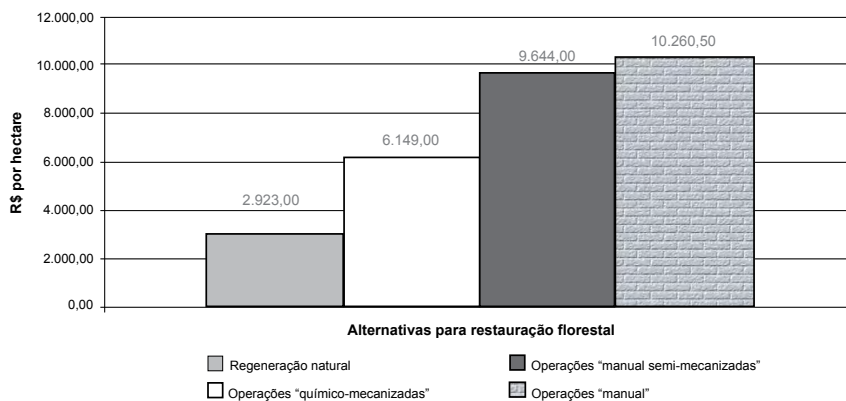


Figura 2. Comparação entre os custos de restauração florestal de APP da vegetação ripária para as diferentes alternativas técnicas analisadas pela pesquisa.

A alternativa técnica proposta, o modelo “manual semimecanizado”, apresenta custos de restauração florestal R\$ 3.226,00 por hectare maiores que o modelo de regeneração natural, mas não compromete a qualidade ecológica do reflorestamento. Contudo, essa técnica apresenta custos por hectare menores que os outros dois modelos analisados, o modelo “químico-mecanizado” e o modelo “manual”. Na comparação entre os custos das alternativas, o modelo proposto pela pesquisa apresentou redução de R\$ 3.495,20 nos custos em comparação ao modelo “químico-mecanizado”, e de R\$ 4.111,50 em comparação ao modelo “manual”.

Outro componente do custo total de adequação ambiental incidente sobre os agricultores é o custo de oportunidade da terra. O raciocínio econômico é o de que o “custo de oportunidade” está intimamente ligado ao deslocamento de fatores de produção para outra atividade (BEUREN, 1993; SEROA DA MOTA, 1998). No caso desta pesquisa, o custo de oportunidade é utilizado para avaliar alterações na lucratividade de cada agricultor em razão da alteração no uso atual da terra para o reflorestamento da vegetação ripária. Partindo desse conceito, e com base nos dados coletados pela pesquisa junto aos agricultores da região, foi possível apresentar o custo de oportunidade em cada propriedade da microbacia para sua adequação ambiental (Tabela 3).

Tabela 3. Custo de oportunidade em cada propriedade da Microbacia do Córrego Oriçanguinha para adequação ambiental das áreas de vegetação ripária, em 2007¹.

| Propriedades | Uso e ocupação atual — lucro líquido (R\$ ha ⁻¹) | Uso e ocupação desejável — lucro líquido (R\$ ha ⁻¹) | Custo de oportunidade (R\$ ha ⁻¹) |
|-------------------------|---|---|--|
| UVO | 919,2 | 894,6 | 24,7 |
| SSLuzia | 10.633,7 | 9.038,6 | 1.595,1 |
| Spires | 876,7 | 794,6 | 82,1 |
| Sbuzon | 1.363,9 | 1.290,5 | 73,4 |
| SSMatil | 8.053,0 | 7.344,6 | 708,3 |
| SJSilva | 304,0 | 272,1 | 31,9 |
| SSAnt | 291,1 | 221,1 | 70,0 |
| Spalm | 1.097,1 | 964,2 | 132,9 |
| SMGrt | 1.220,1 | 1.220,1 | 0,0 |
| SSRMG | 182,2 | 157,1 | 25,1 |
| SMGrll | 530,7 | 529,1 | 1,6 |
| Srec | 1.055,0 | 636,8 | 418,2 |
| SSRM | 52,5 | 41,8 | 10,6 |
| SSEdw | -2.414,0 | -2.403,1 | 10,9 |
| FSMar | 3.646,5 | 3.499,5 | 147,0 |
| SSMar | 66,7 | 31,2 | 5,5 |
| Scachll | 431,1 | 419,5 | 11,6 |
| Scachl | 320,3 | 314,6 | 5,7 |
| SBBra | -1.573,2 | -1.504,3 | 68,9 |
| FSFTer | 835,3 | 826,3 | 9,0 |
| SNPaz | 1.649,2 | 1.410,2 | 239,0 |
| FSBen | 760,6 | 723,4 | 37,2 |
| SBRelt | 1.057,0 | 969,6 | 87,4 |
| HFPai | 14.300,4 | 13.738,9 | 561,5 |
| Média microbacia | 2.058,1 | 1.858,8 | 205,6 |

¹ Renda média proveniente das atividades agrícolas de cada propriedade em 2007; não são outras receitas provenientes de arrendamentos a terceiros ou a parceiros.

O custo de oportunidade médio para cada agricultor adequar sua propriedade em relação às APPs de vegetação ripária foi avaliado em R\$ 205,60 por hectare. Entretanto, os resultados obtidos apresentaram grande variação, desde R\$ 1,60 por hectare até R\$1.595,1 por hectare, o que revelou a existência de situações bastante heterogêneas na região. As diferentes formas de combinação dos fatores, como o tipo de uso econômico do solo (culturas com maior ou menor valor de mercado) e a produtividade agrícola na área, explicam a diversidade e a amplitude dos resultados numa análise por hectare.

Os sistemas agrícolas que apresentaram maiores custos de oportunidade foram os sistemas de olericultura (SSLuzia, SBuzon, SSMatil) e de silvicultura do eucalipto (HFPai). Os primeiros, dedicados ao cultivo de olerícolas, denominados neste trabalho de “outros cultivos”, apresentaram-se bastante competitivos em termos de produtividade agrícola, com médias próximas das recomendadas pela Emater-DF. Esses sistemas apresentaram custos de oportunidade por hectare para adequação ambiental de R\$ 1.595,10 (SSLuzia), R\$ 783,10 (SBuzon) e R\$ 708,30 (SSMatil), todos muito acima da média obtida na análise para a microbacia, o que demonstra sua alta rentabilidade. Todavia, esses sistemas também se revelaram grandes invasores de APP. O SSLuzia ocupa 34,9% das áreas de APP, o SBuzon ocupa 39,7% e o SSMatil, 51,2%. No caso do sistema de silvicultura (HFPai), o custo

de oportunidade por hectare foi avaliado em R\$ 561,50, o que representa um valor 173% acima do custo de oportunidade médio por hectare avaliado para toda a microbacia. O alto preço de mercado do eucalipto, R\$ 75,00 m⁻³, e a produção de 322 m³ ha⁻¹ (após o ciclo produtivo de 7 anos) são os fatores que explicam a diferença nos resultados dessa propriedade em relação à média para a microbacia. A combinação entre o custo de restauração florestal e o custo de oportunidade para os agricultores substituírem os cultivos agrícolas por mata nativa na APP de vegetação ripária (Tabela 3) compõe o que foi denominado no trabalho de “custo de adequação ambiental” das propriedades e pode ser observado na Tabela 4.

Tabela 4. Composição do custo de adequação ambiental em cada propriedade da Microbacia do Córrego Oriçanguinha, 2007.

| Propriedade | Custo de oportunidade (R\$ propriedade ¹) | Custo de restauração florestal ¹ (R\$ propriedade ¹) | Custo de adequação ambiental (R\$ propriedade ¹) |
|-------------|--|--|---|
| 1. UVO | 5.359,08 | 35.848,67 | 41.207,75 |
| 2. SSLuzia | 9.570,32 | 5.534,10 | 15.104,42 |
| 3. SPires | 1.025,74 | 7.194,33 | 8.220,07 |
| 4. SPain | 954,75 | 4.304,30 | 5.259,05 |
| 5. SBuzon | 8.457,14 | 8.977,54 | 17.434,68 |
| 6. SSMatil | 57.900,78 | 44.211,31 | 102.112,09 |
| 7. SJSilva | 589,83 | 11.929,06 | 12.518,89 |
| 8. SSAnt | 2.357,53 | 49.806,90 | 52.164,43 |
| 9. SPalm | 2.512,34 | 14.081,21 | 16.593,55 |
| 10. SMGrI | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 11. SSRMG | 2.003,74 | 67.639,00 | 69.642,74 |
| 12. SMGrII | 58,38 | 676,39 | 734,77 |

¹ Adotamos como padrão para todas as propriedades o custo de restauração florestal utilizando a técnica “manual mecanizada”.

O custo de adequação ambiental de APP de vegetação ripária na microbacia do Córrego Oriçanguinha foi estimado em R\$ 1.333.018,51. Constatamos que o custo de restauração florestal representa, em média, 55% do custo total da adequação ambiental e que o custo de oportunidade da terra representa em média apenas 45% desse valor.

Entretanto, em alguns casos, como nas propriedades HFPain, SSLuzia e SSMatil, o custo de oportunidade da terra é maior que o custo de restauração. Esse resultado ocorre nas propriedades nas quais a agricultura é mais rentável (Tabela 3) e as áreas de restauração são proporcionalmente pequenas em relação ao tamanho de cada propriedade. No caso do sistema de silvicultura (HFPain), o custo de oportunidade da terra representa 70% do valor total de adequação ambiental dessa propriedade, estimado em R\$ 647.221,92. Sozinha essa propriedade representa 48,5% do custo total de adequação ambiental para a microbacia. As propriedades que apresentaram os menores custos de adequação ambiental (SMGrI, SMGrII e SBBra) foram as mesmas propriedades que apresentaram baixa rentabilidade na agricultura (Tabela 3) e que também apresentaram as menores áreas com necessidade de restauração florestal.

Discussão

A invasão das áreas de preservação da vegetação ciliar por sistemas agrícolas é a principal causa da perda dos serviços ambientais prestados por esse ecossistema. O uso dessas áreas pelos pequenos e médios agricultores da região é justificado por razões de ordem econômica. A rentabilidade econômica proporcionada por cultivos estabelecidos nas áreas de preservação é atualmente superior à opção de deixar essas áreas para restauração florestal. Isso pode ser observado até mesmo nas pequenas e médias propriedades dedicadas à pecuária extensiva de baixa produtividade, onde foram encontrados os menores custos de oportunidade da terra, cujos valores variaram entre R\$ 1,60 e R\$ 239,00 por hectare em 2007. Ainda no caso dessas propriedades não observamos qualquer tipo de preocupação dos agricultores entrevistados em iniciar um processo de adequação ambiental. Percebemos que a mera existência da legislação ambiental não é suficiente para incentivar os agricultores a mudar de comportamento sem a devida regulamentação das leis de preservação ambiental e uma ação fiscalizadora mais intensiva nas áreas rurais. Com relação aos sistemas agroindustriais (UVO e HFPai), observamos que ambos apresentaram baixas taxas de ocupação da área de preservação, de 10,7% e 21,3%, respectivamente. Inferimos que os incentivos de mercado para a produção mais limpa e a maior exposição dessas empresas aos processos de fiscalização e auditoria externa de suas atividades faz com que existam mais incentivos à preservação das suas áreas de vegetação ripária. Nesses sistemas, observamos, ainda, que a principal estratégia adotada para adequação ambiental das propriedades é a alternativa técnica da “regeneração natural”. Isso ocorre porque, em primeiro lugar, é a técnica que apresenta os menores custos de restauração florestal e, em seguida, porque responde mais rapidamente às exigências legais. Contudo, essa estratégia compromete a qualidade ecológica da adequação ambiental nessas propriedades, uma vez que inexistem grandes fragmentos florestais no entorno desses sistemas produtivos.

