



OSCAR SARCINELLI

**Custo efetividade na conservação dos serviços
ecossistêmicos: estudo de caso no Sistema Produtor de
Água Cantareira**

**Campinas
2015**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
INSTITUTO DE ECONOMIA

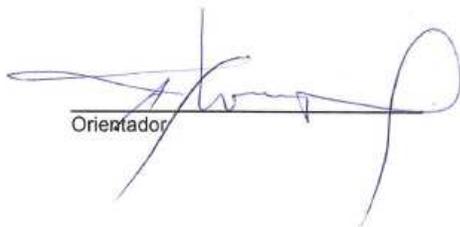
OSCAR SARCINELLI

**Custo efetividade na conservação dos serviços
ecossistêmicos: estudo de caso no Sistema Produtor de
Água Cantareira**

Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro – Orientador

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Econômico, área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas para obtenção do título de doutor em Desenvolvimento Econômico, na área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL
DA TESE DEFENDIDA PELO ALUNO OSCAR
SARCINELLI E ORIENTADA PELO PROF. DR.
ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO.**


Orientador

**CAMPINAS
2015**

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Economia
Mirian Clavico Alves - CRB 8/8708

Sarcinelli, Oscar, 1979-
Sa71c Custo efetividade na conservação dos serviços ecossistêmicos: Estudo de caso no Sistema Produtor de Água Cantareira / Oscar Sarcinelli. – Campinas, SP : [s.n.], 2015.

Orientador: Ademar Ribeiro Romeiro.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.

1. Economia Ecológica. 2. Serviços Ecossistêmicos. 3. Meio ambiente - Aspectos econômicos. 4. Recursos hídricos - Aspectos econômicos. I. Romeiro, Ademar Ribeiro, 1952-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Cost effectiveness in the conservation of ecosystem services: Study case at Cantareira Water Supply System

Palavras-chave em inglês:

Ecological Economics

Ecosystem Services

Environment - Economic aspects

Water resources - Economic aspects

Área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente

Titulação: Doutor em Desenvolvimento Econômico

Banca examinadora:

Ademar Ribeiro Romeiro [Orientador]

Bastiaan Philip Reydon

Sergio Gomes Tôsto

Jener Fernando Leite de Moraes

Daniel Caixeta Andrade

Data de defesa: 25-02-2015

Programa de Pós-Graduação: Desenvolvimento Econômico



TESE DE DOUTORADO

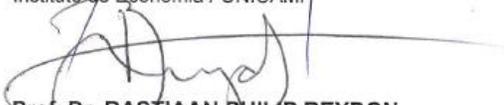
OSCAR SARCINELLI

**Custo efetividade na conservação dos serviços
ecossistêmicos: estudo de caso no Sistema Produtor de
Água Cantareira**

Defendida em 25/02/2015

COMISSÃO JULGADORA


Prof. Dr. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO
Instituto de Economia / UNICAMP


Prof. Dr. BASTIAAN PHILIP REYDON
Instituto de Economia / UNICAMP


Prof. Dr. SÉRGIO GOMES TÔSTO
Instituto de Economia / UNICAMP


Prof. Dr. JENER FERNANDO LEITE DE MORAES
IAC


Prof. Dr. DANIEL CAIXETA ANDRADE
IE/UFU

RESUMO

O Sistema Produtor de Água Cantareira, um dos maiores sistemas de abastecimento de água para consumo humano do mundo, passa pela maior crise de capacidade de provisão de água em sua história. Especialistas apontam para o maior período de estiagem das últimas décadas como principal justificativa para esta situação. Entretanto, em um contexto de mudanças climáticas, como vem sendo alertado pela comunidade técnica internacional, é possível que esta situação permaneça por mais algum tempo e que volte a se repetir num futuro próximo. Desta forma, estratégias de conservação ambiental que tenham como objetivo a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à regulação e provisão de recursos hídricos tornam-se prioridade para esta região. Esta investigação tem como objetivo principal identificar o cenário em que práticas direcionadas à conservação destes serviços ecossistêmicos dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira são adotadas de forma mais custo-efetiva, ou seja, são capazes de ajudar na garantia da provisão de recursos hídricos ao menor custo possível. Para alcançar o objetivo a que se propõe, a presente investigação se apoia em uma das principais hipóteses da economia ecológica a qual considera que, para se alcançar a conservação dos serviços ecossistêmicos torna-se fundamental a conservação das estruturas que formam os ecossistemas naturais e os agroecossistemas manejados pelo homem. Desta forma, a investigação procede com uma análise dos impactos ambientais decorrentes do uso e ocupação atual do solo na região Cantareira para propor práticas conservacionistas que podem ampliar a resiliência ecológica das bacias hidrográficas que formam este Sistema e que, ao mesmo tempo, são compatíveis com a realidade socioeconômica da região. Os resultados obtidos para alguns indicadores ecológicos utilizados como referência para a conservação dos recursos hídricos demonstram que o cenário conservacionista mais custo-efetivo destinado à conservação dos recursos hídricos na região do Sistema Cantareira pode ser alcançado a partir da melhoria na cobertura vegetal do solo nas áreas atualmente ocupadas com pastagens. A atividade pecuária ocupa atualmente cerca de 40% das terras nesta região. Desta forma, os efeitos ecológicos esperados a partir de um programa de incentivos econômicos direcionados a promover melhoria das pastagens teria o potencial de reduzir em até 30% o total de sedimentos que anualmente são depositados nos rios, córregos e reservatórios que formam o Sistema Cantareira.

ABSTRACT

The Cantareira Water Supply System is one of the most important water supply systems for human consumption in the world. This system is currently passing through its biggest crisis of water supply capacity in its history. Experts are appointing to the largest dry season in decades as the main reason for this situation. In a context of climate change, as the international society has been appointing, the possibility of this critic situation still remains for a long time and happen again in the near future is strong. In this situation environmental conservation programs directed to conserve ecosystem services related to the regulation and provision of water resources becomes priority for this region. This research has an objective to identify the scenario in which practices involving the conservation of these ecosystem services into the Cantareira water supply system are more cost-effective. In this scenario conservation practices are able to ensure water provision at the lowest cost possible. To achieve this goal the investigation uses one of the main hypotheses of ecological economics which considers that the conservation of ecosystem services can be achieved conserving ecological structures that support natural ecosystems and the agro-ecosystems managed by humans. The investigation proceeds with an analysis of the environmental impacts of current land occupation in the Cantareira region to propose conservation practices that enhance the ecological resilience of watersheds that make up this System and at the same time are in the same direction of the socio-economic reality of the region. The analysis of the private cost for environmental conservation in the region and the results obtained for some ecological indicators analyzed by this investigation showed the more cost-effective scenario can be achieved by improving the ground cover in areas currently occupied with pastures. Livestock grazing occupies 40% of all land in the region. Thus the ecological effects expected from economic incentives directed to improve pastures has the potential to reduce 30% of the sediments that annually are deposited in rivers, streams, springs and reservoirs that sustain the Cantareira System and contributing to water provision security in this region.

SUMÁRIO

Lista de Figuras	xix
Lista de Tabelas	xxi
INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1. Introdução, problemática e justificativa para a investigação.....	1
1.2. Hipótese	5
1.3. Objetivos.....	5
1.3.1. Objetivo geral.....	5
1.3.2. Objetivos específicos.....	5
1.4. Contribuições da investigação ao conhecimento.....	6
2. CAPITAL NATURAL E BEM ESTAR HUMANO: UM DEBATE ECONÔMICO E ECOLÓGICO.	7
2.1. As funções econômicas dos ecossistemas naturais.....	7
2.2. Limites ecológicos à expansão das atividades humanas	10
2.3. Serviços ecossistêmicos.....	14
2.4. Análise econômica e ecológica direcionada à conservação e uso sustentável do estoque de capital natural.	16
3. IMPACTOS AMBIENTAIS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO SOBRE OS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS RELACIONADOS À PROVISÃO DE ÁGUA NO SISTEMA CANTAREIRA.	19
3.1. Introdução	19
3.2. Metodologia.....	26
3.3. Resultados.....	28
3.4. Discussão	44
4. CUSTOS PRIVADOS PARA A CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA REGIÃO DO SISTEMA PRODUTOR DE ÁGUA CANTAREIRA	51
4.1. Introdução.....	51
4.2. Metodologia.....	54
4.3. Resultados.....	55

4.4. Discussão	67
5. CUSTO EFETIVIDADE NA CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA A REGIÃO DO SISTEMA PRODUTOR DE ÁGUA CANTAREIRA.	69
5.1. Introdução	69
5.2. Metodologia	72
5.3. Resultados	74
5.4. Discussão	85
6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DA INVESTIGAÇÃO	89
7. CONCLUSÃO	93
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
ANEXOS	103

“O mundo que temos hoje em mãos não nos
foi deixado por nossos pais, mas sim
emprestado de nossos filhos”.

Provérbio Africano, UNICEF 1993

Dedico este trabalho à minha esposa Ana Carolina e aos meus filhos Maria Carolina, Tiago e Ana Maria que sempre me esperam e acolhem com grande amor, sorrisos e carinho.

Aos meus pais, Oscar Sarcinelli Neto (*in memorian*) e Rosana Maria Teodoro Sarcinelli por serem os maiores incentivadores desta caminhada e pelo amor e dedicação que sempre tiveram à nossa família. Aos meus irmãos, Rosaninha, Daniella, Daniel e Eduardo, que sempre acreditaram em meus sonhos e me incentivaram a buscá-los. Dedico ainda à Maria Portolano Sarcinelli, minha querida avó, e à Mirella Castro, madrinha, que sempre saboreiam minhas conquistas como se fossem delas próprias.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus em primeiro lugar por estar ao meu lado todos os dias desta longa caminhada e por me dar a força e a inspiração necessária para vencer mais esta etapa de minha formação acadêmica. Agradeço a paciência e a persistência de minha esposa Ana Carolina e dos meus filhos. Agradeço o apoio desta minha linda família mãe e irmãos, que Deus os abençoe.

Agradeço ao meu orientador prof. Dr. Ademar R. Romeiro por confiar em meu potencial, por confiar em mim, por discutir comigo os aspectos fundamentais desta investigação de forma a propiciar que meu trabalho contribua de forma positiva para o desenvolvimento desta nova ciência denominada economia ecológica. Agradeço ainda o seu estímulo, a compreensão e o grande interesse para que meu trabalho se desenvolvesse da melhor maneira possível.

Agradeço ao meu amigo e parceiro de projetos e pesquisas prof. Dr. Alexandre Uezu que esteve comigo nos últimos cinco anos pensando e executando projetos, propostas e temas para a conservação dos serviços ecossistêmicos na região do Sistema Produtor de Água Cantareira.

Agradeço ao prof. Dr. Clinton Jenkins que me ajudou sobremaneira na construção, análise e discussão dos resultados desta investigação. Agradeço ao Rogerio (Pinguim) e ao Rafael Chiodi pelas parcerias nos trabalhos que temos desenvolvido nesta região.

Agradeço ainda aos amigos e colegas do IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas: Betão “Ao passo”, Pedro Pedro, Cristoph Knogge, Mauro “Pato”, Edu Ditt, e demais colegas do staff que sempre estão presentes no dia a dia dos trabalhos. Aos amigos e colegas do Instituto de Economia da UNICAMP, Bruno Puga, Paula Bernasconi e Ranulfo Paiva Sobrinho pela companhia e, sempre muito bem humorada, trocas de ideias e contribuições a esta investigação.

Agradeço ao CNPQ pela bolsa de estudos que me foi concedida e que me deu suporte para a realização dos meus estudos, aos amigos da secretaria de pós-graduação do Instituto de Economia da UNICAMP pela alegria que sempre me receberam e me ajudaram. Agradeço ao prof. Dr. Jener Fernando Leite de Moraes (Instituto Agrônomo de Campinas), ao prof. Dr. Sergio Gomes Tosto (EMBRAPA), ao prof. Dr. Daniel Caixeta Andrade (UFU), ao prof. Dr. Bastiaan Reydon (IE/UNICAMP) pelo apoio, colaboração e carinho com que contribuíram de forma decisiva para o entendimento e desenvolvimento das diferentes etapas deste trabalho.

Lista de Ilustrações

Figura 1. Localização e limites do Sistema Produtor de Água Cantareira.....	19
Figura 2. Principais rios que formam o Sistema Cantareira.....	20
Figura 3. Perfil esquemático do Sistema Produtor de Água Cantareira.....	21
Figura 4. Pluviosidade sobre a área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira entre os meses de Janeiro/2011 e Novembro/2014.....	23
Figura 5. Variação no nível de água nos reservatórios do Sistema Cantareira entre os meses de Janeiro de 2011 e Novembro de 2014.....	24
Figura 6. Classes de uso e ocupação do solo atualmente encontradas na região do Sistema Cantareira.....	30
Figura 7. Uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água estabelecidos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.....	37
Figura 8. Taxa anual de perda de solo nas bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira.....	40
Figura 9. Taxa anual de depósito de sedimentos nos rios, córregos, nascentes e reservatórios estabelecidos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.....	43
Figura 10. Os principais impactos da cobertura vegetal do solo sobre o escoamento superficial da água. 1. Interação do caule na redução da velocidade de escoamento da água; 2. Desvio do fluxo; 3. Mudança na taxa de infiltração da água no solo por matéria orgânica depositada no solo; 4. Aumento da turbulência da água em função da exposição das raízes; 5. Aumento da porosidade do solo em função das raízes; 6. Aumento da franja capilar pelas raízes; 7. Interceptação da água das chuvas e escoamento pelas folhas e caule.....	46
Figura 11. Variação espacial do custo de oportunidade da conservação ambiental para os principais usos agropecuários do solo identificados dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.....	63
Figura 12. Variação espacial do custo de oportunidade que incide sobre a recuperação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água inseridos na área de drenagem do Sistema Cantareira.....	65
Figura 13. Comportamento dos Fatores R (erosividade das chuvas), K (erodibilidade dos solos), LS (topografia da região) e CP (cobertura e manejo da vegetação sobre o solo) na região do corredor Cantareira.....	104

Lista de Tabelas

Tabela 1. Área e contribuição de cada bacia hidrográfica para a vazão total do Sistema Cantareira.....	21
Tabela 2. Características dos reservatórios que formam o Sistema Cantareira.....	22
Tabela 3. Uso e ocupação do solo em cada bacia hidrográfica que forma o Sistema Cantareira.....	30
Tabela 4. Uso e ocupação do solo nos municípios inseridos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.....	32
Tabela 5. Uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água nas bacias hidrográficas que compõem o Sistema Cantareira.....	38
Tabela 6. Taxa anual de perda de solo para cada bacia hidrográfica que forma o Sistema Cantareira.....	41
Tabela 7. Taxa anual de depósito de sedimentos nos rios, córregos, nascentes e reservatórios inseridos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.....	43
Tabela 8. Extrato fundiário das Unidades de Produção Agropecuária (UPA) encontradas na porção paulista do Sistema Cantareira.....	55
Tabela 9. Rentabilidade líquida avaliada para as principais atividades agropecuárias identificadas na região do Sistema Cantareira, ano-base 2011.....	59
Tabela 10: Classes de custo de oportunidade para a conservação ambiental identificada dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira e o valor médio do custo de oportunidade para cada atividade agropecuária identificada na região.....	62
Tabela 11. Custo de oportunidade do uso da terra para a recuperação da cobertura florestal dentro das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água, por bacia hidrográfica, na Cantareira.....	66
Tabela 12. Custo total de adequação ambiental das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água no Sistema Cantareira.....	76
Tabela 13. Custo de instalação da infraestrutura necessária para o manejo rotacionado das pastagens na região Cantareira.....	79
Tabela 14. Custos de adoção das práticas conservacionistas propostas para o cenário conservacionista de alta resiliência ecológica (cenário CARE).....	80

Tabela 15. Variações no comportamento dos indicadores ecológicos investigados em cada cenário conservacionista.....	81
Tabela 16. Razão custo-efetividade dos cenários conservacionistas analisados.....	84
Tabela 17. Erodibilidade dos solos encontrados na área de drenagem do Sistema Cantareira.....	105
Tabela 18. Valores utilizados para o fator CP para cada classe de uso do solo encontrado na região e cenário conservacionista investigado.....	107
Tabela 19. Variação do custo de restauração florestal em 1 hectare utilizando diferente modelos de restauração.....	111

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Introdução, problemática e justificativa para a investigação.