Conclusão

A inexistência de incentivos de ordem econômica para a promoção das atividades de adequação ambiental das áreas de preservação da vegetação ripária apresenta-se como principal barreira à adoção dessa atividade em larga escala por parte dos agricultores. Esse problema pode ser resolvido por meio do desenvolvimento de uma série de ações conjuntas que devem abranger trabalhos mais intensivos de fiscalização, a promoção da educação ambiental e das práticas conservacionistas por meio dos órgãos de extensão e assistência técnica rural e os incentivos econômicos aos agricultores. Em geral, faz-se necessária a adoção de medidas que compensem os agricultores pelas perdas econômicas que venham a sofrer e, ao mesmo tempo, a criação de incentivos de mercado para ampliar as possibilidades de geração de renda agrícola nas áreas de preservação. Nesse sentido, uma discussão muito importante está relacionada à regulamentação do pagamento por serviços ambientais aos agricultores

por manterem as APP florestadas, assim como à existência de alternativas econômicas para essas áreas, como o manejo dos produtos não madeireiros, o ecoturismo de baixo impacto e o cultivo agrícola nas entrelinhas do reflorestamento em seus primeiros anos.

Existe a necessidade, ainda, do incentivo econômico ao aproveitamento comercial nas áreas adjacentes à APP como florestas de uso econômico (eucalipto e seringueira). Essas florestas criam fontes de renda complementares para os agricultores e funcionam como áreas “tampão” que protegem as áreas em restauração.

Referências

BEUREN, I. M. Conceituação e contabilização do custo de oportunidade. **Cadernos de Estudos FIECAFI**, São Paulo, v. 8, abr. 1993.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n. 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n. 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 28 maio 2012.

CASTANHO FILHO, E. P. Prospecção da viabilidade econômica do programa estadual de madeiras de lei. **Informações Econômicas**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 14-26, mar. 2007.

FURTADO, C. **Análise do modelo brasileiro**. São Paulo: Civilização Brasileira, 1972. 122 p.

HAHN, C. M. (Ed.). **Recuperação florestal: da muda à floresta**. São Paulo: Fundação Florestal/Secretaria Estadual do Meio Ambiente, 2004.

IEA. Instituto de Economia Agrícola. **Defensivos agrícolas**. Banco de dados IEA. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br>>. Acesso em: 23 out. 2007.

LIMA, W. P. Aspectos hidrológicos da recuperação de zonas ripárias degradadas. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGREGADAS, 5., 2002. **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, 2002.

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, 2000. p. 33-44.

NAIMAN R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.

ROMEIRO, A. R. **Meio ambiente e dinâmica de inovações na agricultura**. São Paulo: Annablume/FAPESP, 1998. 272 p.

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

Foto: Cristina Rodrigues (2014).



Valor econômico de serviços ecossistêmicos da mata ciliar em Mata Atlântica^{1, 2}

Sérgio Gomes Tôsto, Caetano Brugnaro, Alexandre Gori Maia, Lauro Charlet Pereira

Mattos (2006) comenta que o processo histórico de uso e ocupação do solo brasileiro é marcado por pressão e degradação ambiental, realizado às custas da devastação das florestas tropicais, e resulta, com isso, em graves problemas ecológicos, gerando um enorme passivo ambiental que precisa ser recuperado na atualidade.

O uso indiscriminado dos recursos ambientais da floresta sem a preocupação de preservá-los ou conservá-los, quando as ações humanas não concebem as matas como componente importante para as mais diferentes dinâmicas ambientais (ciclos hidrológicos, biodiversidade, solos, entre outras) é pautado na teoria de uso inesgotável do recurso (PRIMO; VAZ, 2006).

A Mata Atlântica distribui-se por todo o litoral brasileiro e a região Sudeste, onde habita cerca de 60% da população brasileira. Esse bioma sofreu e ainda sofre elevado grau de antropismo, e restam da área original dele apenas cerca de 7% atualmente (RODRIGUES; BRANCALION, 2010).

A destruição da Mata Atlântica acentuou-se nas últimas décadas, o que resultou em alterações severas para os ecossistemas, decorrentes da alta fragmentação do habitat e da perda da biodiversidade. Atualmente, há pouquíssimos remanescentes intactos. A Mata Atlântica é considerada um dos conjuntos de ecossistemas mais ameaçados de extinção no mundo (INPE, 2011).

A formação vegetal localizada nas margens dos rios, córregos, lagos, represas e nascentes, denominada "mata ciliar" e também conhecida como "mata de galeria", "mata de várzea", "vegetação ripária" ou "floresta ripária", é de fundamental importância para a manutenção da harmonia da paisagem, auxilia na formação de corredores para a biodiversidade e na recuperação e manutenção da biodiversidade nos rios, mantém o ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas, evitando, assim, o processo de erosão das margens dos rios e o assoreamento

¹ Adaptado de: TOSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; BRUGNARO, C.; MARQUES, J. F.; MAIA, A. G. **Valor econômico de serviços ecossistêmicos de mata ciliar**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2011. 26 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 21).

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

de seus leitos, além de auxiliar no controle biológico das pragas e melhorar a qualidade de vida, entre outras vantagens para os seres vivos (BONONI, 1989).

Mesmo protegidas por lei, as matas ciliares vêm sendo destruídas por meio das ações antrópicas, que as desmatam para a utilização da madeira, as queimam para a geração de energia e implantam atividades agrícolas e pecuárias. A pressão antrópica sobre os recursos naturais no Estado de São Paulo, principalmente sobre os recursos hídricos, pela degradação da vegetação que protege os mananciais, gera uma situação crítica. Em cerca de 280 mil propriedades agrícolas do Estado de São Paulo, estima-se que será necessário recuperar um milhão de hectares em matas ciliares para minimizar os efeitos nocivos do desmatamento. Embora o Código Florestal Brasileiro não obrigue a revegetação de matas ciliares, obriga o isolamento e a ausência de atividade nas áreas de matas ciliares, consideradas como áreas de preservação permanente (APP) (BRUGNARO, 2000).

Tôsto (2010) comenta que o Município de Araras, no Estado de São Paulo, não foge a esse padrão de ocupação das terras e apresenta os mesmos problemas, inclusive aqueles relacionados às matas ciliares. Com o auxílio de um sistema de informação geográfica (SIG), o autor estimou que deveria existir no Município de Araras, com base na legislação ambiental vigente, cerca de 11.476 ha de mata ciliar e que existem efetivamente apenas 7.596 ha, uma diferença de 3.880 ha que estão sendo utilizados para a exploração de atividades agrícolas, com destaque para a cana-de-açúcar e a citricultura.

As matas ciliares constituem importantes ambientes fornecedores de serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos. Costanza et al. (1997) destacam como principais serviços ambientais promovidos pelas matas ciliares: a) controle de distúrbios; b) controle da água; c) controle de erosão; d) formação de solo; e) ciclagem de nutrientes; f) controle biológico; g) produção de alimento; h) matérias-primas; i) recursos genéticos; j) recreação; k) cultural; l) controle do clima; m) fornecimento de água.

Este trabalho objetiva determinar o valor econômico que a população do Município de Araras, SP, estaria disposta a pagar para a recomposição das matas ciliares de seus rios. Com essa estimativa financeira será possível planejar toda a infraestrutura necessária para implementação do plano técnico, passando por: aquisição de sementes, construção de viveiros, seleção de espécies, plantio e toda a manutenção para uma adequada restauração das matas ciliares. Com isso, esperamos que a grande maioria dos serviços ecossistêmicos sejam restabelecidos, contribuindo, assim, para ganhos socioeconômicos e ambientais da população.

Material e métodos

Material

O Município de Araras, SP, está localizado entre as longitudes de 47°15' e 47°30' a Oeste de Greenwich e as latitudes de 22°10' e 22°30' no hemisfério Sul (Figura 1), a cerca de 174 km de distância da capital do estado, e ocupa área de aproximadamente 64.341 ha.

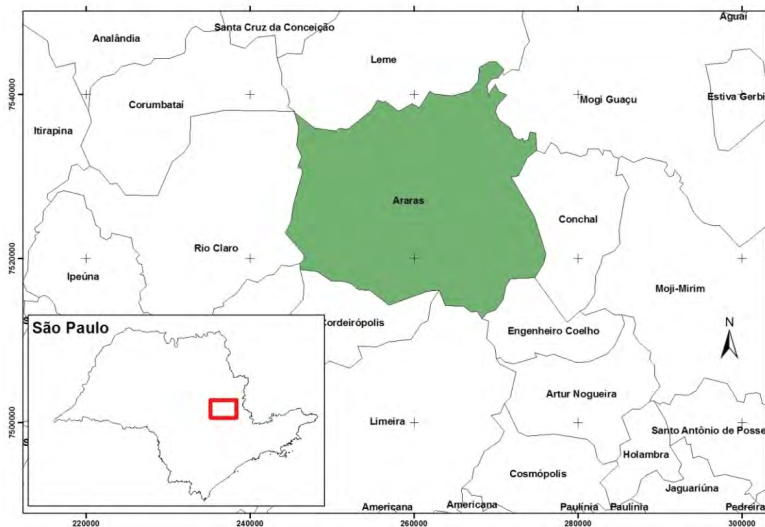


Figura 1. Localização do Município de Araras, SP.

O clima apresenta temperatura média anual de 21,4 °C, com a mínima de 17,7 °C no mês de julho e a máxima de 24,1 °C no mês de fevereiro. A precipitação anual é de 1.441 mm, com déficit hídrico entre os meses de abril a outubro (SENTELHAS et al., 2009).

A geomorfologia é composta por morros arredondados, que são classificados como colinas ou terrenos ondulados e planos, formando drenagens dendríticas e lagoas interligadas, originando microbacias hidrográficas e seus córregos Água Boa, Furnas, Facão, Araruna, Água Branca e Arari, os quais perfazem o conjunto hidrológico do município (Figura 2).

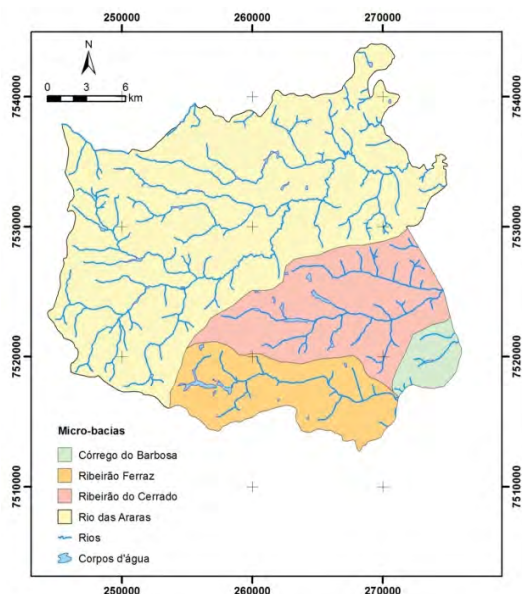


Figura 2. Conjunto hidrológico do Município de Araras, SP.

Procedimentos básicos para coleta de dados

Inicialmente elaboramos um questionário para a identificação do entrevistado, bem como para levantar a sua disposição a pagar pela recomposição das matas ciliares do município. Com vistas a obter valores realistas, convencionamos que essa quantia seria debitada mensalmente nas contas de água de todos os entrevistados.

A capacitação dos entrevistadores dividiu-se nas seguintes fases: a) compreensão do problema a ser pesquisado; b) introdução ao conceito de valoração econômica e à importância dos serviços ecossistêmicos; c) procedimentos para a escolha aleatória de entrevistados; e d) conscientização quanto ao comportamento necessário durante a abordagem aos entrevistados e a aplicação do questionário.

Na etapa seguinte, foi feito teste prévio visando avaliar a consistência do questionário e, ao mesmo tempo, padronizar procedimentos dos entrevistadores.

Método de amostragem e aplicação dos questionários

O universo deste estudo foi a população municipal maior de 18 anos que, segundo o IBGE (2010), era de 71.457 residentes. A técnica de amostragem probabilística utilizada foi a aleatória simples, isto é, cada elemento da população

tem a mesma chance de ser escolhido (BARROS, 1986). O dimensionamento da amostra foi realizado com informações *a priori* do universo de residentes, e os níveis de confiança e de precisão (margem de erro) aplicados à equação matemática foram fixados segundo Costa Neto (2002).

$$n \geq \frac{Z_{\alpha/2}^2 \hat{p}\hat{q}N}{e_0^2(N-1) + Z_{\alpha/2}^2 \hat{p}\hat{q}}$$

Em que n é o tamanho da amostra necessária; N é o tamanho da população, neste caso de 71.457 pessoas residentes com 18 anos ou mais; p é a proporção na população para a principal variável igual a 0,5; $q = 1 - p$; $Z_{\alpha/2}$ é o valor da tabela correspondente à área sob distribuição normal padronizada no nível de confiança de 95%; e_0 é o erro amostral admitido de 3,5%, para mais ou para menos.

Portanto, o tamanho da amostra necessária foi de 776 pessoas a serem entrevistadas. No entanto, foram entrevistadas 992 pessoas, e o erro foi reduzido para 3,1%.

Para a aplicação dos questionários, o mapa do município foi dividido em quatro setores, os quais foram subdivididos em quadriculas nas quais foram aplicados os questionários, como mostramos na Tabela 1.

Tabela1. Aplicação dos questionários de acordo com os setores.

| Setores | Nº de quadriculas | Nº de questionários |
|---------|-------------------|---------------------|
| 1 | 2 | 78 |
| | 12 | 90 |
| | 13 | 80 |
| 2 | 16 | 88 |
| | 18 | 92 |
| | 22 | 88 |
| 3 | 31 | 88 |
| | 34 | 72 |
| | 40 | 68 |
| 4 | 47 | 84 |
| | 48 | 84 |
| | 57 | 88 |
| Total | 12 | 992 |

Especificação do modelo

Utilizamos o método de valoração contingente (MVC) de acordo com Ribeiro (1999) para estimar o valor econômico de disposição a pagar (DAP) pela população para a recomposição das matas ciliares. Os instrumentos mais utilizados para sua operacionalização são:

- a) **Cartela de pagamento:** Diversos valores são anotados e o entrevistador pede ao entrevistado que indique qual considera mais adequado.

- b) **Lances iterativos:** O valor proposto vai aumentando sempre que o entrevistado responde “sim” até que ele diga “não” a determinado valor, ou o valor proposto vai reduzindo sempre que a resposta é “não” até que o entrevistador obtenha “sim” para um determinado valor, que pode ser zero.
- c) **Opção dicotômica:** determinado valor para obter resposta “sim” ou “não”.

Neste trabalho, para determinar a disposição a pagar, os entrevistados foram submetidos a questões de referendo com limite duplo (escolha dicotômica).

Para a aplicação dos 992 questionários, foram estabelecidas três condições de valores: inicial, maior e menor. A partir de um sorteio, foi indicado o valor inicial que seria proposto ao entrevistado. Caso a resposta fosse "sim", seria perguntado se ele aceitaria pagar o respectivo valor maior; caso fosse "não", seria mantido o valor inicial obtido no sorteio. Em outra situação, se o entrevistado não aceitasse pagar o valor sorteado, seria perguntado se ele aceitaria o respectivo valor menor. Se aceitasse, esse seria o valor computado. Exemplo: número sorteado = 3; valor inicial = R\$ 5,00; valor maior = R\$ 7,00; valor menor = R\$ 3,00 (Tabela 2).

Tabela 2. Número sorteado e seus respectivos valores (em reais).

| Número sorteado | Valor inicial | Valor maior | Valor menor |
|-----------------|---------------|-------------|-------------|
| 1 | 0,50 | 1,00 | 0,10 |
| 2 | 2,00 | 3,00 | 1,00 |
| 3 | 5,00 | 7,00 | 3,00 |
| 4 | 10,00 | 15,00 | 7,00 |
| 5 | 30,00 | 50,00 | 15,00 |

Para o ajuste do modelo, foi utilizada a distribuição logística de probabilidade pelo método da máxima verossimilhança (BRUGNARO, 2000). A função ajustada foi

$$prob\{sim | \mathbf{w}\} = (1 + e^{x\beta})^{-1} \quad (1)$$

em que \mathbf{w} é um vetor de características socioeconômicas e β é o vetor de parâmetros a serem estimados. Espera-se, para o parâmetro do valor proposto, $\beta_1 > 0$, isto é, probabilidade de aceitação decrescente em relação ao valor.

Neste trabalho, adotamos os procedimentos preconizados por Brugnaro (2000), segundo os quais, no modelo de logito, a variável dependente, y_i , é definida quando a resposta atual de um indivíduo, i , é favorável (ou positiva), optando por recuperar as matas ciliares, e tem o valor zero quando o indivíduo i responde desfavoravelmente (ou negativamente) ao pagamento. Supõe-se que a resposta de cada indivíduo seja explicada por um vetor de variáveis independentes x_i , de dimensão $k \times 1$, onde k é o número de variáveis independentes explicativas. Assim, a função logística é definida como:

$$G_i = \frac{e^{x_i\beta}}{1 + e^{x_i\beta}} \quad (2)$$

com $0 < G < 1$ e \mathbf{x}_i é o vetor que inclui o preço proposto e as características do indivíduo i da amostra, $\boldsymbol{\beta}$ é o vetor de parâmetros a ajustar. No caso deste projeto, omitindo-se o subscrito i para cada x (variáveis):

β_0 : constante do modelo;

β_1 : parâmetro do preço proposto ao entrevistado ($p = x_1$);

β_2 : sexo — 1, feminino; 0, masculino (x_2);

β_3 : idade, em anos (x_3);

β_4 : nível de escolaridade — 1 a 8 (x_4);

β_5 : nível de renda — 1 a 6 (x_5);

β_6 : origem da renda — 1, agricultura; 2, indústria; 3, serviços; 4, aposentadoria (x_6).

Pretendemos estimar a probabilidade de o indivíduo i dispor-se a pagar o valor p_i , que pode ser definida como $prob\{sim\}_i = G_i$ ou $prob\{sim\}_i = 1 - G_i$, que resulta em idênticos valores absolutos dos parâmetros estimados. Neste caso, adotou-se a segunda formulação:

$$prob\{sim\}_i = \frac{1}{1 + e^{\mathbf{x}_i \boldsymbol{\beta}}}, \quad (3)$$

Assim, espera-se $\beta_1 > 0$, isto é, $prob\{sim\}$ diminui à medida que aumenta o valor proposto (caso se adote a formulação $prob\{sim\} = G$, espera-se $\beta_1 < 0$). Essas definições são muito importantes para não se fazer confusão no momento de tirar conclusões com base nos resultados obtidos.

Obtidas as regressões, a função para toda a população é estimada por

$$prob\{sim|\bar{\mathbf{w}}\} = \frac{1}{1 + e^{\beta^* + \beta_1 p_i}}, \quad (4)$$

em que $\bar{\mathbf{w}}$ é o vetor de características médias da população (representada pela amostra), β_1 é o parâmetro do preço proposto e β^* é uma constante dada por

$$\beta^* = \beta_0 + \beta_2 \bar{x}_2 + \beta_3 \bar{x}_3 + \dots + \beta_6 \bar{x}_6, \quad (5)$$

As formulações apresentadas em (2) ou (3) podem ser estimadas por diversos pacotes estatísticos usados em computador. Deve-se apenas tomar cuidado com a formulação da variável dependente ($y = 1$ ou $y = 0$) e com os sinais das estimativas dos parâmetros. Usa-se a chamada razão de probabilidades. Por exemplo, no caso da formulação dada em (2):

$$\frac{\text{prob}\{\text{sim}\}}{\text{prob}\{\text{não}\}} = \frac{\text{prob}\{\text{sim}\}}{1 - \text{prob}\{\text{sim}\}} = \frac{e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}{\frac{1 + e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}{1 + e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}} = e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}, \quad (6)$$

é possível transformá-la em logaritmos,

$$\ln(e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}) = \mathbf{x}\boldsymbol{\beta} = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_6 x_6, \quad (7)$$

e estimá-la por mínimos quadrados ordinários. Se utilizada a formulação dada em (3), tem-se,

$$\frac{\text{prob}\{\text{sim}\}}{\text{prob}\{\text{não}\}} = \frac{\text{prob}\{\text{sim}\}}{1 - \text{prob}\{\text{sim}\}} = \frac{\frac{1}{1 + e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}}{\frac{e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}{1 + e^{\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}}} = e^{-\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}, \quad (8)$$

$$\ln(e^{-\mathbf{x}\boldsymbol{\beta}}) = -\mathbf{x}\boldsymbol{\beta} = -(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_6 x_6), \quad (9)$$

Porém, no caso específico do logito de limite duplo, não é possível chegar à forma polinomial, e é recomendável que a estimativa dos parâmetros seja feita pela maximização da verossimilhança (L),

$$L = \prod_{i=1}^n \left(1 - G_i^a\right)^{y_i^{ss}} \left(G_i^a - G_i^0\right)^{y_i^{sn}} \left(G_i^0 - G_i^b\right)^{y_i^{ns}} \left(G_i^b\right)^{y_i^{nm}}, \quad (10)$$

em que n número de observações e, para cada indivíduo i , tem-se G funções logísticas cujos sobrescritos indicam: 0, valor inicial proposto; a , valor mais alto correspondente (pré-estabelecido); b , valor mais baixo correspondente; $y^{ss} = 1$ se a resposta foi "sim-sim" e $y^{nm} = 0$ se a resposta foi "não-não"; $y^{sn} = 1$ se a resposta foi "sim-não", $y^{ns} = 0$ a resposta tenha sido "não-sim", e assim por diante.

Aplicando logaritmos à equação (10) e lembrando a condição de primeira ordem para maximização, temos

$$\frac{\partial \ln(L)}{\partial \boldsymbol{\beta}} = \mathbf{0} \quad (11)$$

$$I(\beta) = \frac{\partial^2 \ln L}{\partial \beta \partial \beta'} \quad (12)$$

A matriz de covariâncias é dada por $-E [I(\beta)]^{-1}$.

Para as estimativas estatísticas, utilizamos um programa computacional de cálculo matemático que permite a introdução de rotinas de programação. A estimativa do valor de parâmetros (β) que maximiza a verossimilhança foi feita com o emprego do método de Newton-Raphson (BRUGNARO, 2000).

Resultados e discussão

A partir da análise dos resultados dos 992 questionários aplicados foi feita uma estratificação em relação aos valores a pagar. Foram tabeladas tanto as respostas simples (sim e não) quanto as respostas combinadas (SS, SN, NS, NN), como mostra a Tabela 3.