Nas últimas décadas uma extensa lista de relatórios e estudos produzidos pela comunidade científica internacional alerta a sociedade sobre os impactos negativos da expansão das atividades econômicas sobre o estoque de capital natural formado pelos ecossistemas naturais, seus recursos e serviços (Costanza e Daly 1992; Daly 1996; Costanza et al 1997; Pearce e Turner 1999; MEA 2003; MEA 2005). De acordo com estes documentos, a expansão das atividades econômicas em busca do aumento de produtividade, impacta negativamente os ecossistemas naturais, danificando suas estruturas, processos e comprometendo sua capacidade de prover serviços ecossistêmicos essenciais à manutenção do bem estar de toda a sociedade.

Os serviços ecossistêmicos são serviços providos gratuitamente pelos ecossistemas naturais quando se encontram com suas estruturas físicas, seus processos e funções bem preservadas (Daily 1997a; Daily 1997b; Costanza et al 1997; MEA 2005). A conservação das árvores que formam uma floresta (estruturas do ecossistema florestal) contribui diretamente para a manutenção da diversidade de espécies, para a proteção do solo contra a erosão, para a regulação do clima, para a regulação do regime hidrológico em bacias hidrográficas e para o fornecimento de alimentos e madeira (serviços ecossistêmicos decorrentes do ecossistema florestal).

Desta forma, para se promover uma adequada gestão do estoque de capital natural torna-se fundamental a compreensão da noção de que cada ecossistema possui uma resiliência ecológica própria (Holling 1973), ou seja, cada ecossistema possui uma capacidade própria de absorver perturbações, distúrbios e impactos externos e, ainda sim, manter suas características funcionais e continuar a prover serviços ecossistêmicos. Por outro lado, a supressão florestal, a poluição e a fragmentação dos ecossistemas naturais são apontadas por especialistas como alguns dos principais vetores responsáveis pela destruição das estruturas e funções ecológicas dentro dos ecossistemas (Fahrig 2003) e, como consequência, responsáveis pela perda de resiliência ecológica e dos serviços ecossistêmicos a eles associados.

Diante deste importante desafio relacionado ao planejamento e gestão do estoque de capital natural, alguns economistas divergem sobre qual a estratégia apresenta-se mais adequada. De um lado, os economistas da escola neoclássica argumentam que, ao se internalizar os custos sociais dos impactos causados pelas atividades econômicas sobre os ecossistemas naturais dentro dos custos privados de produção, os agentes econômicos tenderiam a buscar soluções direcionadas a aumentar a eficiência ecológica dos processos produtivos e, conseqüentemente, reduziriam os impactos de suas atividades sobre o meio ambiente e a degradação dos ecossistemas naturais.

De outro lado, os economistas da escola da economia ecológica contra argumentam os neoclássicos apontando para o fato de que não adianta internalizar os custos sociais dos impactos sobre o meio ambiente causados pelas atividades econômicas se não se respeitar a capacidade dos ecossistemas naturais suportarem o crescimento das atividades econômicas, da população e do consumo. Para esta corrente teórica, a gestão mais adequada do estoque de capital natural, em longo prazo, passa necessariamente, pela consideração da resiliência ecológica própria de cada ecossistema natural manejado pelo homem, o que implica na adoção de limites à expansão do sistema econômico. Para estes autores, somente a partir de uma verificação empírica da capacidade dos ecossistemas naturais suportarem as atividades econômicas sem comprometer sua capacidade de provisão de recursos é que se torna possível estabelecer estratégias de manejo conservacionista das atividades produtivas que impactam a disponibilidade de recursos e serviços pelos ecossistemas (Costanza et al 1997; Daly e Farley 2004).

Partindo da hipótese central proposta pela economia ecológica, a qual considera que para se alcançar a conservação dos serviços ecossistêmicos torna-se fundamental promover a conservação das estruturas que formam os ecossistemas, é que esta investigação estabelece como objetivo principal identificar a prática conservacionista direcionada à conservação dos serviços ecossistêmicos associados à provisão de água dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira que apresenta a melhor relação custo-efetividade, ou seja, é capaz de combinar o melhor resultado ecológico com o menor custo de intervenção. A problemática central sobre a qual se apoia esta investigação pode ser assim descrita: “Considerando o uso e ocupação atual do solo na área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira, qual a prática conservacionista mais custo-efetiva para a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos?”.

A escolha do Sistema Cantareira como região sobre a qual se desenvolve o estudo de caso é justificada pela sua importância quanto à provisão de recursos hídricos para a região economicamente mais importante do Brasil, a Região Metropolitana de São Paulo. Construído entre o final dos anos 1960 e início dos anos de 1980, este Sistema possui uma área total de drenagem para seus reservatórios de 227,8 mil hectares, sendo considerado um dos maiores sistemas de abastecimento de água para consumo humano em todo o mundo e responsável pela provisão de água a mais de 13 milhões de pessoas diariamente (CBH PCJ 2006).

Nos últimos anos, frente a um longo período de estiagem, o Sistema Cantareira vem apresentando sinais de vulnerabilidade e fragilidade. Diante de uma redução de 25% no volume de chuvas entre os meses de Janeiro de 2011 e Dezembro de 2014, seus reservatórios tiveram uma baixa de 116% em sua capacidade de provisão de água (SABESP 2014). Esta situação tem preocupado toda a população residente nos municípios que formam a Grande São Paulo quanto às possibilidades de racionamento e de falta de água tanto para consumo como também para o desenvolvimento das atividades produtivas.

De Groot (2010); MEA (2005) observam que mudanças no uso e ocupação do solo buscando ampliar a produção agropecuária comprometem a capacidade de paisagens multifuncionais e altamente produtivas em termos ecológicos continuarem a prover recursos e serviços ecossistêmicos. Diagnósticos recentes sobre o uso e ocupação do solo na área de drenagem dos mananciais que abastecem o Sistema Cantareira realizado por IPE (2012) demonstram que a ocupação atual das terras sobre esta região não contribui adequadamente para a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos. De acordo com este relatório, os remanescentes de cobertura florestal ocupam 42,3% de todas as terras, ao passo que os usos antrópicos, pastagens 38,7%, silvicultura de eucalipto (12%), manchas urbanas (4,1%), representam em conjunto mais de 55% da ocupação das terras desta região.

De acordo com Arend (1942) a taxa de infiltração e armazenamento da água das chuvas no solo é maior em condições onde o solo encontra-se ocupado por florestas maduras. Desta forma, é possível pensar que o cenário ideal para a conservação dos recursos hídricos na Cantareira seria a recomposição da cobertura florestal ao longo de toda a região. Entretanto, este cenário conservacionista seria extremamente custoso em termos econômicos e sociais para os

municípios inseridos na área de drenagem do Sistema. Desta forma, faz-se necessário o desenvolvimento de investigações que tenham como objetivo identificar as práticas conservacionistas mais custo-efetivas direcionadas à conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos por esta região.

O primeiro capítulo realiza uma revisão teórica e conceitual sobre a função econômica dos ecossistemas naturais, seus recursos e serviços. Apresenta importantes características intrínsecas aos diferentes estoques de capital natural que devem ser consideradas no momento em que se estabelecem as suas estratégias de gestão e conservação. Por fim, busca fundamentar a hipótese sobre a qual esta investigação se sustenta na medida em que apresenta as bases econômicas e ecológicas para o planejamento e gestão mais adequada do estoque de capital natural na região do Sistema Cantareira.

No segundo capítulo é realizado um diagnóstico do uso e ocupação atual das terras dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira buscando encontrar evidências de que a configuração atual da ocupação das terras nesta região causa impactos ambientais que afetam diretamente sua capacidade de provisão de água. Por fim, este capítulo também cria um cenário de “linha de base”, a partir do qual serão propostas e analisadas práticas conservacionistas para toda a região.

O terceiro capítulo apoia-se no método do custo de oportunidade para identificar e espacializar a distribuição dos custos privados da conservação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Florestal (APP) ao longo da região Cantareira. Conhecer o custo de oportunidade dos agentes econômicos diretamente envolvidos em intervenções conservacionistas torna-se importante para o desenho de estratégias conservacionistas mais custo-efetivas em regiões onde predominam as terras privadas.

O quarto capítulo faz uso das informações produzidas nos três capítulos anteriores para analisar quais as práticas conservacionistas direcionadas à conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de água são mais custo-efetivas para esta região. Para tanto, utiliza o método da Análise de Custo-efetividade (ACE) e ferramentas georreferenciadas de modelagem computacional (*software* InVEST 3.1; *software* ArcGIS 10.2) para identificar o cenário em que as práticas conservacionistas apresentam o melhor resultado ecológico ao menor custo possível.

1.2. Hipótese

O investimento na conservação do solo nas terras atualmente ocupadas por pastagens apresenta-se como estratégia mais custo-efetiva direcionada à conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo geral

Identificar o cenário em que práticas conservacionistas direcionadas à conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos apresentam a melhor relação custo-efetividade dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira. Neste cenário, as práticas conservacionistas apresentam o melhor resultado ecológico para a conservação da água, ao menor custo possível.

1.3.2. Objetivos específicos

- ✓ Apoiado em diagnósticos recentes sobre o uso e ocupação do solo na região, identificar impactos ambientais que afetam diretamente a capacidade de provisão de recursos hídricos pelo Sistema Cantareira;
- ✓ Utilizando o método do custo de oportunidade, identificar o custo privado da conservação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente (APP) dos corpos d'água e sua variação espacial ao longo da área de drenagem do Sistema Cantareira;
- ✓ Identificar o cenário em que as práticas conservacionistas direcionados à conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos apresentam a melhor relação entre custo de implantação e efetividade ecológica para a conservação da água;
- ✓ Apoiado nos resultados da investigação, discutir incentivos econômicos que possam ser utilizados para promover a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira;

1.4. Contribuições da investigação ao conhecimento

Os resultados encontrados por esta investigação contribuem de forma positiva para o planejamento de estratégias mais custo-efetivas direcionadas à conservação dos serviços ecossistêmicos associados à provisão de recursos hídricos na área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira. Para tanto, contribuições de ordem metodológica e para o planejamento de políticas públicas direcionadas a esta região podem ser atribuídas a esta investigação.

Em termos metodológicos, a principal contribuição é a utilização de ferramentas de análise da ecologia de paisagens, da engenharia agrônômica e o georreferenciamento das informações socioeconômicas e ambientais da região para o desenvolvimento de estratégias mais economicamente e ecologicamente efetivas. Pelo lado das ferramentas de análise utilizadas por esta investigação, acredita-se que os métodos utilizados por esta investigação apresentaram-se consistentes e replicáveis para outras bacias hidrográficas localizadas em outras regiões. Estes métodos podem ainda ser aprimorados e enriquecidos com outros indicadores ecológicos capazes de expressar mais adequadamente a resiliência ecológica dos ecossistemas naturais ou manejados pelo homem.

Pelo lado do planejamento ambiental, a utilização da análise custo-efetividade, técnica de avaliação econômica muito utilizada na área da saúde, possibilita a comparação entre os resultados esperados para determinadas intervenção conservacionistas e os custos de diferentes estratégias para se realizar esta intervenção, contribuindo assim para a escolha da alternativa que irá produzir o melhor resultado ecológico ao menor custo econômico possível.

Com relação às contribuições da investigação para o planejamento de políticas públicas direcionadas à conservação dos recursos hídricos na região do Sistema Cantareira, a investigação contribui de forma positiva na medida em que identifica as bacias hidrográficas dentro do Sistema que apresentam uma maior fragilidade ambiental e os custos de oportunidade de uso do solo em cada bacia, possibilitando assim que incentivos econômicos à conservação sejam direcionados às áreas que se apresentam mais críticas em relação à sua capacidade de provisão de água para o Sistema.

2. CAPITAL NATURAL E BEM ESTAR HUMANO: UM DEBATE ECONÔMICO E ECOLÓGICO.

2.1. As funções econômicas dos ecossistemas naturais

Pearce e Turner (1990) listam três funções econômicas que podem ser atribuídas aos ecossistemas naturais, seus recursos (estruturas físicas) e processos (funções ecológicas) dentro do sistema econômico: a) provisão de recursos naturais a serem utilizados como insumos na produção; b) assimilação de resíduos, do lixo e da poluição que decorre das atividades de produção e consumo; c) os ecossistemas naturais também são fonte direta de utilidade, consumo e bem-estar.

Para estes autores, como as funções econômicas desempenhadas pelos ecossistemas naturais suportam o crescimento e o desenvolvimento do sistema econômico, torna-se necessário reconhecer que tais funções, apesar de serem gratuitamente providas pelos ecossistemas naturais, possuem valor econômico positivo e este valor deve ser reconhecido. É então, a partir do reconhecimento da dependência do sistema econômico pela capacidade dos ecossistemas naturais sustentarem suas atividades e do reconhecimento do valor positivo de seus recursos e serviços, que se desenvolve o conceito de capital natural.

Costanza et al (1997) explicam que, em geral, capital é considerado um estoque de materiais ou informações que existem em um determinado tempo e espaço e que pode ser utilizado para produzir, autonomamente ou em conjunto com outras formas de capital, um determinado fluxo de recursos e serviços. A partir desta definição funcional do termo capital, Costanza e Daly (1992); Daly (1996); Costanza et al (1997); Hawken et al (1999); Daly e Farley (2004) desenvolvem o conceito de capital natural. Para estes autores, o capital natural pode ser definido como o estoque de ecossistemas naturais existentes, suas estruturas físicas, seus processos e funções ecológicas, que suportam o sistema econômico, contribuem positivamente com um fluxo de recursos e serviços ao longo do tempo e que podem ser utilizados tanto para a produção como também fonte direta para o bem-estar humano.

Costanza e Daly (1992) apresentam importantes diferenciações entre os estoques de capital natural que devem ser consideradas nos momentos de planejamento e gestão deste

importante ativo. Estes autores diferenciam o “estoque de capital natural renovável” do “estoque de capital natural não renovável”.

O estoque de capital natural renovável é composto tanto pelas estruturas bióticas (organismos vivos) que formam os ecossistemas, como também pelas interações ecológicas, processos, trocas de matéria e energia, existentes entre os organismos que formam os ecossistemas, denominados serviços ecossistêmicos. A regulação do clima, o sequestro de carbono da atmosfera, a manutenção da biodiversidade, a regulação do fluxo hídrico em uma bacia hidrográfica, são exemplo de serviços ecossistêmicos que, apesar de não serem componentes estruturais dos ecossistemas, decorrem diretamente da interação entre estas estruturas.

Para estes autores, tanto as estruturas que formam os ecossistemas naturais, como também os serviços ecossistêmicos decorrentes da existência destas estruturas, são componentes do estoque de capital renovável. Note-se que para que sejam providos os serviços ecossistêmicos, as estruturas que formam os ecossistemas devem estar bem conservadas.

Para este tipo específico de capital natural, o planejamento e a gestão de sua utilização deve considerar, de um lado, a capacidade dos ecossistemas em repor tais estruturas e, de outro, a capacidade dos ecossistemas absorverem impactos em suas estruturas e, ainda sim, continuarem a prover serviços ecossistêmicos, característica dos ecossistemas naturais conhecida na ecologia como resiliência ecossistêmica¹.

A gestão de longo prazo da porção do estoque de capital natural renovável composto pelas estruturas que formam os ecossistemas naturais passa pela necessidade de adequação da taxa de extração (demanda) à capacidade de reposição natural destas estruturas nos ecossistemas. Há de se considerar ainda a possibilidade de estoques estratégicos ou armazenamento para uso futuro. Como exemplo de gestão deste componente do estoque de capital natural tem-se “o manejo florestal sustentável” que tem como objetivo principal a retirada de espécies madeireiras e não madeireiras a uma taxa de extração adequada à capacidade de regeneração florestal.