Tabela 3. Valores a pagar e respostas obtidas.

| Valores (R\$ mês ⁻¹) | | | Questionários | Respostas simples | | Respostas combinadas | | | |
|----------------------------------|-------|-------|---------------|-------------------|------------|----------------------|------------|-----------|------------|
| Inicial | Maior | Menor | | Sim | Não | SS | SN | NS | NN |
| 0,50 | 1,00 | 0,10 | 137 | 120 | 17 | 94 | 20 | 2 | 21 |
| 2,00 | 3,00 | 1,00 | 222 | 150 | 72 | 98 | 52 | 14 | 58 |
| 5,00 | 7,00 | 3,00 | 239 | 137 | 102 | 62 | 75 | 21 | 81 |
| 10,00 | 15,00 | 7,00 | 242 | 113 | 129 | 49 | 64 | 24 | 105 |
| 30,00 | 50,00 | 15,00 | 152 | 35 | 117 | 9 | 26 | 29 | 88 |
| Total | | | 992 | 549 | 443 | 312 | 243 | 90 | 353 |

Do total de 992 entrevistados verificamos que cerca de 64% pagariam alguma quantia para a recuperação das matas ciliares, enquanto 36% não pagariam nenhum dos valores propostos (não-não). Isso demonstra que grande parte da população considera relevante a questão ambiental.

Do total dos entrevistados, cerca de 55% concordaram com o preço inicial e 31% mantiveram resposta positiva para um preço maior. Isso demonstra que grande parte considera relevante a questão ambiental e está disposta a pagar um valor maior (sim-sim). Cerca de 25% das respostas foram "sim-não", o que demonstra que os entrevistados recusam-se a pagar um valor maior que o inicial. O outro grupo cujas respostas foram "não-sim" e que representa 9% dos entrevistados não está disposto a arcar com o valor inicial e sim com um valor menor.

As estimativas do modelo de logito de limite simples consideram apenas a primeira resposta do entrevistado. Desse modo, as estimativas mostram que as variáveis “valor inicial” e “idade” são estatisticamente significativas no nível de 1%. A variável “valor inicial”, cujo coeficiente tem sinal positivo, significa que, à medida que aumenta o valor proposto, diminui a probabilidade de resposta afirmativa. A variável “idade”, com coeficiente positivo, indica que, quanto maior é a idade, menor é a probabilidade de resposta positiva. As variáveis “sexo”, “escolaridade” e “renda” mostraram que não são significativas no nível de 10%. Para a variável “sexo”, para o valor obtido (−0,00800), embora não significativo a 10%, o sinal negativo pode ser interpretado como maior probabilidade de as mulheres aceitarem o valor proposto, isto é, *prob(sim)* aumenta a medida que se vai de 0 a 1.

A variável “escolaridade”, com o coeficiente negativo (não significativo a 10%), indica uma tendência de que quanto maior o grau de instrução, maior é a probabilidade de resposta ao pagamento. A variável “nível de renda”, não significativa, apresenta coeficiente negativo, que indica tendência de que maiores rendas têm maior probabilidade de pagar a contribuição, o que era esperado. A qualidade do ajuste (razão de verossimilhança) foi altamente significativa. Comparando as estimativas do modelo para a probabilidade de resposta de cada elemento da amostra (observações efetivas), encontramos nível de concordância de 68%, isto é, de previsões corretas. Assim, quanto ao poder de previsão, o modelo mostra resultado satisfatório. Isso significa que dadas as características de uma pessoa da amostra, em 67,84% dos casos é possível prever se ela aceitaria pagar, ou não, certo valor estipulado. A Tabela 4 mostra os resultados.

Tabela 4. Estimativas do modelo logito limite simples.

| Variável | Coefficiente | Dvpad | Qui-quadrado | Significância |
|--------------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|
| Constante | -2,6881 | 0,4440 | 36,6511 | |
| Valor inicial | 0,0836 | 0,0085 | 97,6406 | ** |
| Sexo | -0,0080 | 0,1455 | 0,0031 | ns |
| Idade | 0,0316 | 0,0054 | 33,9874 | ** |
| Escolaridade | -0,0225 | 0,0515 | 0,1913 | ns |
| Renda | -0,0377 | 0,0904 | 0,1740 | ns |
| Origem | 0,2118 | 0,1064 | 3,9644 | * |
| Razão de verossimilhança | | 1.336,08 (**) | | |
| Pseudo R ² | | 53,41 | | |
| Concordância | | 67,84 | | |
| Valor (média esperada) | | 11,32 | | |
| Prob_sim{p=0} | | 0,72 | | |
| Tamanho da amostra | | 992 | | |

**significativo a 1%, *significativo a 5%, ^{ns} não significativo a 10%.

A Tabela 5 mostra os resultados estimados pelo modelo de logito de limite duplo.

Tabela 5. Estimativas do modelo logito limite duplo.

| Variável | Coefficiente | Dvpad | Qui-quadrado | Significância |
|--------------------------|--------------|---------------|--------------|---------------|
| Constante | -3,0633 | 0,3905 | 61,5515 | ** |
| Valor inicial | 0,1613 | 0,0075 | 459,6404 | ** |
| Sexo | 0,0854 | 0,1281 | 0,4441 | ns |
| Idade | 0,0303 | 0,0048 | 39,2587 | ** |
| Escolaridade | 0,0115 | 0,0785 | 0,0216 | ns |
| Renda | 0,0115 | 0,0785 | 0,0216 | ns |
| Origem | 0,2163 | 0,0956 | 5,1237 | * |
| Razão de verossimilhança | | 1.030,40 (**) | | |
| Pseudo R ² | | 27,27 | | |
| Concordância | | 48,49 | | |
| Valor (média esperada) | | 6,58 | | |
| Prob_sim{p=0} | | 0,74 | | |
| Tamanho da amostra | | 992 | | |

No modelo de logito de limite duplo, a razão de verossimilhança foi altamente significativa. São significativos a 1% o valor inicial, a idade e a origem da principal fonte de renda. O sinal positivo do coeficiente do valor inicial, como esperado, indica que um aumento no valor proposto diminui a probabilidade de resposta positiva. A variável "idade" com coeficiente positivo indica que quanto maior a idade, menor é a probabilidade de resposta positiva. As variáveis "sexo", "escolaridade" e "renda" não são significativas no nível de 10%.

A probabilidade de o entrevistado aceitar um valor não negativo está em torno de 72%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 11,32 mês⁻¹, isto é, com a probabilidade de 50% de aceitação do valor proposto. Dessa forma, para o Município de Araras, que tem cerca de 31.792 domicílios ocupados, na área urbana, o valor mensal a ser arrecadado seria de R\$ 43.186.252,80 para um período de dez anos.

O nível de concordância, de 48,49%, foi calculado de forma rigorosa, isto é, computamos a resposta como "concordante" quando rigorosamente igual à previsão fornecida pelo modelo. A probabilidade de o entrevistado aceitar um valor não negativo está em torno de 74%. A estimativa da DAP média foi de R\$ 6,58. Nesse modelo, o valor para o Município de Araras é de R\$ 209.191,36 por mês e de R\$ 2.510.296,32 por ano. Para dez anos, o valor passa a ser de R\$ 25.102.963,20. A recomendação do relatório da National Oceanic and Atmospheric Administration — NOAA — (ARROW et al., 1995) é a de aceitar o valor mais conservador, neste caso, o de R\$ 6,58 do modelo de logito de limite duplo.

Analisando as estimativas de limite simples e limite duplo é possível verificar, conforme a constatação de Brugnaro (2000), entre outros, que o modelo de limite duplo tem como resultado um valor menor para a DAP média. A constatação de Hanemann et al. (1991) de que as estimativas obtidas no modelo de limite duplo são mais eficientes, isto é, têm variâncias menores que as obtidas por limites simples, também foi verificada neste trabalho. No entanto, comparando as proporções de acerto dos dois modelos, notamos que o modelo com limite simples (67,84%) tem melhor poder de previsão que o modelo com limite duplo (48,49%).

Ribeiro (1999) adotou a DAP e estimou em R\$ 14,57 o valor dos danos ou perdas individuais mensais provenientes da degradação do Rio Meia Ponte, em Goiânia, GO, ou, de outra forma, o valor dos benefícios obtidos com a restituição de sua qualidade.

Silva et al. (2005) determinaram o valor econômico estimado atribuído pelos produtores rurais da microbacia do Rio Colônia, BA, empregando o método da DAP sob a óptica paramétrica com base no modelo de logito. Concluíram mostrando um elevado percentual de respostas afirmativas, que indicam que cerca de 85% dos produtores rurais concordariam em pagar o preço sugerido, ou seja, a grande maioria dos proprietários rurais estaria disposta a contribuir, de alguma forma, com as ações relacionadas à preservação e conservação do meio ambiente, e que o preço médio variou de R\$ 59,16 mês⁻¹ para o limite simples a R\$ 16,96 mês⁻¹ para o limite duplo.

Brugnaro (2000) estimou, com o modelo logito de limite duplo, em R\$ 2,06 mês⁻¹ (valores de outubro-dezembro de 1999) a DAP média por domicílio na bacia do Rio Corumbataí, SP.

Mattos (2006) estimou o valor monetário das APPs da microbacia do Ribeirão São Bartolomeu, localizada no Município de Viçosa, Minas Gerais, e utilizou o método de valoração contingente para estimar a DAP da população de Viçosa pela recuperação ou preservação dessas áreas. A DAP mensal foi estimada em R\$ 27,98 por domicílio, que, considerando-se a cidade de Viçosa, resulta no montante anual de R\$ 3.863.926,08 para o bem ambiental em questão ou de R\$ 3.616,52 ha⁻¹ ano⁻¹ para a recuperação e ou preservação dessas áreas.

Analisando as estimativas de limite simples e limite duplo deste trabalho é possível verificar, conforme a constatação de Brugnaro (2000), entre outros, que o modelo de limite duplo tem como resultado um valor menor para a DAP média.

Considerações finais

A grande vantagem do método de valoração contingente em relação a qualquer outro método de valoração é que ele pode ser aplicado em um espectro de bens ambientais mais amplo, e é amplamente utilizado em vários países, principalmente no julgamento de litígios sobre danos ambientais.

Contudo, é importante chamar a atenção para o fato de que somente a presença e a manutenção das matas ciliares não resolve o problema de poluição e contaminação ambiental. A vegetação ciliar é parte importante de um desenho mais amplo de conservação, que inclui, entre outros, o controle da erosão nas bacias de captação da água de chuva, o controle dos sedimentos produzidos pelas estradas, bem como práticas agrícolas de manejo e conservação de solos e sistemas de produção mais sustentáveis.

Os resultados obtidos mostram boa receptividade ao cenário de mercado hipotético delineado. Obtivemos elevado percentual de respostas afirmativas, que demonstram que a população está disposta a contribuir, de alguma forma, com ações relacionadas a reverter o processo de degradação das matas ciliares e, para isso, está disposta a contribuir com um preço médio que variou de R\$ 6,58 mês⁻¹ para o limite duplo a R\$ 11,32 mês⁻¹ para o modelo de limite simples, o que corresponde a valores de R\$ 25.102.963,20 e R\$ 43.186.252,80, respectivamente, durante um período de dez anos. Os resultados demonstram que as matas ciliares apresentam considerável valor econômico na visão da população. A população do município tem elevado excedente do consumidor³ e se realmente fosse implementado esse cenário haveria consideráveis benefícios econômicos. Dessa forma, os valores encontrados poderiam ser utilizados como justificativa de aporte financeiro a projetos que visassem a preservação e recuperação das matas ciliares. Esperamos, com esta avaliação do comportamento do público envolvido diante da proposta de uma “nova taxa”, oferecer contribuição para os formuladores de políticas públicas ambientais.

³ Corresponde à diferença entre o montante que o consumidor estaria disposto a pagar por determinada quantidade de um bem e o montante que efetivamente paga.

Referências

ARROW, K.; BOLIN, B.; COSTANZA, R.; DASGUPTA, P.; FOLKE, C.; HOLLING, C. S.; JANSSON, B-O.; LEVIN, S.; MALER, K-G.; PERRINGS, C.; PIMENTEL, D. Economic growth, carrying capacity and the environment. **Science**, n. 268, p. 13-15, apr. 1995.

BONONI, V. L. R. (Coord.). **Recomposição da vegetação da Serra do Mar, em Cubatão, São Paulo, Brasil**. São Paulo: Instituto de Botânica, 1989. 68 p. (IBt. Série Pesquisa).

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

COSTA NETO, P. L. de O. **Estatística**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 2002.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R. S.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; ASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, n. 387, p. 253-260, 1997.

HANEMANN, W. M. Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ? **American Economic Review**, v. 81, n. 3, p. 635-647, jun. 1991.

IBGE. **Contagem da População 2007**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/contagem2007/default.shtm>>. Acesso em: 14 jun. 2010.

INPE. **INPE estima redução de 11% no desmatamento da Amazônia**. Disponível em: <http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=2786>. Acesso em: 12 ago. 2011.

MATTOS, A. D. M. de. **Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do ribeirão São Bartolomeu no município de Viçosa, MG**. 2006. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

PRIMO, D. C.; VAZ, L. M. S. Degradação e perturbação ambiental em matas ciliares: estudo de caso do rio Itapicuru-Açu em Ponto Novo e Filadélfia Bahia. **Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências**, v. 6, n. 7, jun. 2006.

RIBEIRO, F. L. **Valoração de danos ambientais: uma análise do método de avaliação contingente**. 1999. 107 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restaurações florestal**. 3. ed. Piracicaba, SP: USP/ESALQ/LCB, 2010.

SENTELHAS, P. C.; NUNES, L. H.; PEREZ A. **CEPAGRI**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_038.html>. Acesso em: 19 out. 2009.

SILVA, M. V. A.; RODRIGUES, W.; RODRIGUES, S.; BARBOSA, G.; SILVA, E. Valoração ambiental: uma aplicação do método de valoração contingente nas praias da cidade de Palmas/TO. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL 43., 2005, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: SOBER, 2005.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Economia, UNICAMP, Campinas.

Foto: Erosão do solo (Sérgio Tôsto, 2014).



A valoração ambiental da erosão do solo na cana-de-açúcar em São Paulo^{1, 2}

Sérgio Gomes Tôsto, Lauro Charlet Pereira

Historicamente, o desenvolvimento econômico global, na grande maioria dos países, apoiou-se na exploração e na utilização dos recursos naturais, exercendo, assim, pressões sobre os diferentes ecossistemas, com efeitos adversos na qualidade do meio ambiente. No setor agropecuário, responsável por produzir grande parte dos alimentos e fibras, o uso de tecnologias inadequadas tem ocasionado uma série de efeitos indesejáveis ao meio ambiente. A exploração agropecuária realizada sem o conhecimento adequado dos fundamentos conservacionistas tem criado problemas socioeconômicos e ambientais.

No meio rural, o solo ainda é o recurso natural mais intensivamente utilizado para a produção de alimentos e fibras. Contudo, em terras brasileiras, a erosão hídrica é a mais importante e tem causado graves prejuízos, tanto em áreas agrícolas quanto nas cidades. O fenômeno da erosão hídrica caracteriza-se pelo desprendimento e arraste de partículas de solo decorrente da ação das chuvas. Bertoni e Lombardi Neto (1999) citam que os primeiros trabalhos voltados à predição de perdas de solo datam de 1940, na região do *Corn Belt* dos Estados Unidos. Posteriormente, outros trabalhos permitiram novos progressos e adaptações no referido método (BROWNING et al., 1947; SMITH, 1941; ZINGG, 1950). No Brasil, os trabalhos iniciais com a Equação Universal de Perda de Solo — EUPS — foram desenvolvidos por Bertoni et al. (1975) para as condições do Estado de São Paulo. A partir de então, autores como Crosson (1997), Cavalcanti (1995) e Tôsto (2010) vêm utilizando a EUPS para avaliar as perdas de solo e, também, como guia para planejamento de uso das terras. Portanto, a erosão do solo coloca um desafio à sustentabilidade da produção agrícola. Como a erosão é um fenômeno universal e está condicionada por diversos fatores ambientais e antrópicos, é reconhecida a necessidade de estimativas locais ou regionais para que sejam tomadas providências compatíveis com os objetivos de sustentabilidade da agricultura.

Embora seja relevante o conhecimento das perdas físicas do solo para uma determinada área, sabe-se que as estimativas econômicas são indicadores importantes no processo de tomada de decisão por parte dos agricultores e dos formuladores de políticas agrícolas e ambientais.

¹ Originalmente publicado em: TOSTO, S. G.; PEREIRA, L. C.; MANGABEIRA, J. A. de C.; CARVALHO, J. P. de. **Valoração ambiental de serviço ecossistêmico da perda do solo no Município de Araras, SP**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2011. 23 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 20).

² Os autores agradecem o apoio recebido do CNPq.

Como o processo de erosão causa um custo implícito no processo de produção agrícola, torna-se necessário utilizar técnicas e métodos que possam mostrar esses valores. Entre os métodos mais utilizados para o cálculo do custo associado à erosão do solo está o método do custo de reposição dos nutrientes perdidos, que considera que as perdas de nutrientes levam a reduções na produtividade e que essas reduções podem ser evitadas por meio da reposição dos nutrientes. Contudo, a reposição por meio de fertilizantes industrializados — sulfato de amônia, superfosfato, cloreto de potássio, entre outros — resulta em custos adicionais para os produtores. Vários autores têm utilizado o método do custo de reposição de nutrientes para valorar a erosão agrícola em diferentes níveis de abrangência: estado (BASTOS FILHO, 1995; SORRENSON; MONTOYA, 1989); bacias hidrográficas (MARQUES, 1998; MICHELLON, 2002; TÔSTO et al., 2010); ou simultaneamente no nível de propriedades rurais e bacias hidrográficas (KIM; DIXON, 1987).

O objetivo deste trabalho foi estimar a perda de solos, bem como estimar monetariamente a perda de nutrientes pela erosão em dois tipos de manejo da cultura de cana-de-açúcar, corte com queima e corte mecanizado, no Município de Araras, SP. Os resultados obtidos podem subsidiar a elaboração de políticas públicas conservacionistas de solos.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O Município de Araras, SP, está localizado entre as longitudes de 47°15' e 47°30' a Oeste de Greenwich e as latitudes de 22°10' e 22°30' no hemisfério Sul (Figura 1), a cerca de 170 km de distância da capital do estado, e ocupa uma área de aproximadamente 64.341 ha.

O clima apresenta temperatura média anual de 21,4 °C, com a mínima de 17,7 °C no mês de julho e a máxima de 24,1 °C no mês de fevereiro. A precipitação anual é de 1.441 mm, com déficit hídrico entre os meses de abril e outubro (SENTELHAS et al., 2009). De acordo com a classificação de Köppen, é um clima do tipo Cwa (mesotérmico com verões quentes e estação seca de inverno), caracterizado por ter o mês mais frio com média inferior a 18 °C, mas superior a 3 °C, e o mês mais quente com temperaturas superiores a 22 °C (ANGELOCCI et al., 2002).

Em termos geológicos, a área está situada na Bacia do Paraná, composta por rochas sedimentares que variam entre arenitos (Formação Palermo), argilitos (Formação Corumbataí), argilitos, siltitos e calcários (Formação Iratí), além de rochas basálticas (Formação Serra Geral). As idades desses sedimentos remontam ao Carbonífero Superior e vão até o Cretáceo Médio (MAGINI; CHAGAS, 2003).

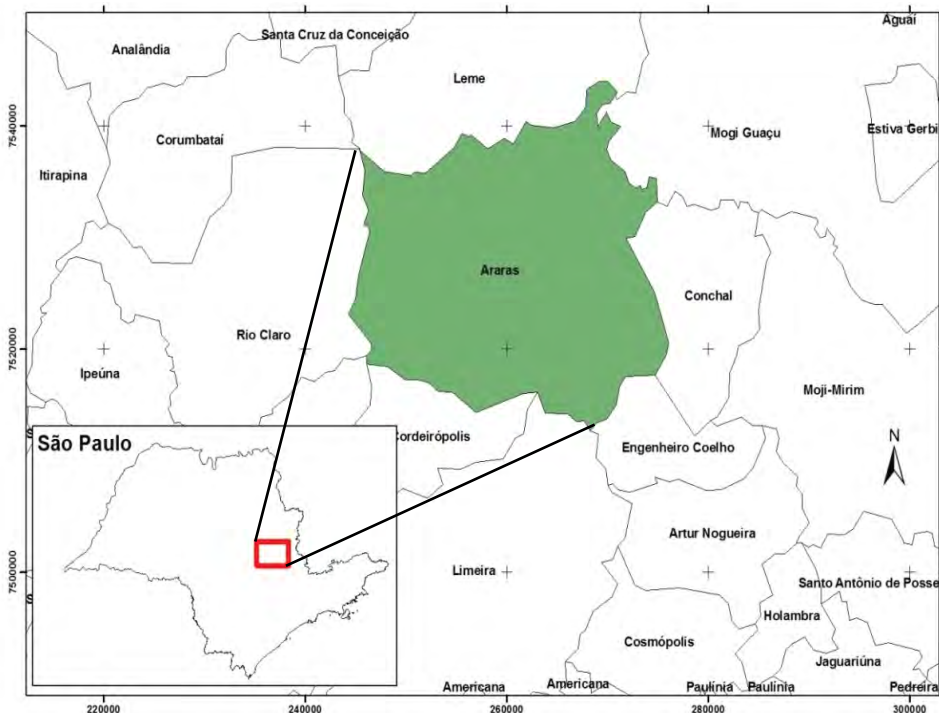


Figura 1. Localização do Município de Araras, SP.

Para Oliveira et al. (1982), as principais classes de solos do município são representadas pelos Latossolos e Argissolos com textura média e arenosa. Em termos de uso dos solos, além das pastagens, os principais produtos agrícolas do município são: café, milho, feijão, citrus e, finalmente, a cana-de-açúcar, cujo cultivo ocupa cerca de 65% da área (TÔSTO, 2010).

Método para obtenção das perdas de solo

As taxas de perda de solo na área de estudo foram estimadas a partir do modelo Universal Soil Loss Equation (USLE) (WISCHIMEIER; SMITH, 1978), também conhecido por Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), que foi adaptada para uso nas condições brasileiras por Bertoni e Lombardi Neto (1999). O modelo estima a perda média de solo de locais específicos, sob sistemas de cultivo e manejo também específicos, com base nos valores médios de eventos de precipitação ocorridos de uma série de observações de 20 anos ou mais (WISCHIMEIER; SMITH, 1978). Consiste de um modelo multiplicativo, pelo qual a perda média anual de solo é obtida pelo produto de seis fatores determinantes, de acordo com a equação:

$$A = R * K * L * S * C * P \quad (1)$$

em que:

A = Perda anual de solo em Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

R = Fator erosividade da precipitação e da enxurrada, em MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. A erosividade foi calculada utilizando o modelo proposto por Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) e os registros pluviométricos mantidos pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC), com adoção do valor de R = 6,828.

K = Fator erodibilidade do solo, definido pela intensidade de erosão por unidade de índice erosivo da chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações normais, em declive de 9% e com comprimento de rampa de 25 m, em Mg ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹. Para a estimativa do fator K utilizamos os valores calculados para as principais classes de solo do Estado de São Paulo segundo Bertoni e Lombardi Neto (1999). Para o Município de Araras, calculamos a média ponderada do fator K para as classes de solos do município e obtivemos o valor de K = 0,0250.