¹ De acordo com Holling 1973, a resiliência ecológica é uma característica dos ecossistemas naturais definida como a sua capacidade de responder a perturbações e distúrbios naturais ou antrópicos e, ainda sim, conseguir retornar ao estado de equilíbrio dinâmico anterior mantendo suas funções ecológicas e a provisão de serviços ecossistêmicos.

Para o outro componente do capital natural renovável, representado pelo fluxo de serviços ecossistêmicos, não há possibilidade de estocagem ou armazenamento para consumo no futuro. Sendo assim, de acordo com autores desta abordagem, a estratégia de gestão mais adequada a este tipo de ativo é a adequação da taxa de demanda aos fluxos naturalmente providos pelos ecossistemas naturais. Adicionalmente, faz necessária a conservação das estruturas biofísicas que formam os ecossistemas de forma que seja possível a manutenção do fluxo de serviços ao longo do tempo, mesmo que a uma taxa constante.

Um exemplo deste componente do estoque de capital natural renovável é o serviço ecossistêmico relacionado ao armazenamento de carbono na biomassa em crescimento dentro de um ecossistema florestal. Este tipo de serviço ecossistêmico é realizado pelo ecossistema florestal a uma taxa mais ou menos constante por unidade de tempo, não havendo como armazená-lo para utilização no futuro. Se este tipo de serviço for utilizado de alguma maneira dentro do sistema econômico, deverá ser utilizado à sua taxa natural de provisão. O mesmo ocorre, por exemplo, com o serviço de ciclagem de nutrientes pelos ecossistemas naturais.

Torna-se importante observar nestes exemplos que apesar do serviço ecossistêmico armazenamento de carbono na biomassa florestal ser fornecido a uma taxa constante e que o planejamento de sua utilização vai depender totalmente de sua taxa natural de provisão, as intervenções sobre o ecossistema florestal que provê tal serviço devem ser planejadas de tal forma que garanta a integridade de suas estruturas para não haver riscos de perda da capacidade do ecossistema em prover tais serviços.

A parcela do estoque de capital natural reconhecida como não renovável, é composta pelos recursos abióticos que conformam os ecossistemas naturais. Alguns exemplos do estoque de capital natural não renovável são os combustíveis fósseis (petróleo e carvão), os recursos minerais, a água e o solo. De acordo com Costanza e Daly (1992), a principal característica destes componentes do estoque de capital natural é que o tempo necessário para a sua reposição que, na maioria dos casos é muito longo e vai além da própria existência humana. Devido a esta característica de baixa renovabilidade, o estoque de capital natural não renovável não é capaz de prover fluxos contínuos de recursos ao longo do tempo, uma vez que sua utilização significa uma redução nos estoques naturais.

Os principais desafios relacionados ao planejamento e à gestão deste tipo de estoque de capital natural são: a) criar um fluxo de recursos com o qual será produzida a maior quantidade de bens úteis ao sistema econômico e à sociedade pelo maior período de tempo possível; b) desenvolver recursos substitutos para que parte deste estoque de recursos possa ser armazenada para uso pelas gerações futuras.

Um exemplo de planejamento da utilização do estoque de capital natural não renovável pode ser atribuído à extração das reservas de petróleo. A taxa de extração do petróleo depende exclusivamente da demanda. Por outro lado, a taxa de reposição deste tipo de recurso é muito baixa e vai muito além da própria existência humana. Neste caso, o planejamento adequado da utilização dos estoques de petróleo deveria considerar as necessidades presentes e das gerações futuras de utilização deste recurso. Parte dos recursos financeiros gerados a partir de sua extração deveria ser investida no desenvolvimento de combustíveis e fontes de energia alternativas como, por exemplo, o etanol e a energia eólica. Ainda sim, parte do estoque deste recurso deveria ser armazenada estrategicamente para que se possa garantir a possibilidade de utilização deste recurso pelas gerações futuras.

De forma geral, independente da característica renovável ou não renovável do estoque de capital natural, Costanza e Daily (1992); MEA (2003); MEA (2005) concordam que a maneira mais adequada de se planejar a sua utilização passa pelo reconhecimento de que existem limites físicos à sua capacidade de reposição e à sua capacidade de resiliência ecológica. Sendo assim, as taxas de extração e consumo devem respeitar essa característica para que o quadro atual de degradação ambiental seja revertido e a provisão de recursos e serviços provenientes dos ecossistemas naturais seja garantida no longo prazo.

2.2. Limites ecológicos à expansão das atividades humanas

Os ecossistemas naturais como os oceanos, estuários, florestas e rios formam a estrutura básica de suporte à vida no planeta. Apoiados em sua múltipla funcionalidade, estes ecossistemas são essenciais à manutenção do balanço químico, físico e biológico de que depende toda a vida na Terra (De Groot 1992; Daily 1997b). A combinação entre uma comunidade de organismos vivos (comunidades de plantas, animais e microrganismos) e seu meio ambiente físico (solo, água, ar, temperatura e relevo) é o que se denomina ecossistema (De Groot 1992).

Os organismos e os componentes físicos de um ecossistema conformam sua “estrutura ecossistêmica”. Os componentes da estrutura ecossistêmica, visando maximizar o aproveitamento dos fluxos de energia e do ciclo de nutrientes, estabelecem interações ecológicas complexas. A predação, o mutualismo, o crescimento da biomassa, a polinização e a dispersão de sementes são alguns exemplos destas interações. A estas interações ecológicas denomina-se “funções ecossistêmicas” (MEA 2003; De Groot 1992). Cada organismo, sua espécie, seu grupo funcional e seu nível trófico desempenha um papel específico no ciclo dos nutrientes, sendo a diversidade de formas de vida – biodiversidade - componente fundamental dentro deste sistema (DEWHA 2009).

Cada ecossistema evolui para maximizar o aproveitamento dos fluxos de energia e do ciclo de nutrientes. Em decorrência desta dinâmica, com o passar do tempo, as estruturas ecossistêmicas vão se diversificando como consequência das oscilações nas condições ambientais. Devido a este processo contínuo de adaptação é possível afirmar que o equilíbrio dentro dos ecossistemas naturais é dinâmico.

A depender da escala de tempo considerada torna-se possível observar que indivíduos morrem, populações desaparecem e espécies se tornam extintas. Entretanto, ao se considerar variações temporais menores, torna-se possível observar que há flutuações constantes que estão diretamente relacionadas à abundância de indivíduos e à constância das populações e espécies ao longo do tempo (Holling 1973). Estas flutuações, tanto de curto como de longo prazo, são características intrínsecas aos ecossistemas naturais e à dinâmica ecológica relacionada às interações entre diferentes espécies que conformam as estruturas ecossistêmicas. Esta dinâmica evolutiva é responsável por conformar as distintas características dos ecossistemas naturais - florestas, rios, oceanos, montanhas, campos naturais entre outros – e a diversidade das formas de vida que conhecemos (Tansley 1935; MEA 2003; Daly e Farley 2004; DEWHA 2009).

Daily (1997a); MEA (2005) enfatizam que, apesar de todas as pessoas no mundo dependerem diretamente da manutenção dos ecossistemas naturais e dos serviços ecossistêmicos a eles associados para terem condições de levar uma vida decente, saudável e segura, não há conhecimentos sobre a capacidade de suporte destes ecossistemas e, desta forma, não é possível saber qual a taxa de demanda mais adequada.

Goodland et al (1995); Costanza e Daly (1992); Daily (1997a); Daly e Farley (2004) argumentam que quando vivíamos em um mundo onde a população mundial e atividades humanas eram relativamente pequenas em relação ao tamanho dos sistemas ecológicos, os impactos negativos do crescimento das atividades humanas sobre o estoque de capital natural podiam ser negligenciados. Neste período, a humanidade pode colher e usufruir dos múltiplos benefícios que os ecossistemas naturais lhe provia sem comprometer a capacidade destes ecossistemas continuarem a ofertar benefícios ao longo do tempo. O fator limitante ao crescimento econômico e à melhoria no bem-estar da população era a própria capacidade do sistema econômico em gerar empregos, produzir capital manufaturado e bens de consumo. De acordo com Costanza e Daly (1992) “... *as atividades econômicas ocasionavam custos de oportunidade muito baixos ou negligenciáveis em termos da perda de capital natural e seus rendimentos*”.

Entretanto, MEA (2003); MEA (2005) chamam a atenção para uma mudança neste cenário. De acordo com estes relatórios, em decorrência do crescimento populacional, do consumo e das atividades industriais que vem ocorrendo nos últimos 50 anos, as atividades humanas causaram alterações sem precedentes sobre as estruturas dos ecossistemas naturais em escala planetária visando, principalmente, atender a uma crescente demanda por alimentos, água, energia e insumos para atividades industriais.

Como consequência direta da perda das estruturas ecossistêmicas há o comprometimento da própria capacidade dos ecossistemas naturais continuarem a prover recursos e serviços úteis ao sistema econômico e ao bem-estar social. Neste novo cenário, o fator limitante ao crescimento econômico e à melhoria no bem-estar da população passa a ser, não mais o capital produzido pelo homem, mas sim o estoque de capital natural, os recursos e serviços ecossistêmicos a ele associado.

A retirada da cobertura florestal para a produção de biocombustível, a sobre exploração dos oceanos visando ampliar a oferta de alimentos, a conversão de campos naturais para garantir áreas à pecuária são exemplos de intervenções humanas sobre os ecossistemas naturais visando justamente ampliar a oferta de recursos úteis ao sistema econômico. De acordo com Daily (1997b, p.11) “*toda intervenção humana sobre os ecossistemas naturais causa uma*

ruptura das funções ecológicas deste sistema que dificilmente pode ser revertido em uma escala de tempo relevante para a sociedade”.

Cada ecossistema possui uma capacidade limitada para absorver os impactos decorrentes de eventos externos, sejam eventos naturais, causados por intervenções humanas ou por impactos indiretos das atividades industriais, e ainda retornar ao estado semelhante de equilíbrio dinâmico. Esta característica dos ecossistemas é denominada resiliência ecológica². A resiliência ecológica é um conceito chave para o planejamento, conservação e gestão dos ecossistemas naturais uma vez que também representa um limite ecológico a partir do qual as intervenções sobre os ecossistemas naturais podem causar perdas irreversíveis de suas funções ecossistêmicas.

O grande desafio na gestão do capital natural se dá justamente pela dificuldade do conhecimento científico estabelecer os limites ecológicos e a capacidade de resiliência dos ecossistemas naturais. De acordo com Costanza et al (2000); De Groot et al (2010) como as relações quantitativas entre a biodiversidade, os componentes estruturais dos ecossistemas, seus processos e serviços continuam pouco conhecidos, torna-se essencial assumir uma postura de precaução na utilização do estoque de capital natural, seja ele renovável ou não.

A precaução, sugerida por estes autores, deve ser entendida como uma postura onde são considerados limites físicos à expansão das atividades econômicas. Para estes autores, a gestão do capital natural sob um cenário repleto de incertezas deve reconhecer o potencial do desenvolvimento de novas tecnologias direcionadas a aumentar a eficiência na utilização do estoque de capital natural disponível ao invés do desenvolvimento de tecnologias direcionadas a ampliar a oferta de mais recursos ao sistema econômico. Costanza et al (2000) complementam ainda que deve haver muita prudência na crença sobre a capacidade do avanço da tecnologia resolver todos os problemas ambientais uma vez que ainda não há pleno conhecimento sobre os limites ecológicos dos ecossistemas naturais. Neste sentido, pode haver perdas que implicam em custos ambientais e sociais irreparáveis ou reparáveis com muita dificuldade.

² De acordo com Holling (1973), a resiliência ecológica é uma característica dos ecossistemas definida como a sua capacidade de responder a perturbações e distúrbios naturais ou antrópicos e, ainda sim, restabelecer seu funcionamento retornando ao estado de equilíbrio dinâmico e provisão de serviços ecossistêmicos.

Em um cenário repleto de incertezas sobre os limites ecológicos e sobre a capacidade dos ecossistemas absorverem os impactos das atividades humanas sem perderem sua capacidade de provisão de recursos e serviços, a proteção, a conservação e o uso sustentável do estoque de capital natural passam a ser a melhor estratégia para se alcançar o desenvolvimento sustentável³.

2.3. *Serviços ecossistêmicos*

De acordo com Costanza et al (1997); Daily (1997a); Daily (1997b) e MEA (2005), os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os múltiplos benefícios que resultam dos ciclos naturais de nutrientes e dos fluxos de energia em um ecossistema natural e que contribuem para a sobrevivência, para as atividades econômicas e para o bem estar da sociedade humana. Segundo De Groot (1992), a disponibilidade dos serviços ecossistêmicos é dada pelas funções ecológicas decorrentes da interação entre as diferentes estruturas físicas que compõem os ecossistemas naturais. Neste sentido, para que haja fluxo de serviços ecossistêmicos torna-se necessário que as estruturas que compõem tais ecossistemas estejam suficientemente conservadas.

MEA (2005) classifica os serviços ecossistêmicos providos pelos ecossistemas naturais em quatro categorias: i) serviços de provisão; ii) serviços de regulação; iii) serviços de suporte; e iv) serviços culturais.

Os serviços de provisão são formados pelos bens coletados diretamente das estruturas que formam os ecossistemas naturais. Alimentos, fibras, madeira, combustível e outros materiais recursos genéticos, produtos bioquímicos, medicinais e farmacêuticos são exemplos de serviços ecossistêmicos de provisão.

Os serviços de regulação, por sua vez, estão diretamente relacionados às funções ecossistêmicas. Nesta categoria encontram-se os serviços de regulação climática, o controle da erosão, a purificação de água, a fixação e armazenamento de CO₂ da atmosfera, através do crescimento da biomassa, e o serviço de polinização. Um exemplo de serviço de regulação é a

³ O termo sustentável proposto por Costanza e Daly (1992) se refere ao desenvolvimento das atividades econômicas dentro de uma escala onde o consumo do estoque de capital natural renovável não ultrapassa a capacidade regenerativa dos ecossistemas naturais, o consumo do estoque de capital natural não renovável é feito de forma eficiente a uma taxa em que o avanço tecnológico consegue criar substitutos e que os descartes de resíduos das atividades humanas não excedem a capacidade assimilativa do meio ambiente.

fixação e armazenamento de CO₂ que ocorrem em função do crescimento das plantas. As plantas armazenam CO₂ porque utilizam este gás diariamente na produção de seu alimento. Em uma escala global, o crescimento das plantas e das florestas é capaz de armazenar uma quantidade tão grande de CO₂ que uma consequência direta deste processo é uma melhor regulação do clima no nosso planeta.

Complementarmente ao serviço de regulação, encontram-se os serviços de suporte. Assim como os serviços de regulação, o serviço de suporte é provido pelas funções dos ecossistemas e utilizado como base para a provisão de outros serviços ecossistêmicos. Nesta categoria encontram-se os ciclos biogeoquímicos que ocorrem em diferentes ecossistemas do nosso planeta. A ciclagem de nutrientes realizada pelos microrganismos existentes no solo de uma floresta, a purificação do ar que resulta do crescimento das plantas, a formação do solo pela decomposição da matéria orgânica são alguns exemplos de serviços de suporte. Todos estes serviços são utilizados de forma indireta por nossa sociedade, na medida em que utilizamos o solo para a agricultura e respiramos o ar puro que vem das florestas.

Os serviços culturais decorrem da convivência e da interação histórica entre a sociedade humana e os ecossistemas naturais. Desta convivência ocorre uma transformação mútua onde as características ambientais encontradas nas diferentes regiões moldam as diferentes sociedades e, ao mesmo tempo, estas sociedades modificam o ambiente onde estão inseridas. Desta interação “homem e ambiente”, nasce uma grande diversidade cultural, de valores religiosos e espirituais, de geração de conhecimento (formal e tradicional) sobre o meio e de valores educacionais. Os serviços ecossistêmicos culturais estão intimamente ligados a valores e a comportamentos humanos, bem como às instituições e aos padrões sociais.