L = Fator comprimento da encosta, definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25 m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação.

S = Fator grau de declividade, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno com uma declividade qualquer e um terreno com declividade de 9%, para o mesmo solo e comprimento de rampa.

LS = Fator topográfico que resulta da composição do grau de inclinação e do comprimento de rampa. O valor encontrado foi de 1,35 (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

C = Fator de cobertura e manejo da cultura, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado em dadas condições e um terreno mantido continuamente descoberto, em condições semelhantes àquelas em que o fator K é avaliado, adimensional. Os valores de C foram aqueles calculados por Bertoni e Lombardi Neto (1999). Para a colheita de cana-de-açúcar queimada usamos o valor C = 0,07540 e, para o manejo da cana-de-açúcar com corte mecanizado, valor C = 0,03770.

P = Fator prática de controle de erosão, relação de perdas de solo entre um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, adimensional. O fator P refere-se às práticas conservacionistas utilizadas no plantio da cana-de-açúcar, tais como plantio em contorno, terraceamento, cultivo alternado e faixa de retenção, e estão relacionadas

com o fator de declividade da área. Os valores de P foram obtidos utilizando a fórmula desenvolvida por Bertoni e Lombardi Neto (1999) e Wischmeier e Smith (1978), de acordo com a expressão:

$$P = 0,69947 - 0,08911 * S + 0,01184 * S^2 - 0,000335 * S^3 \quad (2)$$

em que S é a declividade, em porcentagem.

Método do custo de reposição

O método do custo de reposição (MCR) apresenta uma das ideias básicas quando se pensa em prejuízo, isto é a reparação de um dano provocado. Assim, o MCR baseia-se no custo de reposição ou restauração de um bem danificado e entende esse custo como uma medida do seu benefício (PEARCE; TURNER, 1993). Para esse autor, o MCR é, frequentemente, utilizado como uma medida do dano causado. Essa abordagem é correta nas situações em que é possível argumentar que a reparação do dano deve acontecer por causa de alguma outra restrição. Outra situação de aplicação válida da abordagem do custo de reposição é quando se configura uma restrição total para não permitir um declínio na qualidade ambiental. É o que se chama de “restrição à sustentabilidade”. Sob essas condições, os custos de reposição apresentam-se como uma primeira aproximação dos benefícios ou do dano (PEARCE; TURNER, 1993).

A operacionalização desse método é feita pela agregação dos gastos efetuados na reparação dos efeitos negativos provocados por algum distúrbio na qualidade ambiental de um recurso, utilizado numa função de produção. Neste caso, os gastos com todo o processo de recuperação do bem, ou do serviço ambiental, servem como medida aproximada do benefício que a sociedade auferir por ter um determinado recurso.

Existem várias aproximações para a estimativa do valor econômico da erosão. A mais comum é a mensuração dos custos de reposição dos nutrientes perdidos, por meio da aplicação de fertilizantes industrializados. A aplicação do método do custo de reposição de nutrientes³, cuja ideia básica é a quantificação das perdas de nutrientes, usamos como parâmetro a equivalência de preços de fertilizantes encontrados no mercado, que envolve quatro procedimentos: i. quantificação das perdas de solo por cultura; ii. identificação da quantidade de nutrientes carregada pelo processo erosivo (nitrogênio, N; fósforo, P; potássio, K; cálcio e magnésio, Ca + Mg); iii. conversão da quantidade de nutrientes em equivalentes de fertilizantes necessários para repor a fertilidade do solo (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico); iv. mensuração dos custos de aplicação dos fertilizantes.

³ Para mais detalhes sobre o método do custo de reposição de nutrientes, ver, entre outros, Marques (1995).

No presente trabalho, utilizamos uma adaptação do MCR dos nutrientes proposto por Marques (1995), complementado pelo custo de aplicação dos fertilizantes, que visa atribuir valor monetário aos impactos relacionados à erosão do solo nos dois sistemas de manejo considerados, conforme a formulação abaixo.

$$\text{Valor econômico de perda de solo agrícola} = \sum_{i=1}^n (Q_n * P_n)^n + \text{Caf} \quad (3)$$

em que:

Q_n = Quantidade de nutrientes necessários para reposição da fertilidade do solo.

P_n = Preço de mercado de cada fertilizante industrializado.

Caf = Custo de aplicação dos fertilizantes (transporte e aplicação).

O uso de geotecnologia

Procedimentos com o uso de sistema de informação geográfica (SIG) possibilitaram o desenvolvimento das informações de mapeamento do uso e da cobertura dos solos, elaborado a partir de interpretação analógica da imagem orbital do satélite CBERS 2, com resolução espacial de 20 m. Para definição dos padrões de uso, utilizamos as características das imagens, como cor, textura, tonalidade, sombra, tamanho, altura e localização, entre outras. A classificação de imagens que não puderam ser definidas em laboratório foi verificada *in loco*, em trabalho de campo, com auxílio de GPS. A caracterização do uso possibilitou a determinação das áreas com colheita da cana-de-açúcar mecanizada e áreas com colheita com o uso de fogo, além dos outros tipos de cultivos.

O mapa de solos do Município de Araras foi derivado do mapa pedológico do Estado de São Paulo (OLIVEIRA et al., 1982). A integração dos mapas de solo e de uso e cobertura das terras com a EUPS em ambiente SIG possibilitou a definição das taxas de erosão para o cultivo da cana-de-açúcar com colheita mecanizada e colheita com o uso de fogo.

Resultados

Com o conjunto de dados e de informações gerados, foi possível estimar as taxas de perdas de solos para os dois sistemas de cultivos da cana-de-açúcar adotados no município. No sistema mecanizado, a taxa de perda de solos foi 3,95 t ha⁻¹ ano⁻¹ e, para o manejo com corte mecanizado, foi de 14,88 t ha⁻¹ ano⁻¹,

ou seja, cerca de 3,76 vezes menor (Tabela 1). Isso significa que o sistema de corte mecanizado oferece maior proteção ao solo, menor taxa de erosão, maior ganho econômico, menor custo de produção e maior proteção ambiental.

Tabela 1. Taxa de perda de solo nos dois sistemas de cultivos.

| Uso da terra | Taxa de perda de solos (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) |
|---------------------------|--|
| Cana-de-açúcar mecanizada | 3,95 |
| Cana-de-açúcar queimada | 14,88 |

Além dos benefícios econômicos, a incorporação da palhada com o uso da colheita mecanizada influencia a interceptação das águas da chuva, ao atenuar seu impacto no solo. Essa cobertura vegetal também atua diretamente na produção de matéria orgânica e afeta a agregação das partículas do solo, tanto na formação quanto na estabilização dos agregados. Vários trabalhos, como Bertol e Almeida (2000), Lopes e Levien (1987) e Amado et al. (1989), têm demonstrado esse efeito, evidenciado pelo fato de que um solo com aproximadamente 20% de sua superfície coberta pode reduzir em até 60% as perdas por erosão em comparação às perdas totais de um solo descoberto. A manutenção da palhada da cana-de-açúcar sobre a superfície do solo contribui efetivamente para o controle da erosão hídrica, como mencionam Thompson et al. (2001) e Bezerra e Cantalice (2006).

Solos, água e ar são três recursos naturais básicos dos quais depende a maior parte da vida. O balanço entre viabilidade econômica e destruição em geral está sujeito ao manejo da base de recursos de solos. A história tem mostrado repetidamente que, mesmo em países com políticas de proteção local e global, o manejo inadequado pode resultar em pobreza, má nutrição e desastre econômico pelos processos de erosão, acidificação, salinização, perdas de nutrientes, perdas de propriedades de cultivo e de propriedades biológicas e acúmulo de material tóxico (SORRENSON; MONTOYA, 1989).

Numa análise mais ampla, observamos que a área de cultivo mecanizado, mesmo com extensão quase três vezes maior que a extensão da área onde é usada a queima, apresentou valores de perdas tanto de solos quanto de nutrientes (N, P, K, Ca + Mg) cerca de 35% menores (Tabela 2).

Tabela 2. Perda total de solo e de nutrientes, nos dois tipos de uso das terras.

| Uso da terra | Área (ha) | Perda de solo (t ha ⁻¹ ano ⁻¹) | Perda de N (t ano ⁻¹) | Perda de P (t ano ⁻¹) | Perda de K (t ano ⁻¹) | Perda de Ca + Mg (t ano ⁻¹) |
|-----------------|-----------|---|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---|
| Cana mecanizada | 25.472 | 100,77 | 97,50 | 2,67 | 10,15 | 95,60 |
| Cana queimada | 9.099 | 135,40 | 131,00 | 3,58 | 13,61 | 128,46 |

No passo seguinte do trabalho, foram convertidas as quantidades perdidas de nutrientes em equivalentes de fertilizantes. Isso foi feito utilizando a seguinte equação e o índice de equivalência fornecido por Bellinazzi Junior et al. (1981)⁴:

$$QF_i = \sum_{j=1}^n NS_j * TF_i \quad (4)$$

onde:

QF_i = Quantidade correspondente de fertilizantes (t);

NS_j = Teor médio do j -ésimo nutriente perdido nos solos da bacia (t);

TF_i = Índice de equivalência entre nutrientes e fertilizantes.

Inicialmente calculamos as quantidades de fertilizantes necessárias para repor a fertilidade do solo, perdida no processo de erosão no município. Em seguida, com base nos preços de mercado dos fertilizantes considerados (sulfato de amônia, superfosfato simples, cloreto de potássio e calcário dolomítico)⁵, foi possível conhecer o custo monetário de aquisição dos fertilizantes necessários (Tabelas 3 e 4).

Tabela 3. Quantidades de fertilizantes necessárias para reposição dos nutrientes perdidos (kg).

| Uso da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico |
|-----------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Cana mecanizada | 487,48 | 14,79 | 17,43 | 251,44 |
| Cana queimada | 655,04 | 19,88 | 23,42 | 337,86 |

Tabela 4. Preço médio dos fertilizantes.

| Fertilizante | Preço médio (R\$ t ⁻¹) |
|----------------------|------------------------------------|
| Sulfato de amônia | 832,79 |
| Superfosfato simples | 650,80 |
| Cloreto de potássio | 1.083,67 |
| Calcário dolomítico | 31,25 |

⁴ Segundo Bellinazzi Junior et al. (1981), são necessários 5 kg de sulfato de amônia para repor 1 kg de nitrogênio, 5,56 kg de superfosfato simples para 1 kg de fósforo, 1,72 kg de cloreto de potássio para 1 kg de potássio e 2,63 kg de calcário dolomítico para repor 1 kg de cálcio + magnésio.

⁵ Os dados de preço dos fertilizantes foram extraídos da base de dados do Instituto de Economia Agrícola (IEA) e correspondem à média dos preços pagos pela agricultura. Os dados estão disponíveis em <http://www.iea.sp.gov.br/out/banco/menu.php> (pesquisa realizada em 11/08/2011).

A etapa final de aplicação do método consistiu em agregar ao custo monetário calculado os custos de aplicação dos fertilizantes, obtidos a partir do relatório do Projeto ECOAGRI⁶.

As Tabelas 5 e 6, respectivamente, apresentam os custos de fertilizantes e os custos de sua aplicação para a reposição da fertilidade do solo.

Tabela 5. Custo de fertilizantes (R\$).

| Uso da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico |
|-----------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Cana mecanizada | 405.968,47 | 9.625,33 | 18.888,37 | 7.857,50 |
| Cana queimada | 545.510,76 | 12.937,90 | 25.379,55 | 10.558,13 |

Tabela 6. Custo de aplicação dos fertilizantes.

| Uso da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico |
|-----------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|
| Cana mecanizada | 20.471,38 | 621,40 | 732,09 | 32.382,89 |
| Cana queimada | 26.301,77 | 798,38 | 940,60 | 41.605,77 |

O custo total de reposição de fertilizantes (despesas com fertilizantes e aplicações, Tabela 7) na área de cana queimada foi cerca de 35% superior ao valor total encontrado para a cana-de-açúcar mecanizada. Isso demonstra que a prática da queima não só favorece o indesejável processo erosivo, com forte perda de solo e nutrientes, mas também eleva o custo de produção, além contribuir para o comprometimento da qualidade ambiental do município.

Tabela 7. Estimativa do custo de reposição de fertilizantes.

| Uso da terra | Sulfato de amônia | Superfosfato simples | Cloreto de potássio | Calcário dolomítico | Total (R\$) |
|-----------------|-------------------|----------------------|---------------------|---------------------|-------------|
| Cana mecanizada | 426.439,85 | 10.246,73 | 19.620,46 | 40.240,39 | 496.547,43 |
| Cana queimada | 571.812,57 | 13.736,28 | 26.320,15 | 52.163,90 | 664.032,90 |

A diferença entre os custos de reposição de fertilizantes para os dois tipos de cultivos de cana-de-açúcar ficou mais evidenciada quando fizemos o cálculo das despesas por hectare, visto que os valores encontrados foram de R\$ 19,49 para a cana mecanizada e de R\$ 72,98 para a cana queimada, o que representa um custo 3,8 vezes maior para este último sistema de manejo (Tabela 8).

⁶ Projeto ECOAGRI – Diagnóstico da Agricultura no Estado de São Paulo: bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável, financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP, processo número 2002/06685-0).

Tabela 8. Estimativa do custo de reposição de fertilizante (custos dos fertilizantes + custos de aplicação).

| Uso da terra | Custo de reposição de nutrientes (R\$ h |
|---------------------------|---|
| Cana-de-açúcar mecanizada | 19,49 |
| Cana-de-açúcar queimada | 72,98 |

Conclusões e recomendação

- a) A valoração dos recursos naturais pode constituir fator relevante para a gestão eficiente do espaço rural, sobretudo no que diz respeito à sustentabilidade, à qualidade ambiental e ao balanço econômico das atividades agrícolas.
- b) Entre os dois sistemas de cultivo estudados, o sistema de colheita mecanizada foi o que apresentou menor custo monetário.
- c) As estimativas apresentadas (taxas de perda de solo e custos de reposição) podem servir como parâmetros tanto para tomada de decisão, com vistas à adoção de práticas conservacionistas, quanto para subsidiar planos de uso sustentáveis na propriedade agrícola.
- d) Como o trabalho pautou-se nos princípios da Economia Ambiental, seus resultados refletem apenas parcialmente os danos ambientais. Recomendamos, portanto, estudos adicionais, tanto para ampliar a valoração de outros serviços ecossistêmicos da perda de solos e métodos que contemplem simultaneamente as dimensões social, ecológica e institucional, direcionados para o planejamento e a gestão ambiental, quanto para subsidiar políticas públicas globais.

Referências

- AMADO, T. J. C.; COGO, N. P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa do manejo do resíduo cultural de soja na redução das perdas de solo por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, n. 2. p. 251-257, 1989.
- ANGELOCCI, L. R.; PEREIRA, A. R.; SENTELHAS, P. L. **Agrometereologia**: fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: Agropecuária, 2002.
- BASTOS FILHO, G. S. **Contabilizando a erosão do solo**: um ajuste ambiental para o produto agropecuário paulista. 1995. 127 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Economia e Sociologia Rural, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- BELLINAZZI JUNIOR, R.; BERTONI, D.; LOMBARDI NETO, F. A ocorrência de erosão rural no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CONTROLE DA EROSÃO, 2., 1981. São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABGE, 1981. p. 117-137.
- BERTOL, L.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perdas de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24 p. 657-668, 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F.; BENATTI JUNIOR. **Equação de perdas de solo**. Campinas, SP: Instituto Agrônomo, 1975. 25 p. (Boletim Técnico, 21).
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **A conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1999. 355 p.
- BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entressulcos em diferentes condições de cobertura vegetal de solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.
- BROWNING, G. M.; PARISH, C. L.; GLASS, J. A. A method for determining the use and limitation of rotation and conservation practices in control of soil erosion in Iowa. **Journal of the American Society of Agronomy**, Madison, Wisconsin, v. 39, p. 65-73, 1947.
- CAVALCANTI, J. E. A. Impactos econômicos das perdas de solo no Vale do Rio São Francisco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 33., 1995. Curitiba. **Anais...** Curitiba: SOBER, 1995. v. 2. p. 1097-1103.
- CROSSON, P. Will erosion threaten agricultural productivity? **Environment Science and Policy for Sustainable Development**, v. 39, n. 8, p. 4-31, 1997.

IEA. Instituto de Economia Agrícola. **Preço médio dos fertilizantes**. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/index.php>>. Acesso em: 11 ago. 2011.

KIM, S. H.; DIXON, J. A. **Economic valuation techniques for the environment: a case study workbook**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1987. 203 p.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDEANHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

LOPES, P. R. C.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipos e quantidades de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 11, p. 71-75, 1987.

MAGINI, C.; CHAGAS, R. L. Microzoneamento e Diagnóstico Físico-Químico do Ribeirão das Araras, Araras – SP. **Geociências**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 195-208, 2003. Disponível em: <www.revistageociencias.com.br/22_2/8.pdf>. Acesso em: 18 fev. 2008.

MARQUES, J. F. Custos da erosão do solo devido aos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista Brasileira de Economia e Sociologia Rural**, v. 36, n. 1, jan./fev./mar. 1998.

MARQUES, J. F. **Efeitos da degradação do solo na geração de energia elétrica**: uma abordagem da economia ambiental. 1995. 257 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

MICHELLON, E. **Políticas públicas, mercados de terras e o meio ambiente**: uma análise a partir do Paraná. 2002. 202 f. Tese (Doutorado em Economia) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

OLIVEIRA, J. B.; MENK, J. R. F.; BARBIERI, J. L.; ROTTA, C. L.; TREMONCOLDI, W. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**: quadrícula de Araras. Campinas: Instituto Agrônomo, 1982. 180 p.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. London: Harvester/Wheatsheaf, 1993.

SENTELHAS, P. C.; NUNES, L. H.; PEREZ A. **CEPAGRI**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_038.html> Acesso em: 18 out. 2009.

SMITH, D. D. Interpretation of soil conservation data for field use. **Agricultural Engineering**, St. Joseph, v. 22, p. 173-175, 1941.

SORRENSON, W. J.; MONTOYA, L. J. **Implicações econômicas da erosão do solo e do uso de algumas práticas conservacionistas no Paraná**. Curitiba: IAPAR, 1989. 110 p. (IAPAR. Boletim Técnico, 21).

THOMPSON, A. L.; GHIDEY, F.; REDMI, T. P. Raindrop energy effects on chemical and sediment transport. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 44, n. 4, p. 835-841, 2001.

TÔSTO, S. G. **Sustentabilidade e valoração de serviços ecossistêmicos no espaço rural do município de Araras, SP**. 2010. 217 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses**: a guide to a conservation planning. Washington: USDA, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 537).

ZINGG, A. W. Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff. **Agricultural Engineering**, St. Joseph, v. 21, p. 59-64, 1950.

Foto: Imagem do satélite Landsat - Bacia hidrográfica (Embrapa Monitoramento por Satélite, 2014).



Valoração econômica como subsídio à gestão agroambiental de bacias hidrográficas: estudo de caso no Estado de São Paulo¹

João Fernando Marques, Lauro Charlet Pereira

Segundo Hardin (1991), as disciplinas de Economia e Ecologia estão aptas a se “casarem” por sua compatibilidade. Sua raiz etimológica comum do grego, que significa “casa”, tem sido frequentemente salientada. O autor expressa a necessidade de maior compreensão e entendimento da complexa realidade das sociedades atuais. O esforço de integração da Economia com a Ecologia em sentido mais amplo tem sido demonstrado pelas principais correntes de pensamento (economia ambiental, economia ecológica, e economia energética), mas, apesar dos progressos no entendimento dessas questões, ainda há um longo caminho a percorrer.

Os autores da linha denominada Economia Ecológica argumentam que, para alcançar o desenvolvimento sustentável², é necessário que os bens e serviços ambientais sejam incorporados à contabilidade econômica. O primeiro passo nesse sentido é o de atribuir aos bens e serviços ambientais valores comparáveis àqueles atribuídos aos bens e serviços econômicos produzidos pelo homem e transacionados no mercado. Diante das incertezas e dificuldades inerentes à valoração dos recursos do meio ambiente, embora reconheçam não haver consenso sobre a abordagem correta, os defensores dessa corrente concordam sobre a necessidade de haver melhor avaliação dos serviços prestados pelos ecossistemas. Ressaltam, ainda, como importante objetivo a ser alcançado pela Economia Ecológica, a definição de um sistema completo de valoração econômica dos recursos ambientais.

As ações de recuperação e preservação dos recursos naturais — solo, água, flora e fauna — devem ser realizadas de forma integrada sob o enfoque da gestão ambiental. Para tanto, torna-se necessário que as áreas sob consideração detenham características similares. Essa similaridade permite não apenas melhor compreensão dos fenômenos, mas também a implementação de ações de pesquisa, de planejamento, de políticas públicas e de intervenções mais adequadas e apropriadas à realidade.

¹ Originalmente publicado em: MARQUES, J. F.; PEREIRA, L. C. Valoração econômica como subsídio à gestão agroambiental de bacias hidrográficas: estudo de caso no Estado de São Paulo. In: SEMINÁRIO NACIONAL: DEGRADAÇÃO E RECUPERAÇÃO AMBIENTAL, 1., 2003, Foz do Iguaçu. *Anais...* Foz do Iguaçu: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas.

A unidade geográfica ideal para programação de uso e manejo dos recursos naturais é a bacia hidrográfica, definida como a região de contribuição para um determinado curso d'água. Entre as diversas tipologias existentes baseadas na dimensão da área de drenagem, destacamos a microbacia hidrográfica, que é uma unidade territorial com, no máximo, 10.000 ha (ASSAD; SANO, 1993). Para a Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (Cati), a microbacia hidrográfica deve ter, em média, 3.000 ha e 60 produtores, para constituir a unidade de planejamento e execução das ações (PROGRAMA ESTADUAL DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS, 1998). A forma de abordagem dos impactos ambientais que usa como recorte as bacias hidrográficas tem trazido uma nova concepção para o entendimento das atividades humanas e suas correlações com o ambiente. Os estudos de gerenciamento ambiental feitos em bacias hidrográficas apresentam diversas vantagens, uma vez que as bacias integram os processos naturais, sociais e políticos, e são um método geográfico por excelência (THÉRY, 1997).

Além disso, a bacia hidrográfica quase sempre coincide com a bacia hidrológica, o que possibilita o estabelecimento de correlações entre os diversos fenômenos que ocorrem no ciclo da água e os demais processos que ocorrem na unidade geográfica. Essa abordagem permite também a elaboração de um amplo diagnóstico físico, social, econômico e produtivo, e a organização das informações visa estabelecer uma estratificação dos ambientes naturais e de suas respectivas atividades produtivas (PETERSEN, s.d.).