Mesmo que analiticamente organizados em diferentes categorias, é preciso compreender que os serviços ecossistêmicos são providos de forma integrada pelas funções ecossistêmicas e apresentam uma complexa interdependência entre si. A principal estratégia direcionada à conservação dos serviços ecossistêmicos passa, essencialmente, pela conservação e proteção das estruturas físicas que compõem os ecossistemas naturais. Os serviços ecossistêmicos providos pelas florestas, por exemplo, para que sejam conservados, é preciso que se conserve a própria estrutura florestal.

Costanza et al (2014) procurando explicitar a importância da conservação dos serviços ecossistêmicos e dos múltiplos benefícios que estes serviços prestam à sociedade, realizou estudos de valoração econômica de alguns dos principais serviços providos pelos ecossistemas mundiais. Nestes estudos, o autor e seus colaboradores estimaram em 125 trilhões de dólares por ano em 2011 o valor de tais serviços, o equivalente valor equivalente ao dobro do Produto Interno Bruto (PIB) mundial no mesmo ano.

2.4. Análise econômica e ecológica direcionada à conservação e uso sustentável do estoque de capital natural.

Costanza e Daly (1992); Daly e Farley (2004) apontam para o fato de que, uma vez que o estoque de capital natural não renovável tende, inevitavelmente, a ir se esgotando ao longo do tempo em função da discrepância entre as taxas de consumo e a taxa de reposição deste estoque, o sistema econômico irá precisar se adaptar à utilização do estoque de capital natural renovável como forma de garantir os recursos e os serviços ecossistêmicos necessários ao desenvolvimento da economia e ao bem estar da sociedade nas próximas décadas.

Estes autores sugerem que, na medida do possível e com o desenvolvimento de novas tecnologias, a migração gradual da dependência humana pelo estoque de capital não renovável para uma dependência pelo estoque de capital renovável torna-se um bom caminho para se alcançar a sustentabilidade das atividades humanas em longo prazo.

De Groot (1992) observa que a conservação das estruturas físicas de um ecossistema não significa necessariamente ampliar ou reduzir a área de um ecossistema natural. Este autor argumenta que os ecossistemas naturais podem variar muito de tamanho, desde grandes faixas de floresta tropical com centenas de milhares de quilômetros, até pequenos ecossistemas com alguns poucos metros quadrados. Para este autor, a estratégia mais adequada para se garantir ao longo do tempo a provisão de recursos e serviços pelos ecossistemas naturais passa pela preservação, conservação e uso sustentável das estruturas físicas dos ecossistemas naturais.

Daily (1997a) corrobora com este autor chamando atenção para o fato de que, além da diferença de escala no tamanho das estruturas dos diversos ecossistemas há também uma considerável diferença de escala nas funções ecológicas deles decorrentes. Esta autora apresenta como exemplo o ciclo biogeoquímico do carbono ocorre em escala global e depende tanto das

estruturas físicas dos ecossistemas como solos, plantas, oceanos e a atmosfera para ocorrer como também do ciclo de vida de uma única bactéria – que faz parte do ciclo biogeoquímico do carbono – que pode ser realizado em uma área consideravelmente pequena.

Para estes autores, o planejamento da conservação e do uso sustentável dos recursos e serviços providos pelos ecossistemas naturais passa essencialmente pelo reconhecimento de que estas funções ecológicas operam diferentes escalas de tempo e que este tipo de complexidade precisa ser considerado para que se estabeleça um planejamento adequado da conservação destas funções ecossistêmicas.

De forma prática, Daly e Farley (2004) sugerem que, em casos onde as estruturas ecológicas (árvores, alimentos, combustível, biomassa) de um ecossistema florestal são fisicamente utilizadas na produção de bens e serviços úteis ao sistema econômico, o planejamento da gestão deste ecossistema natural, ainda que seja um recurso renovável, deve ser do tipo estoque-fluxo, onde é preciso adequar a taxa de consumo do estoque de estruturas ecossistêmicas à sua taxa natural de reposição.

Este tipo de planejamento não é apenas econômico, mas sim econômico e ecológico, na medida em que se faz necessário, além do planejamento dos custos e benefícios da substituição da utilização de um estoque de capital natural por outro, também é fundamental considerar a análise ecológica do ecossistema em questão, observando características como a sua capacidade de carga, limiares ecológicos e resiliência.

Pelo lado econômico, como argumentam Costanza (1989); Pearce e Turner (1990); Daly e Farley (2004), o grande problema para a substituição do capital manufaturado pelo capital natural está justamente no fato de que o capital produzido pelo homem é totalmente dependente da disponibilidade de capital natural. Para estes autores também existem limites para a capacidade do sistema econômico substituir capital natural por capital manufaturado e, em alguns casos, esta substituição é simplesmente impossível. Alguns serviços ecossistêmicos, como a regulação do clima ou a proteção de mananciais que produzem água são exemplos de serviços providos pelos ecossistemas naturais que não podem ser substituídos pelo avanço tecnológico.

Pelo lado ecológico é preciso considerar que a capacidade de provisão de recursos e de serviços pelos ecossistemas naturais não são fixos, estáticos ou mesmo apresentam relações de simples compreensão. Na maioria dos casos, a capacidade de provisão dos ecossistemas naturais

depende diretamente das interações existentes entre as estruturas ecossistêmicas e suas funções ecológicas. Desta forma, Arrow et al (1995) afirmam que a capacidade de carga do planeta é finita e varia em função tanto da depleção dos ecossistemas naturais como também em função do aumento do consumo das estruturas dos ecossistemas naturais.

Para estes autores, um indicador útil para se obter a sustentabilidade das atividades humanas sobre os ecossistemas naturais é a resiliência dos ecossistemas. Holling (1973) define a resiliência como “*a capacidade do ecossistema retornar ao seu estado de equilíbrio dinâmico após perturbações externas*”. DEWHA (2009), afirma que um ecossistema resiliente é aquele que possui a capacidade de absorver distúrbios em sua composição e, ainda sim, manter a provisão de serviços ecossistêmicos. Para este autor, a resiliência de um ecossistema não é um estado estático e não implica em indestrutibilidade, mas sim possui uma relação estreita com o termo “saúde do ecossistema” que, segundo este autor, também é difícil de definir.

Para Arrow et al (1995) a resiliência ecossistêmica, deve ser adota como uma medida da magnitude de distúrbios que podem ser absorvidos por um ecossistema sem comprometer sua capacidade de prover recursos e serviços úteis às atividades humanas e ao bem estar social. Para estes autores, as atividades econômicas somente serão sustentáveis se os ecossistemas que as suportam forem resilientes. Estes autores afirmam que, embora ainda seja difícil a mensuração da resiliência ecológica, existe a possibilidade de se estabelecer manejos adaptativos e práticas conservacionistas na gestão do capital natural que sejam capazes de fornecer informações importantes em relação à resiliência na utilização dos ecossistemas naturais.

3. IMPACTOS AMBIENTAIS DO USO E OCUPAÇÃO ATUAL DO SOLO SOBRE OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS RELACIONADOS À PROVISÃO DE ÁGUA NO SISTEMA PRODUTOR DE ÁGUA CANTAREIRA.

3.1 Introdução

Construído entre o final dos anos 1960 e início dos anos de 1980 o Sistema Produtor de Água Cantareira é considerado um dos maiores sistemas de abastecimento público de água do mundo. Localizado, a nordeste do estado de São Paulo e a sudeste de Minas Gerais (23° 12' S e 46° 21' O), este sistema possui 60% de sua área de drenagem inserida no estado de Minas Gerais e outros 40% no estado de São Paulo, drenando as águas que caem das chuvas ao longo de uma região de 227,8 mil hectares (CBH PCJ 2006; Whately e Cunha 2007; ANA 2013). A figura 1 apresenta a localização e os limites da região.

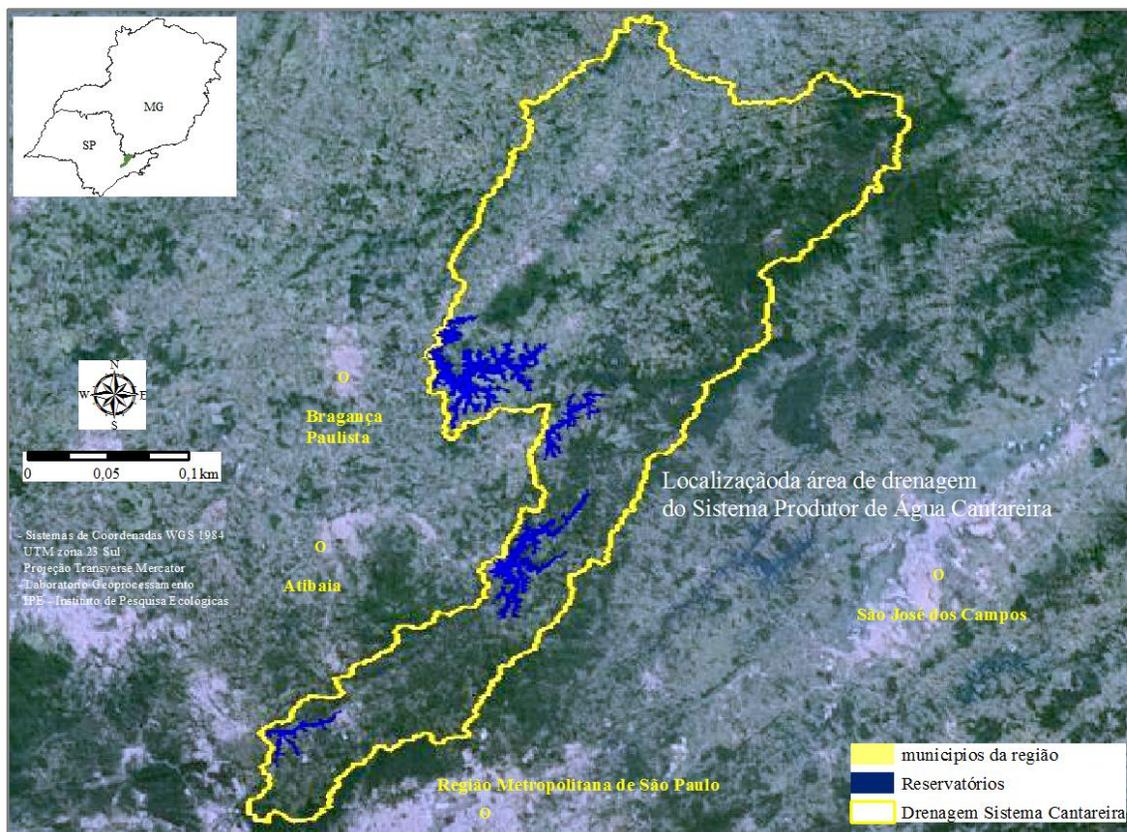


Figura 1: Localização e limites do Sistema Produtor de Água Cantareira
Fonte: Elaboração própria a partir de dados georreferenciados para a região.

O Sistema Cantareira foi construído com a finalidade de realizar a transposição das águas produzidas nas bacias hidrográficas dos rios Jaguarí, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Juquerí através de um sistema integrado de túneis, reservatórios e canais com capacidade de provisão de até 33 m³ de água por segundo (CBH PCJ 2006; ANA 2013). A figura 2 e a tabela 1 apresentam informações sobre as bacias hidrográficas e os rios principais que formam o Sistema Cantareira.

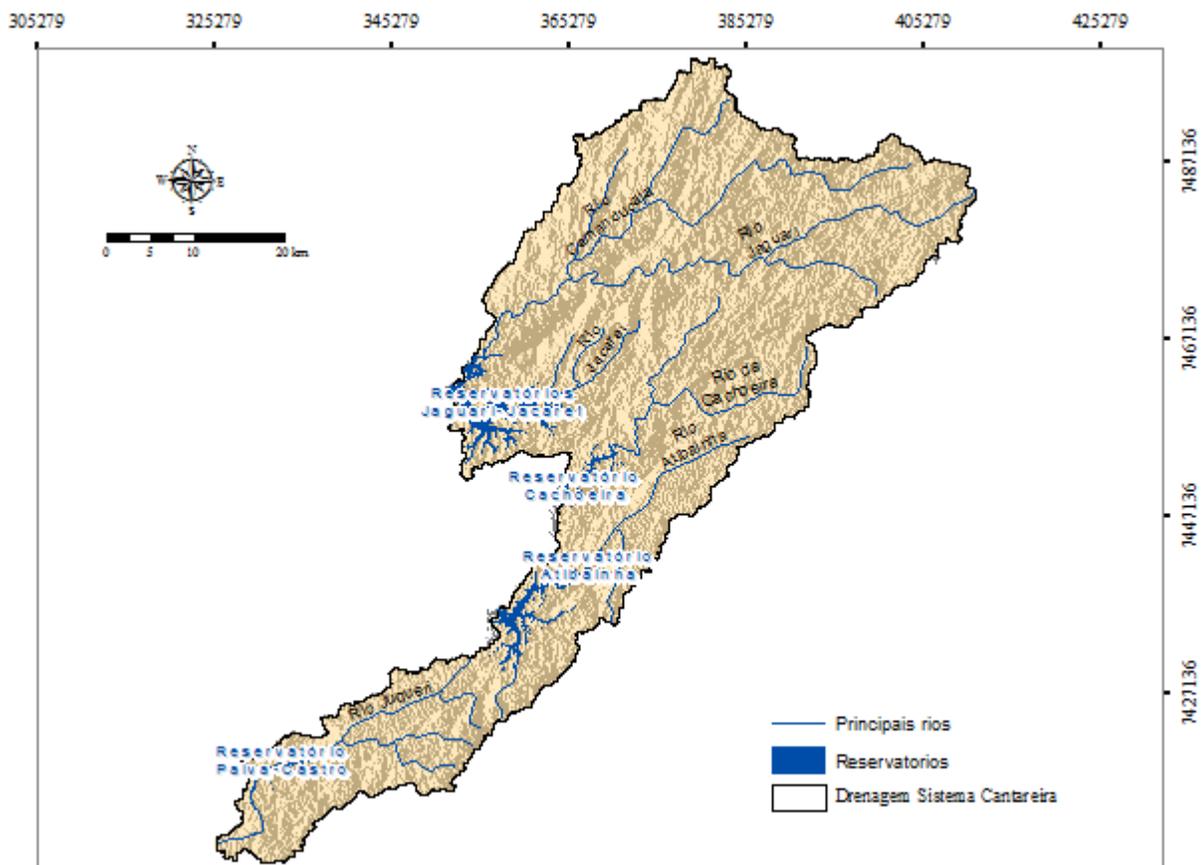


Figura 2: Principais rios que formam o Sistema Cantareira
Fonte: ANA 2013

Tabela 1: Área e participação de cada bacia hidrográfica na vazão do Sistema Cantareira

Bacias hidrográficas	Área de drenagem das bacias ao Sistema Cantareira	Participação das bacias na área total do Sistema	Vazão afluente média para os reservatórios	Participação na vazão afluente média para os reservatórios
	Mil hectares	%	litro/segundo	%
Jaguari	103,152,00	43,0	20 mil	48,3
Jacareí	20.300,30	11,0	5,1 mil	8,5
Cachoeira	39.202,00	17,4	8,4 mil	19,0
Atibainha	31.433,70	14,0	6 mil	13,6
Juquerí	33.714,50	14,6	4,7 mil	10,6
Total Cantareira	227.802,50	100,0	44.200	100,0

Fonte: ANA 2013

Formado por cinco reservatórios interconectados e por um conjunto de sete túneis e canais o Sistema Cantareira realiza a transposição de parte das águas que abastecem a bacia do rio Piracicaba, redirecionando-as para a bacia do rio Juquerí, no Alto Tietê (ANA 2013). A figura 3 e a tabela 2 apresentam o perfil esquemático e a contribuição de cada reservatório ao Sistema Cantareira.