Ferraz (1994) pondera que a consideração da bacia hidrográfica como unidade de análise e intervenção pode, ainda, incluir o estabelecimento dos fatores de criticidade econômica, social e ecológica, que são os elementos básicos da sustentabilidade. A metodologia para o planejamento e a gestão de bacias hidrográficas com o objetivo da sustentabilidade implica uma abordagem interdisciplinar. Um plano de gestão ambiental concebido sob essa óptica deve levar em conta atributos como diversidade da paisagem, manutenção de processos ecológicos essenciais, utilização sustentada dos recursos naturais e da vida silvestre, bem como conservação de recursos hídricos, solo, atmosfera e da qualidade de vida das pessoas, respeitando suas características culturais. Como parte integrante do planejamento, o monitoramento de indicadores de sustentabilidade é uma etapa essencial à gestão ambiental. Assim, as avaliações econômicas dos impactos ambientais e das ações mitigadoras em ambiente de bacia hidrográfica, contemplando os valores econômicos do ambiente, resume as possibilidades objetivas de gestão e planejamento. Por fim, cabe salientar que a abordagem de bacias hidrográficas torna mais fácil o gerenciamento de dados e informações, além de contar com a participação mais ativa de atores sociais locais nos processos de diagnóstico e gestão dos recursos naturais.

² Conceito amplo e não desprovido de controvérsias, mas que, de forma geral, engloba os princípios da proteção ambiental, da equidade inter e intragerações e da eficiência econômica.

Nesse contexto e utilizando duas bacias hidrográficas como estudo de caso, no presente trabalho objetivamos: a) diagnosticar as perdas de solo por erosão; b) efetuar a valoração econômica de perdas ambientais; e c) evidenciar as vantagens de adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão de recursos agroambientais.

Material e métodos

Foram analisadas duas bacias hidrográficas, situadas no Estado de São Paulo: microbacia do Taquara Branca e bacia do Rio Sapucaí.

A microbacia do Taquara Branca, localizada em Sumaré, Estado de São Paulo, tem área de aproximadamente 2.286 ha, dos quais 216 ha são ocupados com agricultura de base familiar. As atividades agrícolas de maior importância econômica são: hortaliças, frutíferas, café, pastagens, cana-de-açúcar, milho e mandioca. Nesta microbacia, além da represa do Horto, que abastece Sumaré e Hortolândia, localiza-se também o Assentamento de Sumaré, principal responsável pela produção de hortaliças e ocupação de mão de obra local. Em termos pedológicos, a microbacia do Taquara Branca é ocupada predominantemente por solos de textura média ou arenosa (70% do total), que apresentam suscetibilidade moderada ou elevada à erosão. Essas limitações aumentam em áreas com declividades mais acentuadas que, aliadas a comprimentos de rampa muito grandes, resultam num potencial natural de erosão que varia de médio a alto em mais de 50% da região.

A bacia do Rio Sapucaí drena uma área de 6.570 km², 6.000 km² dos quais em território paulista, com área agrícola de cerca de 950.000 ha e que abrange os municípios de Guaira, Batatais, Franca, Guará, Ituverava, Patrocínio Paulista, Restinga, São José da Bela Vista, Altinópolis, Ipuã, Nuporanga e São Joaquim da Barra. Entre os principais produtos agropecuários por área ocupada, destacam-se a cana-de-açúcar, o café, a soja, o milho e as pastagens. Esta bacia é classificada como crítica em termos de riscos de erosão. Há predominância de solos areno-argilosos, o que torna suas áreas suscetíveis à erosão. Cerca de 1/3 de suas terras, áreas próximas a nascentes, apresentam alta suscetibilidade à erosão, ao passo que os 2/3 restantes são classificados como de média suscetibilidade (IPT, 1995).

O método utilizado para o cálculo das perdas de solo apoiou-se na equação universal de perda de solo — EUPS — (Lombardi Neto, 1995). Para o cálculo do valor econômico, utilizamos o método do custo de reposição que associa diretamente alterações na qualidade do ambiente com aquelas ocorridas na produtividade dos fatores e no produto físico final da atividade econômica. Diversos autores têm lançado mão do método do custo de reposição de nutrientes para dar valor à erosão do solo agrícola (KIM; DIXON, 1990; MICHELLON, 2002; MARQUES, 1998).

Resultados e discussão

Os principais resultados ambientais e econômicos encontrados nas bacias do Taquara Branca e do Rio Sapucaí relacionam-se intimamente com os aspectos de erosão do solo agrícola.

Na microbacia do Taquara Branca, as estimativas de perdas de solo resultaram em uma taxa de erosão de $69,34 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Verificamos, portanto, que as perdas de solo por erosão estão muito acima da tolerância média para perdas de solo da região, que é de aproximadamente $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Além disso, identificamos que cerca de 25% do total da microbacia apresenta expectativa de erosão média ou alta. Com a redução do comprimento das rampas por meio de terraceamento, a taxa de erosão foi reduzida para $22,35 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, valores ainda muito acima daqueles recomendados pelo índice de tolerância de perdas para os solos da região.

Os valores econômicos associados a tais perdas foram de R\$ 88.064,39 na condição de erosão mais severa e R\$ 28.390,14 quando foram adotadas medidas para reduzir o comprimento das rampas (adoção de práticas conservacionistas). Observamos, assim, que a diminuição dos comprimentos de rampa por meio da construção de terraços pode ser uma boa alternativa para conter a erosão. O limite imposto aos comprimentos, de acordo com a declividade, mostrou que as perdas de solo foram reduzidas em até 70%. Portanto, se além disso for feita a adequação das práticas de manejo das culturas, como o uso de plantio com cobertura morta e a recomposição da mata ciliar, as perdas de solo certamente tenderão a níveis compatíveis com os índices de tolerância previstos para a região.

Para a bacia do Rio Sapucaí, as estimativas de perdas de solo situaram-se por volta de $9.679.900 \text{ t ano}^{-1}$, ou seja, $10,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O valor econômico, amparado pelo conceito de custo de reposição dos nutrientes que foram carregados pelo escoamento superficial, atingiu a cifra de R\$ 5.377.913,00 ano^{-1} .

Deve-se ressaltar que a gestão agroambiental eficiente de uma bacia hidrográfica implica conhecer todos os custos e benefícios advindos de um processo de tomada de decisão. No entanto, é necessário considerar as limitações metodológicas. As perdas de solo pela erosão não propiciam apenas perdas relativas a nutrientes. A microflora e a microfauna também são afetadas pela erosão e o próprio solo tem seu potencial produtivo reduzido, principalmente pelo comprometimento de sua capacidade de reter água. Enfim, um conjunto importante de efeitos negativos ocorre simultaneamente em decorrência do processo erosivo do solo, e esses efeitos são de difícil mensuração.

Outra observação importante diz respeito ao fato de que todo nutriente perdido deve ser repostado. O solo carregado pela erosão apresenta um teor de nutrientes maior que o solo original, uma vez que a parte erodida é a mais superficial, onde se concentram os maiores teores de matéria orgânica e de elementos minerais.

Cada solo apresenta um nível tolerável de perdas por erosão, perdas essas que representam as capacidades regenerativas naturais que, no caso dos solos tropicais, são muito baixas em relação aos nutrientes erodidos, como é o caso dos Latossolos (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1995). Além dos efeitos aqui mencionados e calculados monetariamente, a erosão provoca efeitos em outros ambientes, como o assoreamento de rios, a perda de qualidade da água, problemas para algumas espécies de peixes, entre outros. É importante recordar também que os valores estimados refletem parcialmente os problemas ambientais provocados pela erosão do solo e que o método utilizado é altamente sensível ao comportamento dos preços de mercado.

Conclusões

A valoração dos recursos naturais e dos impactos ambientais usando como referência a bacia hidrográfica constitui um fator relevante para a gestão eficiente desse espaço, sobretudo no que diz respeito à sustentabilidade, à qualidade ambiental e ao balanço econômico das atividades agrícolas.

As correntes econômicas com maior destaque no estudo das questões ambientais — Economia Ambiental, Economia Ecológica — devem passar por adaptações para atender as peculiaridades dos países tropicais e em desenvolvimento. Há, no entanto, uma carência de estudos empíricos que promovam a ampliação do conhecimento sobre a realidade local com base nos princípios defendidos por cada uma dessas escolas de pensamento.

Os estudos de caso apresentados tomaram por base os princípios da Economia Ambiental e mostram as limitações impostas pelos conceitos de valor econômico do ambiente e pelos métodos utilizados. Apesar das limitações, acreditamos que os resultados, embora parciais, apresentem avanço no sentido de dar maior objetividade às questões relativas à degradação ambiental em geral e ao manejo das bacias hidrográficas em particular. No entanto, estudos adicionais são imprescindíveis, tanto para desvendar os valores monetários necessários aos programas de conservação, manejo e gestão, quanto para identificar e quantificar mais amplamente os danos ambientais e seus respectivos valores econômicos.

Na verdade, a solução para os problemas da degradação da qualidade do solo e da água compreendidos nos limites de cada bacia hidrográfica requer das áreas agrícolas, geradoras de sedimentos, melhor compatibilização das políticas referentes à conservação do solo, das práticas conservacionistas, além do manejo e da conservação da qualidade dos recursos hídricos. Nesse sentido, o processo de valoração econômica dos recursos naturais e ambientais deve assentar-se em metodologias que contemplem não somente os aspectos de seu uso imediato, mas também as possibilidades de preservação e de uso futuro.

Dessa forma, os instrumentos de análise devem promover desenvolvimentos que tenham em conta a preservação dos recursos naturais e a sobrevivência do homem no planeta. Isso requer o desenvolvimento de um esquema de análise que contemple, simultaneamente, os aspectos econômicos, sociais e ecológicos direcionados tanto para o planejamento e a gestão de bacias hidrográficas quanto para a orientação de políticas públicas globais.

Referências

ASSAD, E. D.; SANO, E. E. **Sistema de Informações Geográficas: Aplicações na Agricultura**. Planaltina, DF: EMBAPA CPAC, 1993.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, A. **Conservação do solo**. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1995. 355 p.

CATI. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. **Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas**. São Paulo: Sec. Agricultura e Abastecimento de São Paulo, mar. 1998. 33 p.

FERRAZ, J. M. G. Indicadores de Sustentabilidade. **Informativo CNPMA**, n. 6, 1994.

HARDIN, G. Paramount positions in ecological economics. In: COSTANZA, R. (Ed). **Ecological economics: the science and management of sustainability**. Columbia University Press, 1991. p. 47-57.

IPT. Instituto de Pesquisas Tecnológicas. (São Paulo, SP). **Mapa de erosão do solo do Estado de São Paulo**. 1. ed. São Paulo, 1995. Escala 1:1.000.000.

KIM, S. H.; DIXON, J. A. **Economic valuation techniques for the environment: a case study workbook**. Baltimore: The Johns Hopkins University, 1990. 203 p.

MARQUES, J. F. Custos da erosão do solo devido aos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. **Revista Brasileira de Economia e Sociologia Rural**, 1998.

MICHELLON, E. **Políticas públicas, mercados de terras e o meio ambiente: uma análise a partir do Paraná**. 202. 202 f. Tese (Doutorado em Economia) – Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PETERSEN, P. **Diagnóstico ambiental do município de Remígio, PB**. Rio de Janeiro: AS-PTA, s.d. (n.p.).

THÉRY, H. Bacia hidrográfica como unidade de pesquisa e gestão ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE MEIO AMBIENTE, 1997. São Paulo. **Seminário...** São Paulo: École Normale Supérieure e Inst. de Estudos Avançados/ USP, set. 1997.