Figura 3: Perfil esquemático do Sistema Produtor de Água Cantareira

Fonte: SABESP

Tabela 2: Características dos reservatórios que formam o Sistema Cantareira

Reservatórios	Início das operações	Extensão do espelho d'água	Vazão de água para o Sistema	Contribuição ao Sistema
	Ano	Hectares	litro/segundo	%
Jacareí-Jaguari	1982	3.650,00	22 mil	66,7
Cachoeira	1972	636,00	5 mil	15,2
Atibainha	1975	1.949,00	4 mil	12,1
Juquerí	1973	417,00	2 mil	6,1
Total Cantareira	-	6.653,00	33 mil	100,0

Fonte: ANA 2013

O Sistema iniciou suas operações no ano de 1973 e, desde então, vem garantindo o suprimento hídrico a boa parte da população residente na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e da Região Metropolitana de Campinas (RMC). De acordo com dados da ANA 2013, atualmente são cerca de nove milhões de pessoas residentes na grande São Paulo e outras quatro milhões de pessoas residentes na região de Campinas, Americana e Piracicaba que se beneficiam diretamente das águas do Sistema Cantareira. Somente a região metropolitana de São Paulo é responsável pelo consumo de mais de 90% de toda a água produzida pelo Cantareira.

O abastecimento de água para consumo humano e industrial na Região Metropolitana de São Paulo é um problema histórico que se alastra desde o final dos anos de 1870, quando o governo da capital iniciou intervenções para captação de água na Serra da Cantareira. De acordo com Paschoalotti e Martini Neto (2006), o “antigo” Sistema Cantareira foi capaz de contribuir de forma decisiva para garantir o abastecimento da cidade de São Paulo e de alguns dos municípios localizados diretamente em seu entorno até os anos de 1940. Entretanto, a acelerada expansão demográfica, urbana e industrial por que passa esta região desde os anos de 1950 força uma busca incessante por novas fontes de recursos hídricos (Castro 1965; Azevedo Neto 1976).

Atualmente, o Sistema Produtor de Água Cantareira passa pela maior crise de capacidade de provisão de água desde o início de suas operações (SABESP 2013). Com uma capacidade total de armazenamento de água, composta pela capacidade de armazenamento do volume útil mais a capacidade de armazenamento do volume morto dos reservatórios, estimada em aproximadamente 1.490 bilhões de litros de água, no início do mês de Dezembro de 2014,

havia sido consumidos aproximadamente 1.200 bilhões de litros, deixando assim o Sistema muito próximo do limite de sua capacidade total (SABESP 2014⁴).

Especialistas têm apontado o período de estiagem mais prolongado dos últimos oitenta anos (Revista Época 2014⁵; IAC 2014) como principal causa para se compreender a crise atual de capacidade de provisão de água do Sistema Cantareira. Entretanto, a análise dos dados históricos sobre a situação dos mananciais que abastecem São Paulo, disponibilizados pela SABESP, demonstram uma relação de dependência quase que exclusiva deste Sistema pelo regime de chuvas, havendo muito pouca contribuição das águas armazenadas no solo e disponibilizadas pelos mananciais para a manutenção da capacidade de provisão de água pelo Sistema. Esta situação expõe a fragilidade por que está alicerçada a principal estratégia de abastecimento público da cidade de São Paulo. Como pode ser observado na figura 4, entre os meses de Janeiro 2011 e Novembro de 2014, foram registrados 2.435 mm de chuva, frente a uma média histórica para o período de 3.163 mm, redução de 25% no volume total de chuvas esperado para o período. Entre Janeiro de 2013 e Novembro de 2014, choveu o equivalente a 61% da média histórica, como pode ser observado na figura 4.

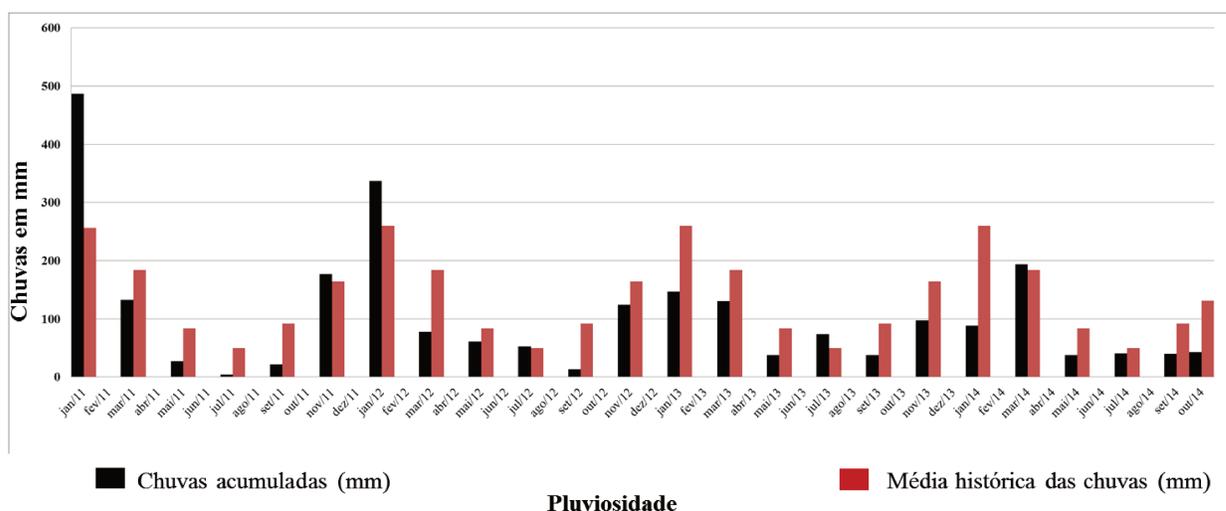


Figura 4: Pluviosidade sobre a área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira entre os meses de Janeiro/2011 e Setembro/2014.

Fonte: SABESP 2014. Disponível em:

<http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>

⁴ Disponível em <http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>. Consultado em 15/10 2014.

⁵ Disponível em <http://epoca.globo.com/tempo/noticia/2014/03/o-brasil-pede-baguab.html>. Consultado em 10/09/2014.

Os reflexos deste período de estiagem sobre a capacidade de armazenamento de água pelos reservatórios que abastecem o Sistema podem ser observados na figura 5.

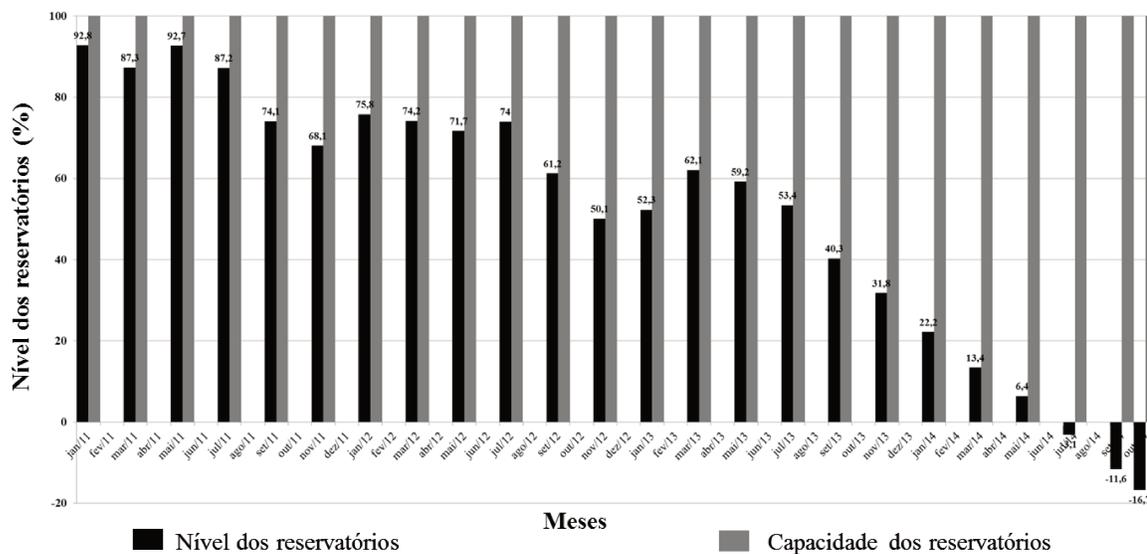


Figura 5: Variação no nível de água nos reservatórios do Sistema Cantareira entre os meses de Janeiro de 2011 e Novembro de 2014.

Fonte: SABESP 2014. Disponível em:

<http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>

As figuras 4 e 5 demonstram que existe uma relação direta entre o volume de chuvas sobre a região e o volume de água armazenado nos reservatórios. Entretanto, estes gráficos também apresentam a fragilidade do Sistema, ou seja, frente a uma redução de 25% no volume das chuvas entre os meses de Janeiro de 2011 e Novembro de 2014, houve uma redução de 116% na capacidade do Sistema em armazenar e provisionar água. Esta situação dá indícios de que os ecossistemas inseridos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira apresentam baixa resiliência ecológica⁶ para enfrentar períodos onde as condições climáticas são adversas por períodos prolongados.

Adicionalmente, prognósticos para a região apresentados pelo Consórcio PCJ 2013 em seu relatório técnico “Sistema Cantareira: Um mar de desafios” afirma que existe a expectativa de um crescimento da demanda pela água, somente na Região Metropolitana de São Paulo, de 60 m³/s nos próximos 20 anos.

⁶ Neste caso específico, a resiliência ecológica dos ecossistemas inseridos na área de drenagem do Sistema Cantareira está relacionada à capacidade do solo em infiltrar e armazenar água necessária para a recarga do lençol freático. A água armazenada no solo será utilizada para garantir a provisão de água ao Sistema nos períodos de condições climáticas extremas.

De acordo com estas projeções, para que o Sistema Cantareira mantenha sua posição de maior provedor de água para a grande São Paulo, torna-se necessário ampliar a sua capacidade de provisão de água em 9 m³/s, atingindo assim a meta de 42 m³/s até 2030. Ainda de acordo com este relatório a estratégia proposta para se conseguir este resultado são: a) ampliar o número de reservatórios que formam o Sistema; b) melhorar a resiliência ecológica e a capacidade de provisão de água dos rios e nascentes estabelecidos na área de drenagem do Sistema.

A primeira parte da estratégia já está em curso. Como foi reportado pelo jornal O Estado de São Paulo, no dia 11 de fevereiro de 2014⁷, a secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos do Estado de São Paulo informou a publicação de edital para o projeto executivo de duas barragens a serem construídas sobre os rios Camanducaia, barragem Duas Pontes, a ser instalada na altura do município de Amparo, e outra barragem sobre o rio Jaguarí, na altura do município de Pedreira. De acordo com a reportagem, estas duas barragens irão servir de apoio ao Sistema Cantareira e, em conjunto, irão possibilitar uma vazão adicional ao Sistema de 7 m³/s.

Com relação à segunda parte da estratégia, direcionada à melhoria da resiliência ecológica do Sistema Cantareira e sua capacidade de provisão de água, muito pouco foi realizado e ainda se faz necessário um planejamento detalhado das intervenções conservacionistas mais custo efetivas destinadas a atingir este objetivo e a serem incentivadas nesta região.

Alguns relatórios técnicos mais recentes (Whately e Cunha 2006; TerceiraVia 2012; IPE 2012) apresentam dados sobre impactos ambientais decorrentes da atual configuração do uso e ocupação do solo na região. Whately e Cunha 2006 identificaram uma redução na cobertura florestal da região de três mil hectares entre os anos de 2003 e 2006 em função da expansão das áreas urbanas e do parcelamento das propriedades rurais para a construção de condomínios residenciais e industriais. IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas 2012 identificou que 57,7% do solo se encontram ocupados por usos antrópicos. A ONG TerceiraVia 2012, identificou que, entre os anos de 1989 e 2012, houve um incremento de dois mil e quinhentos hectares em áreas urbanas decorrentes da expansão e construção de loteamentos industriais e residenciais nos 12 municípios, totalmente ou parcialmente, estabelecidos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.

⁷ Disponível em: www.estadao.com.br/noticias/geral,sp-vai-construir-dois-reservatorios-de-apoio-ao-sistema-cantareira,1129216.

Partindo destas constatações, este capítulo tem como objetivo principal identificar e quantificar os principais impactos ambientais decorrentes da ocupação atual do solo que afetam diretamente a resiliência dos ecossistemas estabelecidos nesta região e sua capacidade de prover serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos.

3.2 Metodologia

Os dados sobre o uso e ocupação do solo dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira foram obtidos a partir da classificação supervisionada de imagens de satélite de alta resolução do sensor Spot (2,5 m) para o ano de 2007 utilizando o *software* ArcGIS 10.2, disponibilizadas pela Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA-SP). As imagens foram classificadas automaticamente utilizando a ferramenta *Feature Analyst* e os resultados foram verificados em campo com uso do GPS – Sistema de Posição Global - de navegação durante todo o ano de 2012 de forma que a acurácia do levantamento chegasse a 90% de assertividade.

A rede hidrográfica foi identificada a partir de duas fontes complementares de informações. Para a porção paulista, foram utilizados os dados georreferenciados na escala de 1:10.000 disponibilizados pela EMPLASA – Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA e, para a porção mineira foram utilizados dados georreferenciados na escala de 1:50.000 disponibilizados pelo IBGE.

Para a identificação das Áreas de Preservação Permanente (APP) dos corpos d'água utilizou-se como referência as orientações da legislação florestal vigente, Lei 12.651/12, a qual determina a delimitação de uma faixa destinada à preservação da cobertura florestal de 30m no entorno dos rios e córregos com até 10m de largura e de um raio de 50m no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes. Para esta análise não foi considerado o tamanho das propriedades rurais. Utilizando as orientações da legislação florestal, a espacialização das APPs dos corpos d'água foi realizada utilizando a ferramenta *buffer*⁸ do *software* ArcGIS 10.2. As informações

⁸ *Buffer* é um recurso do *software* de Sistema de Informações Geográficas que executa uma delimitação de áreas a partir de especificações pré-determinadas. Com este recurso torna-se possível a visualização das áreas de preservação permanente da vegetação ripária uma vez que se insira no sistema as informações sobre as distâncias destas áreas em relação ao córrego (30 metros em cada margem) e também em relação às áreas de nascentes (um raio de 50 metros ao redor de cada nascente).

georreferenciadas sobre o uso e ocupação do solo dentro do Sistema Cantareira foram cruzadas com as faixas de APP dos corpos d'água criadas com o software de modo a obter o uso e ocupação do solo dentro da faixa de APP corpos d'água. Todas as áreas ocupadas com usos diferentes que a classe "cobertura florestal" foram consideradas inadequadas e passíveis de recuperação.

A taxa anual de perda de solos para a região foi obtida a partir do modelo USLE – *Universal Soil Loss Equation*⁹, desenvolvido originalmente por Wischmeier e Smith 1978 e adaptada às condições brasileiras por Bertoni e Lombardi Neto 1999. O modelo USLE, conhecido no Brasil como EUPS – Equação Universal de Perda de Solos, consiste em um modelo multiplicativo através do qual a perda média anual de solo é obtida pelo produto de seis fatores determinantes, de acordo com a equação:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

Onde,

A = Perda anual de solo na região em toneladas por hectare ao ano ($\text{Mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$);

R = Fator erosividade das chuvas ($\text{Mj} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$);

K = Fator erodibilidade do solo ($\text{Mg} \cdot \text{ha} \cdot \text{h} / \text{ha} \cdot \text{MJ} \cdot \text{mm}$);

LS = Fator topográfico (adimensional);

C = Fator uso e ocupação do solo (adimensional);

P = Fator existência de práticas direcionadas ao controle de erosão (adimensional);

Os fatores R, K, L e S dependem das características e das condições naturais do clima, do solo e do terreno da região e, portanto, definem o potencial natural de erosão em determinada região. Os fatores C e P são considerados fatores antrópicos com potencial para

⁹ A Equação Universal de Perda de Solo (USLE – *Universal Soil Loss Equation*) é um modelo desenvolvido por Wischmeier e Smith (1978) capaz de prever a taxa média anual de erosão de longo prazo para uma região específica com base nos padrões de precipitação, do tipo de solo, da topografia, do sistema de cultivo e das práticas de manejo do solo. Este modelo é capaz de prever a quantidade de perda de solo que resulta da força das chuvas em uma encosta e não considera perdas de solo adicionais que podem ocorrer a partir dos barrancos, da erosão pelo vento ou solo exposto. Apesar de suas limitações, este modelo pode ser utilizado no planejamento agropecuário na medida em que aponta os lugares onde as taxas de perda de solo são maiores. Além disso, torna-se possível estimar o efeito positivo da adoção de práticas conservacionistas nas áreas onde há maiores taxas de perda de solo (Stone e Hilborn 2012).

ampliar ou reduzir substancialmente o potencial natural de erosão dos solos, a depender das formas de ocupação e manejo das culturas sobre o solo (Ecoagri, 2005). O anexo I apresenta os valores obtidos para cada um dos fatores da EUPS inseridos no modelo. Estes valores foram arquivados em dados do tipo *raster* (resolução 30m) e, posteriormente, inseridos no *software* InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*) versão 3.1 com a finalidade de realizar os cálculos e a espacialização da taxa anual de perda de solos na região Cantareira.

A quantificação dos sedimentos que, desagregados do solo em função do impacto das gotas de chuva, escorrem superficialmente pelas encostas da bacia levados pela enxurrada e são depositados nos rios, córregos, nascentes e reservatórios localizados nas áreas mais baixas das bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira, foi realizada utilizando o módulo *Sediment Delivery Ratio* do *software* InVEST versão 3.1. Esta ferramenta permite avaliar a capacidade dos diferentes usos do solo que configuram uma paisagem em reter os sedimentos produzidos pela erosão, além de estimar a quantidade de sedimentos que, uma vez desagregados do solo pelas chuvas, efetivamente chegam aos rios e córregos em diferentes cenários de uso e ocupação do solo. A este indicador denominou-se “SER – Sedimentos que efetivamente chegam aos rios”.

3.3 Resultados

Os levantamentos mais recentes sobre o uso e a ocupação atual do solo na região do Sistema Produtor de Água Cantareira (IPE 2012) demonstram que, atualmente, existem apenas cinco classes de uso bem definidas para toda esta região, são elas: cobertura florestal, pastagens, silvicultura do eucalipto, manchas urbanas e lagos e reservatórios artificiais.

Durante a verificação e a validação em campo dos resultados da classificação do uso do solo, foi possível verificar que existem, em uma escala muito pequena, outros usos como, por exemplo, a produção de morangos e a rotação das pastagens com cultivo de pequenas áreas com batata e brócolis na serra da Mantiqueira, extremo norte da região, mas que para os objetivos desta investigação não seria necessário um esforço de reclassificação de uso e ocupação para incluir estas classes, uma vez que são atividades itinerantes e que sempre estão se movendo espacialmente por esta região.

Identificou-se quatro classes de ocupação antrópica do solo, pastagens, silvicultura do eucalipto, manchas urbanas e lagos e reservatórios artificiais e apenas uma classe de ocupação natural do solo, a classe cobertura florestal. Esta classe compreende os diferentes estágios sucessionais das florestas encontradas na região. Apresenta-se como principal classe de ocupação do solo com 96,3 mil hectares de terras, o equivalente a 42,3% da ocupação total do solo na área de drenagem do Sistema.

Como pode ser observado, permanece ainda uma significativa cobertura florestal sobre a região, mas é importante notar que os remanescentes florestais não estão homoganeamente distribuídos, concentrando-se nas porções sul e nordeste do Sistema Cantareira. Na porção sul, o predomínio da cobertura florestal pode ser explicado pela existência de uma série de Unidades de Conservação (o Parque Estadual da Cantareira, a Área de Proteção Ambiental Cantareira, o Parque Estadual de Itaberaba e o Parque Estadual de Itapetinga) que, em conjunto, formam parte importante do “Cinturão Verde da cidade de São Paulo”. A figura 6 e a tabela 3 apresentam as informações sobre uso e ocupação do solo na escala das bacias hidrográficas que formam o Sistema.

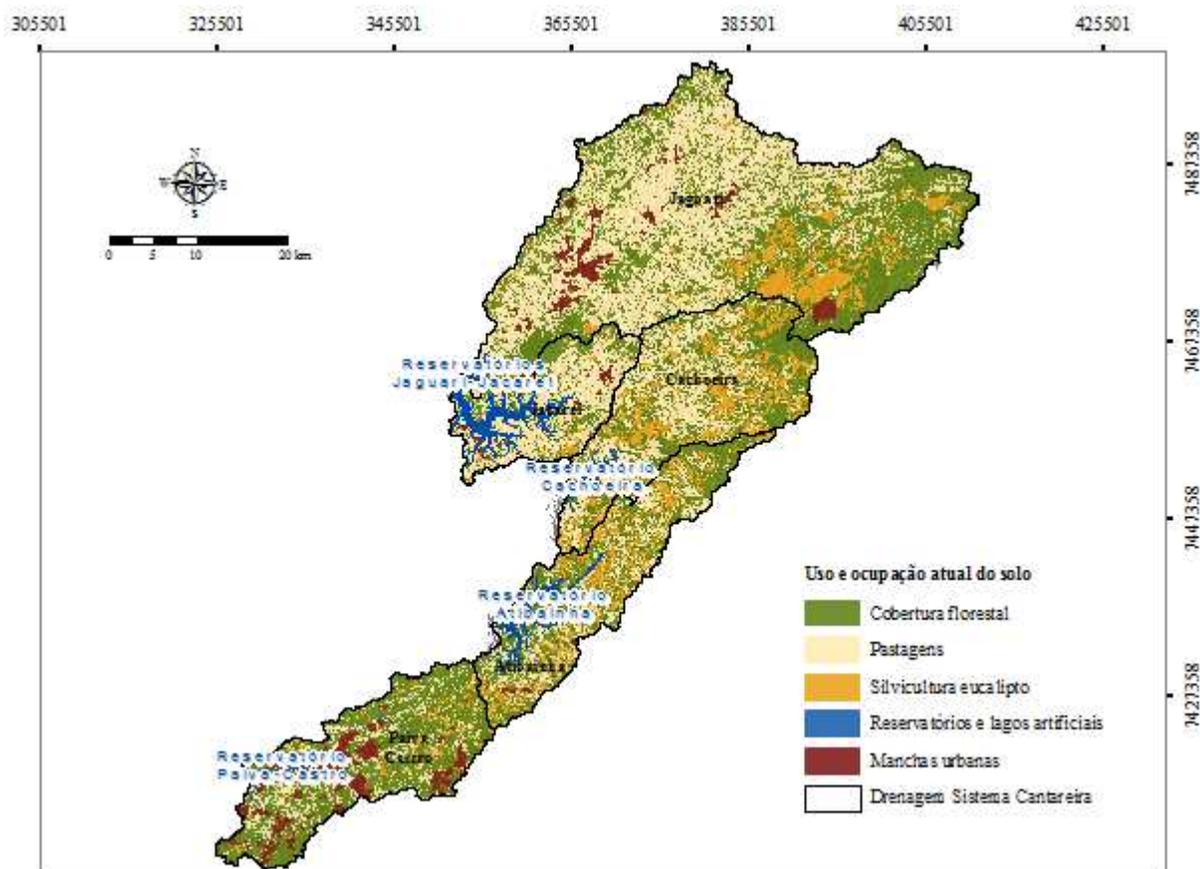


Figura 6: Classes de uso e ocupação do solo atualmente encontradas na região do Sistema Cantareira.
 Fonte: IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas 2012

Tabela 3: Uso e ocupação do solo em cada bacia hidrográfica que forma o Sistema Cantareira.

Classes de uso do solo	Bacia do rio Jaguarí	Bacia do rio Jacaréi	Bacia do rio Cachoeira	Bacia do rio Atibainha	Bacia do rio Juquerí	TOTAL	
	<i>Mil hectares</i>					<i>Mil hectares</i>	%
Cobertura florestal	41,4	5,4	15,4	14,1	20,0	96,3	42,3
Pastagens	48,7	10,4	14,3	8,1	6,6	88,1	38,7
Silvicultura eucalipto	8,7	0,7	8,8	6,9	2,0	27,1	11,9
Manchas urbanas	3,8	0,6	0,1	0,3	4,6	9,4	4,1
Reservatórios e lagos	0,5	3,2	0,6	2,0	0,5	6,8	3,0
Total	103,1	20,3	39,2	31,4	33,7	227,8	100,0

Fonte: IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas 2012

Uma análise de uso e ocupação na escala das bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira demonstra que as bacias do rio Juquerí e do rio Atibainha, localizadas na porção sul da região, são as bacias que apresentam a maior porcentagem de cobertura florestal. A bacia do rio Juquerí apresenta 20 mil hectares, 59,2%, e a abacia do rio Atibainha, 14,1 mil hectares, 44,9%, das terras ocupadas por florestas. A bacia do rio Jacaré apresenta a menor porcentagem de cobertura florestal entre as cinco bacias estudadas, 26,5% da área da bacia ocupada com esta classe. As bacias dos rios Jaguarí e Cachoeira apresentam cerca de 40% de cobertura florestal.

A classe das pastagens ocupa 88,1 mil hectares ou 38,7% das terras no Sistema Cantareira, apresentando-se como segunda classe de uso mais importante nesta região. As bacias dos rios Jaguarí e Jacaré que juntas são responsáveis pela drenagem de 66,7% de toda a água provida pelo Sistema Cantareira (ANA 2013), apresentam a classe das pastagens como principal ocupação do solo com 47,3% e 51%, respectivamente. Nas bacias dos rios Cachoeira e Atibainha, as pastagens ocupam 36,4% e 25,9%, respectivamente.

Nas bacias dos rios Cachoeira e Atibainha, uma terceira classe de uso, a silvicultura do eucalipto, se destaca como importante classe de ocupação antrópica do solo. Na bacia do rio Cachoeira, a silvicultura de eucalipto ocupa 22,6% das terras e na bacia do rio Atibainha, esta classe ocupa 22% das terras. Em toda a região, a silvicultura do eucalipto representa 12% da ocupação atual do solo.

De forma geral, nas bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira, a classe manchas urbanas representa 4,1% da ocupação do solo. Na bacia do rio Cachoeira esta classe ocupa 0,05% das terras, na bacia do rio Atibainha ocupa 0,9%, na bacia do rio Jacaré 3%, na bacia do rio Jaguarí ocupa 3,6% e, apenas na bacia do rio Juquerí, esta classe ocupa 13,8% das terras.

A análise do uso e ocupação do solo em uma escala de municípios demonstra que todos os municípios estabelecidos na porção sul, Franco da Rocha, Caieiras e Mairiporã, possuem mais de 50% de cobertura florestal apesar de serem municípios essencialmente urbanos e possuírem suas economias estreitamente relacionadas à prestação de serviços para as indústrias da Região Metropolitana de São Paulo (IBGE 2010) não havendo, de modo geral, pressão para abertura de novas terras destinadas à produção agropecuária.

O município de Mairiporã, maior área dentro da porção sul do Sistema Cantareira, possui cerca de 67% da ocupação do solo na classe “cobertura florestal”. Isto porque boa parte de seu território encontra-se inserido dentro da área de proteção do Parque Estadual de Itapetinga. Adicionalmente, este município também faz parte da área de amortecimento do Parque Estadual da Cantareira e está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA) Cantareira. Neste município, a combinação entre políticas de restrição ao uso da terra, em função das Unidades de Conservação existentes, e um intensivo poder de fiscalização para proteção dos remanescentes florestais, são as intervenções que garantem a permanência de significativa porção da cobertura florestal. A tabela 4 apresenta o uso e ocupação atual do solo nos municípios inseridos na área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira.

Tabela 4: Uso e ocupação do solo nos municípios inseridos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.

Municípios	Cobertura florestal	Pastagens	Silvicultura de eucalipto	Outros usos
	%			
1 Sapucaí Mirim	75,2	13,0	11,7	0,0
2 Camanducaia	41,7	42,1	16,2	0,0
3 Itapeva	29,5	63,3	1,8	5,4
4 Extrema	31,7	61,7	2,2	4,4
5 Vargem	31,6	51,9	2,6	13,8
6 Bragança	13,5	40,2	0,8	45,5
7 Joanópolis	38,2	42,7	16,8	2,3
8 Piracaia	34,0	39,4	19,6	6,9
9 Nazaré Paulista	47,9	24,5	19,7	7,9
10 Mairiporã	66,5	25,5	6,1	1,8
11 Franco da Rocha Caieiras	50,2	35,4	0,4	13,9
12 Caieiras	72,6	14,3	3,9	9,2

Fonte: IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas 2012; Levantamento de dados para o ano de 2007;

Os municípios de Camanducaia e Sapucaí-Mirim, localizados na porção nordeste, apresentam significativa concentração da cobertura florestal. O município de Camanducaia, totalmente inserido dentro da área de drenagem do Sistema, possui 44% de sua ocupação dentro

da classe cobertura florestal, ao passo que o município de Sapucaí-Mirim, possui cerca de 75% do total de sua área inserida dentro do Sistema Cantareira ocupada por florestas.

Para esta porção nordeste do Sistema Cantareira, fatores socioeconômicos e ambientais podem ser utilizados para explicar a permanência da cobertura florestal. Pelo lado dos aspectos ambientais, esta é a região onde a topografia se apresenta mais acidentada devido à proximidade às encostas da Serra da Mantiqueira, dificultando as práticas agropecuárias em diversos pontos desta região. Pelo lado socioeconômico, os municípios de Camanducaia e Sapucaí-Mirim, são importantes produtores de eucalipto (*Eucalyptus sp.*) e *pinus* para a agroindústria de papel e celulose. Sendo assim, as exigências de adequação ambiental impostas pela legislação às agroindústrias e seus fornecedores representam o principal incentivo à manutenção dos remanescentes florestais dentro das propriedades rurais.

Na porção central e noroeste do Sistema, a cobertura florestal é, em média, de 34% para os municípios de Itapeva, Extrema, Joanópolis, Piracaia, Nazaré Paulista e parte dos municípios de Vargem e Bragança Paulista. Nestes municípios predominam atividades relacionadas à pecuária extensiva de leite, de corte e a silvicultura de eucalipto para venda, principalmente, como lenha e carvão (IBGE 2010), que pouco incentivam a manutenção da cobertura florestal.

A classe das pastagens é a segunda classe com maior ocupação das terras, aproximadamente 39% da ocupação total atual das terras na área de drenagem do Sistema Cantareira. De acordo com Chiodi et al 2013, a pecuária desenvolvida em toda a região pode ser considerada “mista”, ou seja, a mesma propriedade se dedica à produção de gado para corte e para venda do leite, entretanto sempre há predominância de uma das atividades, sendo a disponibilidade de mão de obra familiar e a presença de laticínio no município os principais fatores para o direcionamento da produção. Os municípios de Itapeva e Extrema apresentam a maior participação na classe das pastagens com mais de 60% das terras. Os municípios de Vargem, Camanducaia e Joanópolis apresentam mais de 40% de suas terras ocupadas com pastagens.

Os municípios de Piracaia e Nazaré Paulista se destacam com relação à ocupação do solo dentro da classe silvicultura do eucalipto. Cada um destes municípios possui cerca de 20%

de suas terras ocupadas por esta cultura. Os municípios de Piracaia e Joanópolis possuem 16% das suas terras ocupadas com esta classe.

De acordo com Chiodi et al 2013, a silvicultura do eucalipto também é representada por dois tipos distintos de produtores: a) os proprietários rurais que comercializam a madeira para as indústrias de papel e celulose; b) os proprietários rurais que comercializam sua produção com pequenas empresas que produzem lenha e carvão destinados a abastecer municípios na Região Metropolitana de São Paulo.

Tanto em uma quanto em outra forma de exploração da silvicultura do eucalipto, predominam os plantios nas áreas mais declivosas que, em tempos anteriores, eram dedicadas à pastagem. A decisão dos proprietários rurais em optar pela silvicultura para comercialização junto à agroindústria ou para comercialização da lenha depende, principalmente, da proximidade da propriedade à agroindústria ou, como no caso da lenha e carvão, do acesso ao mercado da Região Metropolitana de São Paulo.

Nos municípios de Nazaré Paulista e Mairiporã, localizados na porção centro-sul do Sistema, predominam as atividades da silvicultura do eucalipto para produção e comercialização do eucalipto na forma de lenha ou carvão vegetal a base dos reflorestamentos. Nesta atividade, de acordo com Chiodi et al 2013, o ciclo de corte da madeira é a cada quatro anos, sendo conduzidas as “rebrotas” por três ou quatro ciclos de produção. A finalidade da lenha é ser utilizada em fornos de pizzarias, restaurantes e padarias da cidade de São Paulo, Mairiporã, Guarulhos e região.

Em Joanópolis, localizado na porção central da região, verifica-se o crescimento do número de pequenas empresas madeireiras que beneficiam minimamente as toras de eucalipto e as transformam em pallets, cavacos e moirões, havendo também uma significativa presença de carvoarias.

A silvicultura de eucalipto para comercialização junto à agroindústria de papel e celulose predomina nos municípios de Piracaia, Camanducaia e Sapucaí-Mirim, localizadas na porção central e nordeste do Sistema. Neste tipo de fomento florestal, as atividades de plantio e colheita do eucalipto são realizadas pela empresa, cabendo ao proprietário rural, basicamente, o arrendamento da terra pelo período de tempo estabelecido em contrato. A colheita ocorre a cada sete anos e toda a produção é totalmente entregue para a agroindústria.

Por fim, a classe “Manchas Urbanas” representa pouco mais de 4% da área ocupada na região do Sistema Cantareira. Esta classe foi mapeada identificando-se as cidades, os bairros rurais, os condomínios e chácaras dos municípios que têm parte de sua área ou sua área total inserida dentro da área de drenagem do Sistema. Observa-se na região uma maior concentração das manchas urbanas na porção sul, municípios de Caieiras, Franco da Rocha e Mairiporã, e na porção noroeste do Sistema, nos municípios de Extrema e Camanducaia.

Esta classe de ocupação das terras vem crescendo bastante nos últimos anos. No caso dos municípios inseridos na porção mais ao sul do Sistema, isto se deve pela expansão urbana da Região Metropolitana de São Paulo. No caso dos municípios de Camanducaia e Extrema, a expansão das manchas urbanas se deve ao processo de industrialização por que passam estes municípios estabelecidos na fronteira entre os Estados de São Paulo e Minas Gerais.

Principais impactos ambientais decorrentes do uso e ocupação atual das terras na área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira

A ocupação atual das terras na área de drenagem do Sistema Cantareira tem causado importantes impactos sobre seus ecossistemas naturais e agroecossistemas comprometendo sua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos essenciais ao bem estar de milhões de pessoas que dependem das águas produzidas por esta região.

Estudos como MMA 2006; Rodrigues 2008; Metzger e Rodrigues 2008 apontam para a perda de serviços ecossistêmicos relacionados à biodiversidade endêmica da Mata Atlântica existente nesta região. Entretanto, devido à importância do Sistema Cantareira em garantir a segurança no abastecimento hídrico da região mais rica do Brasil, é possível afirmar que os serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de água se apresentam como prioridade a serem conservados nesta região.

Partindo deste entendimento, esta etapa da investigação analisa três dos principais impactos ambientais decorrentes da atual ocupação das terras no Cantareira e que estão diretamente relacionados à sua capacidade de provisão de água. Os impactos ambientais analisados foram: a) Ocupação inadequada do solo nas Áreas de Proteção Permanente (APP) da cobertura florestal no entorno dos corpos d'água; b) A taxa anual de perda de solo em função do uso e ocupação atual do solo na região; c) Taxa anual de sedimentos que efetivamente chegam

aos rios, córregos, nascentes e reservatórios arrastados pelo escoamento superficial da água das chuvas. Os resultados desta investigação são apresentados para cada bacia hidrográfica que compõe o Sistema Cantareira.

a) Ocupação irregular das Áreas de Preservação Permanente (APP) dos corpos d'água nas bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira.

A ocupação inadequada do solo nas faixas de terras legalmente destinadas à proteção da cobertura florestal localizada no entorno dos corpos hídricos, Área Proteção Permanente (APP) corpos d'água, de acordo com a lei 12.651/2012, é um dos impactos ambientais mais comuns em áreas de produção agropecuária (Sparovek et al 2012). A falta de conhecimento dos proprietários rurais sobre a importância da manutenção da cobertura florestal no entorno de rios, córregos e nascentes, assim como a sensação de “perda de área produtiva” são algumas das principais justificativas dos proprietários rurais estabelecidos na região Cantareira para o seu desmatamento (Chiodi et al 2013).

Esta faixa de cobertura florestal obrigatória, também conhecida como “mata ciliar”, é responsável pela proteção do ecossistema ripário contra a entrada de sedimentos e outras substâncias provenientes das encostas mais altas das bacias hidrográficas e que podem prejudicar a qualidade da água. De acordo com Lima e Zakia 2000; Lima 2008, em uma bacia hidrográfica, as áreas mais próximas aos corpos d'água e que se encontram localizadas dentro da planície de inundação, são denominadas ecossistema ripário ou zona ripária¹⁰. O limite a montante da zona ripária é a nascente do córrego e sua área de influência, a jusante o limite se expande consideravelmente acompanhando a área de influência dos rios em função do deflúvio. Para estes autores, o ecossistema ripário e sua vegetação (mata ciliar) representam o elemento mais dinâmico da paisagem em uma bacia hidrográfica, tanto em termos hidrológicos como também ecológicos e geomorfológicos.

Segundo estes autores, a manutenção da cobertura florestal no entorno dos corpos d'água é essencial para ampliar a resiliência ecológica de toda a bacia hidrográfica. A mata ciliar,

¹⁰ De acordo com Lima e Zakia 2000, sob a ótica da hidrologia florestal as zonas ripárias ocupam as áreas mais dinâmicas da paisagem, tanto em termos hidrológicos, como ecológicos e geomorfológicos. A zona ripária está intimamente ligada ao curso d'água e seus limites laterais, que não são de fácil identificação, se estendem até o alcance da planície de inundação.

quando adequadamente conservada, cria uma barreira natural à chegada dos sedimentos que são carregados pelo escoamento superficial da água da chuva pelas encostas da bacia até os rios, córregos, nascentes e reservatórios comprometendo a qualidade da água provida por esta região. A figura 7 e a tabela 5 apresentam o uso e ocupação do solo dentro das APPs dos corpos d'água por bacia hidrográfica que forma o Sistema Cantareira.

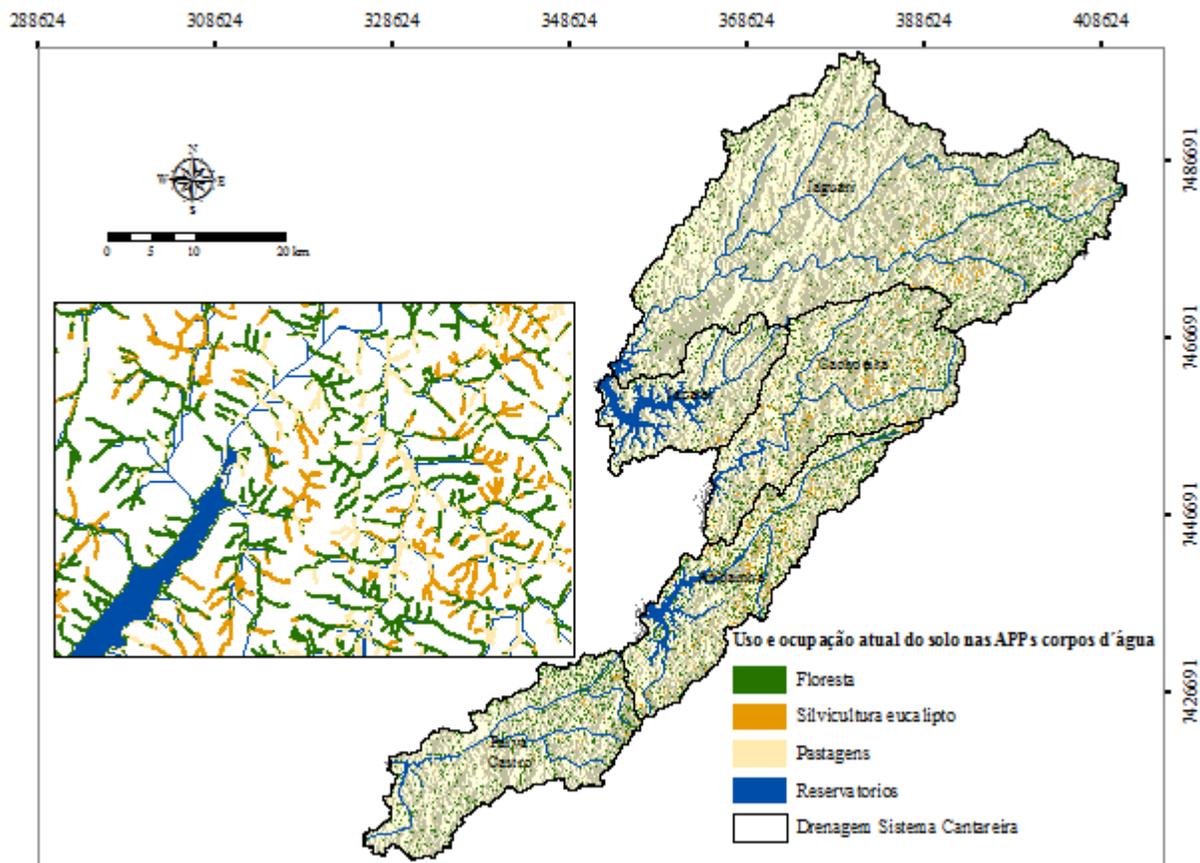


Figura 7: Uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água estabelecidas dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira para o ano de 2007;

Fonte: Elaboração própria a partir dos dados disponibilizados por IPE - Instituto de Pesquisas Ecológicas, 2012.

Tabela 5: Uso e ocupação do solo nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água nas bacias hidrográficas que compõem o Sistema Cantareira.

Classes de uso e ocupação	Bacia do rio Jaguarí	Bacia do rio Jacareí	Bacia do rio Cachoeira	Bacia do rio Atibainha	Bacia do rio Juquerí	TOTAL	
	<i>Mil hectares</i>					<i>Hectares</i>	<i>%</i>
Cobertura florestal	7,6	1,0	4,0	4,0	3,5	20.241,85	54,1
Pastagens	4,7	1,7	2,7	1,9	1,2	12.274,74	32,9
Silvicultura eucalipto	0,9	0,1	1,3	1,1	0,2	3.632,13	9,7
Manchas urbanas	0,5	-	0,1	0,1	0,6	1.238,61	3,3
Total Cantareira	13,7	2,8	8,1	7,1	5,5	37.387,33	100

Fonte: Elaboração própria a partir dos dados de IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas 2012. Ano-base 2007;

O Sistema Cantareira possui 37,4 mil hectares de Área de Proteção Permanente dos corpos d'água que, de acordo com a legislação ambiental, deveriam estar ocupados com florestas. Entretanto, o que se observa é que 54,1% do total destas áreas, o equivalente a 20,2 mil hectares, encontram-se efetivamente cobertas por florestas. Outros 17,2 mil hectares das APP corpos d'água, 45,9% do total destas áreas, encontram-se atualmente ocupados por outros usos não condizentes com o que estabelece a legislação ambiental.

As bacias hidrográficas que apresentam maior percentual de cobertura florestal nas APP dos corpos d'água são as bacias dos rios Juquerí, 63,1%, Atibainha, 56%, e Jaguarí 55,7%. Por outro lado, as bacias dos rios Jacareí e Cachoeira apresentam o menor percentual de APP dos corpos d'água ocupadas com florestas, 36,1% e 50,1%, respectivamente.

A classe das pastagens é o principal uso agropecuário do solo nas áreas de APP dos corpos d'água, ocupando 12,2 mil hectares ou 32,8% do total das terras inseridas nesta faixa. A ocupação das Áreas de Proteção Permanente dos corpos d'água por pastagens é uma prática que se espalha por toda a região do Sistema Cantareira, entretanto, é possível observar uma maior concentração deste tipo de ocupação na bacia do rio Jacareí, onde 60% das APP corpos d'água encontram-se ocupadas com pastagens.

Em relação a sua área total de ocupação do solo, a atividade de silvicultura de eucalipto apresenta-se como exploração agropecuária que mais ocupa irregularmente as APP dos

corpos d'água na região do Sistema Cantareira. De uma área total de 27,1 mil hectares ocupados com silvicultura de eucalipto em toda a região, 3,6 mil hectares encontram-se dentro de APP dos corpos d'água.

Vital 2007 analisando os impactos da silvicultura do eucalipto sobre a disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas afirma que, de maneira geral, a cultura do eucalipto não consome mais água que outras culturas largamente adotadas no país, entretanto, aspectos climáticos, a localização espacial da área de plantio e o manejo da cultura podem influenciar negativamente o regime hidrológico em bacias hidrográficas altamente reflorestadas com eucalipto. Extensas áreas ocupadas com eucalipto em regiões de baixa pluviosidade anual (< 400 mm) podem afetar negativamente o regime hidrológico das bacias hidrográficas.

Adicionalmente, este autor argumenta que os plantios localizados muito próximos aos corpos d'água ou dentro dos ecossistemas ripários prejudicam a capacidade de armazenamento da água na bacia e, conseqüentemente, a recarga do lençol freático. O manejo da cultura, que inclui ciclos de produção entre 4 e 7 anos para corte, também é fator a ser observado, uma vez que o crescimento interrompido das plantas pode prejudicar a provisão de água em uma bacia hidrográfica.

O processo de parcelamento do solo para expansão das áreas urbanas visando à construção de condomínios residenciais e industriais que vem ocorrendo nos últimos anos pode ser apontado como um dos principais motivos relacionados à ocupação de APP dos corpos d'água por manchas urbanas. Apesar de ser uma classe de ocupação relativamente pequena na região, 3,3% das APPs corpos d'água encontram ocupadas por manchas urbanas. O grande problema da ocupação das APP dos corpos hídricos por esta classe de uso é a irreversibilidade desta ocupação e, conseqüentemente, a perda da capacidade dos ecossistemas ripários proverem os serviços ecossistêmicos a eles associados.

b) Taxa anual de perda de solo nas bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira

A erosão hídrica do solo é um processo que ocorre naturalmente. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto 1999, a água da chuva exerce sua ação erosiva através do impacto das gotas de chuva sobre o solo, desagregando sua estrutura e arrastando seus nutrientes. Adicionalmente, o volume e a velocidade do escoamento da água das chuvas, a declividade e o comprimento do terreno e a capacidade natural de infiltração de água de cada tipo de solo são

fatores que contribuem para reduzir ou ampliar o potencial erosivo natural das chuvas em uma região. Os resultados desta etapa da investigação podem ser observados na figura 8 e na tabela 6.

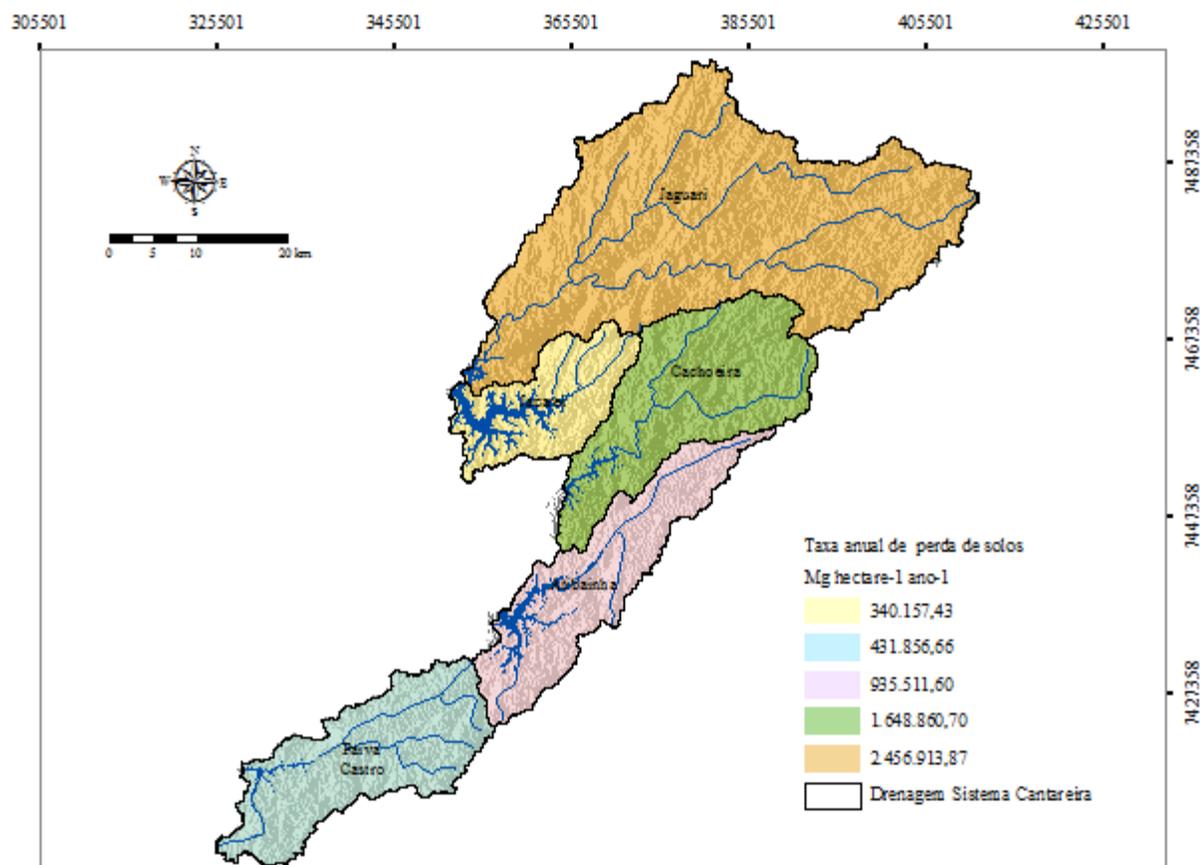


Figura 8: Taxa anual de perda de solo nas bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira.
Fonte: Elaborado a partir dos fatores EUPS obtidos pela investigação utilizando o *software* InVest 3.1

Tabela 6: Taxa anual de perda de solo para cada bacia hidrográfica que forma o Sistema Cantareira.

Bacias hidrográficas	Taxa anual de perda de solo	Área das bacias Hidrográficas	Taxa anual de perda de solo por hectare
	Mil Mg ano ⁻¹	Mil hectares	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹
Jaguarí	2.456,9	103,1	23,8
Jacareí	340,1	20,3	16,7
Cachoeira	1.648,8	39,2	42,6
Atibainha	935,5	31,4	29,7
Juquerí	431,8	33,7	12,8
Média Cantareira	-	-	25,5
Total Cantareira	5.813,1	227,8	-

Fonte: Elaboração própria a partir dos resultados da investigação.

De acordo com os resultados obtidos pela investigação, estima-se uma taxa anual de perda de solo equivalente a 5,8 milhões de toneladas todos os anos, o equivalente a taxa média anual por hectare de 25,5 toneladas. A bacia hidrográfica do rio Jaguarí, que equivale em área total a 45% de todo o Sistema Cantareira, apresenta a maior taxa anual de perda de solo entre as cinco bacias investigada, com uma taxa de 2,4 milhões de toneladas de solo perdidos todos os anos. Para as bacias dos rios Cachoeira, 39,2 mil hectares, e Jacareí, 31,4 mil hectares, estima-se perdas anuais de solo da ordem de 1,6 milhões de toneladas e 0,3 milhões de toneladas de solo respectivamente.

A análise da taxa anual de perda de solo por unidade de área demonstra que as bacias dos rios Cachoeira e Atibainha são as mais impactadas, uma vez que apresentam as maiores taxas anuais de perda de solo por unidade de área. Para a bacia do rio Cachoeira, estima-se a maior taxa anual de perda de solo por hectare, 42,6 toneladas hectare⁻¹ ano⁻¹ e para a bacia do Atibainha, estima-se uma perda anual de solo por unidade de área da ordem de 29,7 toneladas hectare⁻¹ ano⁻¹. Por outro lado, as bacias dos rios Jacareí e Juquerí apresentam as menores taxas anuais de perda de solo por unidade de área, 16,7 e 12,8 respectivamente.

c) Taxa anual de depósito de sedimentos nos rios, córregos, nascentes e reservatórios da região.

As características fisiológicas da vegetação que recobre uma paisagem contribuem diretamente para ampliar ou amenizar o processo natural de erosão do solo (Bertoni e Lombardi Neto 1999). Estas características fisiológicas também definem a capacidade da paisagem em reter os sedimentos desagregados do solo pela erosão. A depender das características da vegetação sobre a paisagem, uma maior ou menor quantidade de sedimentos é retida pela vegetação ou então depositada nos corpos d'água localizados nas partes mais baixas da bacia (Lima e Zakia 2000; Lima 2008; Le Maitre et al 2013).

As paisagens cobertas por florestas possuem maior capacidade de proteger o solo contra o impacto das gotas de chuva e também amenizar o efeito do arraste de sedimentos. Por outro lado, os solos arados, expostos e pastagens degradadas possuem pouca capacidade de amenizar o impacto das gotas de chuva no solo e o arraste de sedimentos até os corpos d'água.

De acordo com os resultados obtidos pela investigação, as bacias hidrográficas dos rios Jaguarí e Cachoeira são as bacias que recebem mais sedimentos em seus corpos d'água provenientes da erosão do solo e do consequente escoamento superficial da água durante as chuvas que caem sobre a região.

Os rios, córregos e nascentes localizados nestas bacias hidrográficas recebem 114,1 e 93,7 mil toneladas de sedimentos todos os anos. Devido ao seu tamanho e ao uso e ocupação do solo, estas duas bacias hidrográficas recebem cerca de 70% de todos os sedimentos que chegam aos corpos hídricos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira. A figura 9 e a tabela 7 apresentam a taxa anual de sedimentos que chegam aos rios e córregos nas bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira em função das características da vegetação que recobre a paisagem.

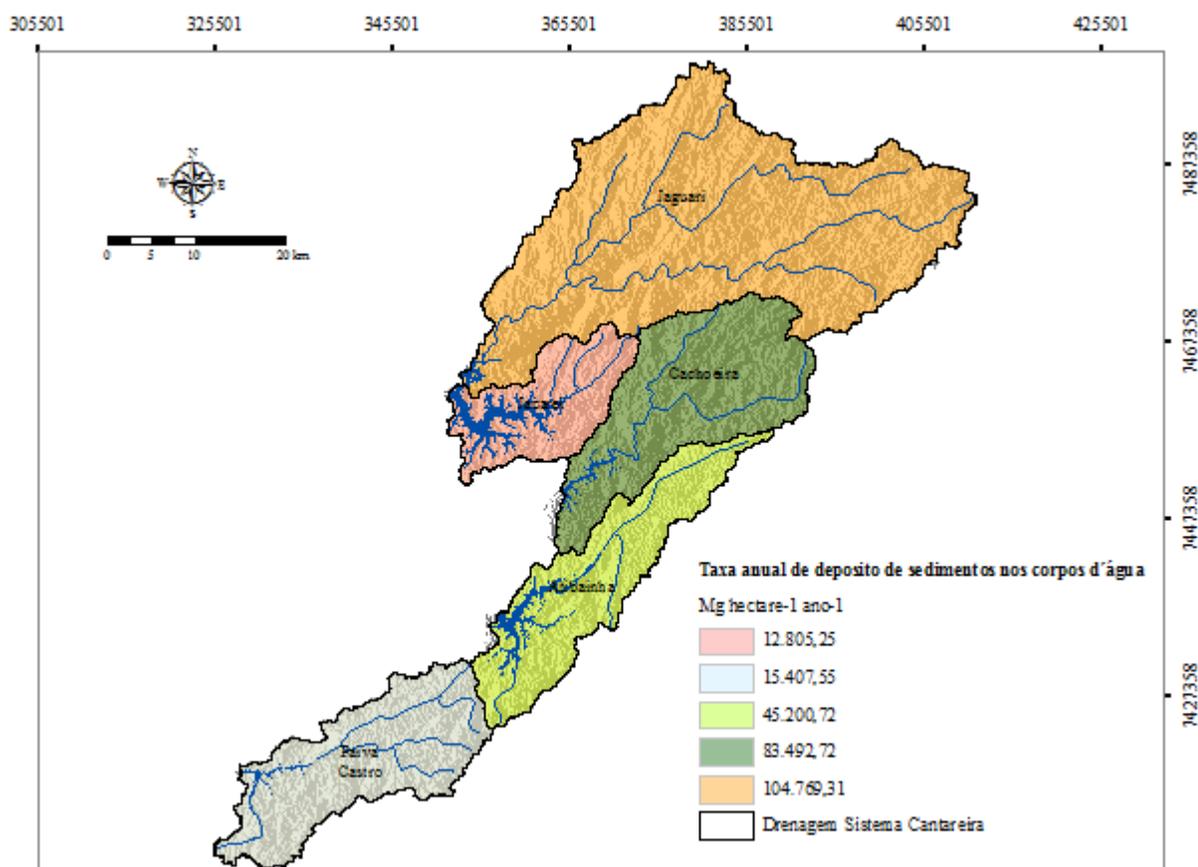


Figura 9: Taxa anual de depósito de sedimentos nos rios, córregos, nascentes e reservatórios inseridos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.

Fonte: Elaborado a partir dos fatores da EUPS utilizando o módulo SDR do *software* InVest versão 3.1.1.

Tabela 7: Taxa anual de sedimentos depositados nos rios, córregos, nascentes e reservatórios.

Bacias hidrográficas	Área das bacias hidrográficas	Taxa anual de sedimentos depositados nos rios e reservatórios do Sistema
	Mil hectares	Mil Mg
Jaguarí	103,1	104,8
Jacaréi	20,3	12,8
Cachoeira	39,2	83,5
Atibainha	31,4	45,2
Juquerí	33,7	15,4
Total Cantareira	227,8	261,7

Fonte: Elaboração própria utilizando o módulo SDR do *software* InVest versão 3.1.1.

Estima-se que as bacias dos rios Jaguarí e Cachoeira sejam as bacias em que os corpos d'água recebem mais depósito de sedimentos de toda a região Cantareira, estas bacias despejam anualmente em seus corpos d'água o equivalente a 104,8 e 83,5 mil toneladas de sedimentos todos os anos. De outro lado, estima-se que as bacias dos rios Jacaré e Juquerí sejam as bacias que menos sedimentos despejam nos corpos d'água nelas inseridos, 12,8 e 15,4 toneladas de sedimentos todos os anos. De forma geral, estima-se que os rios, córregos e reservatórios estabelecidos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira recebem 261,7 mil toneladas de sedimentos todos os anos.

3.4. Discussão

Bertoni e Lombardi Neto 1999; Lombardi Neto e Drugowich 1994 chamam a atenção para os impactos ambientais decorrentes do uso e ocupação agropecuária do solo. Lombardi Neto e Drugowich 1994 argumentam que, somente com o processo de erosão hídrica, o Estado de São Paulo perde cerca de 190 milhões de toneladas de terras férteis todos os anos, sendo que 40 milhões de toneladas acabam depositadas no fundo dos rios e córregos. Em termos de água, segundo estes autores, São Paulo perde 10 bilhões de metros cúbicos por ano, águas que escoam superficialmente pelos solos compactados que não conseguem interceptá-las, infiltrá-las e armazená-las para consumo.

A erosão do solo, além de causar impactos negativos sobre a produtividade agropecuária, também causa impactos significativos fora das áreas de produção. Bertoni e Lombardi Neto 1999 destacam como principais impactos econômicos e ecológicos da erosão do solo: a) perda da camada de matéria orgânica e da fertilidade natural dos solos; b) carreamento de sedimentos para os rios e córregos; c) compactação do solo; d) abertura de sulcos e ravinas nas áreas de uso agropecuário, reduzindo a área disponível; e) custos associados à reposição de nutrientes. A água das chuvas, quando cai sobre as encostas de uma bacia hidrográfica desprotegida de vegetação, escoam superficialmente arrastando sedimentos durante seu caminho até os rios e córregos, comprometendo a qualidade da água, o tempo de vida útil dos reservatórios e ampliando significativamente os custos de tratamento da água.

FAO 1997; Guo et al 2000; Lima 2008; Boelee 2011 enumeram os serviços ecossistêmicos que a cobertura vegetal adequada do solo presta contra as forças naturais da

erosão: a) a cobertura vegetal protege diretamente a superfície do solo contra os impactos das gotas da chuva; b) a cobertura vegetal dispersa a água das chuvas, interceptando-a e evaporando-a antes mesmo que atinja o solo; c) a cobertura vegetal amplia consideravelmente a capacidade natural de infiltração da água das chuvas no solo em função da abertura de pequenos canais pelas raízes das plantas; d) a cobertura vegetal melhora a estrutura do solo através da adição de material orgânico e aumenta a sua capacidade de retenção de água; e) a cobertura vegetal diminui a velocidade do escoamento superficial da água da chuva e, conseqüentemente, das enxurradas decorrentes deste processo.

A partir do entendimento da importância da manutenção de uma adequada cobertura do solo, estes autores justificam o planejamento conservacionista do uso e ocupação do solo em bacias hidrográficas como a melhor estratégia para a redução das taxas anuais de perda de solo, manutenção das condições ótimas de infiltração e armazenamento das águas que caem das chuvas e, redução dos impactos negativos da erosão sobre os ecossistemas naturais. De acordo com estes autores, a manutenção de cobertura vegetal adequada sobre os solos das encostas de uma bacia hidrográfica influencia diretamente o seu regime hídrico através da interferência direta nos três principais processos que formam o ciclo hidrológico: a interceptação da água das chuvas, o escoamento superficial e a infiltração da água no solo.

O processo de interceptação da água das chuvas pela cobertura vegetal é o processo pelo qual a água da chuva é interceptada temporariamente pelas estruturas aéreas da vegetação e, posteriormente redistribuída ao ambiente. Estes autores argumentam que a capacidade da cobertura vegetal do solo interceptar e reter parte significativa da água das chuvas em suas estruturas irá depender, em grande medida, das características físicas da vegetação. A cobertura florestal do solo apresenta determinadas características de composição do dossel e de sistema radicular bem diferente da cobertura do solo por capim utilizado para pastagens, por exemplo. Estudos realizados por Linsley et al 1949; Rutter 1963, citados por Lima 2008, demonstram que o processo de interceptação da água das chuvas pela cobertura vegetal, a depender das características da vegetação, pode reduzir entre 19% e 32% a quantidade de água das chuvas que chega ao solo do total de precipitação anual.

Para Lima 2008; Le Maitre et al 2013, o tipo de vegetação que cobre o solo influencia diretamente a velocidade do escoamento superficial da água pelo terreno. De acordo com Lima

2008, o processo de escoamento superficial da água das chuvas é definido como o volume de água das chuvas que escorre pela superfície do terreno em uma bacia hidrográfica e é direcionada para os canais de drenagem antes de infiltrar no solo. Neste processo, o tipo de ocupação do solo irá influenciar diretamente em três processos hidrológicos fundamentais para a regulação do fluxo hídrico, a saber: a) a velocidade e a energia acumulada no escoamento superficial da água (enxurrada); b) o arraste de sedimentos pelo escoamento superficial; c) a taxa de infiltração da água no solo. Em solos arados, expostos e em pastagens degradadas, a água das chuvas não encontra barreiras ao longo do processo de escoamento superficial. A depender da declividade e do tipo de solo, a água ganha velocidade pela encosta e arrasta partículas de solo que irão ser depositadas nos rios e córregos localizados nas partes mais baixas do terreno. Nos solos onde há uma cobertura vegetal, a paisagem presta o serviço ecossistêmico de regulação da velocidade e de redução da energia acumulada do escoamento superficial através da interceptação da água das chuvas pelas estruturas aéreas das plantas, seja pelo sistema radicular das plantas, que cria barreiras naturais ao longo do caminho das águas pelas encostas. A figura 6 ilustra o processo de interceptação do escoamento superficial pela vegetação (Tabacchi et al 2000).

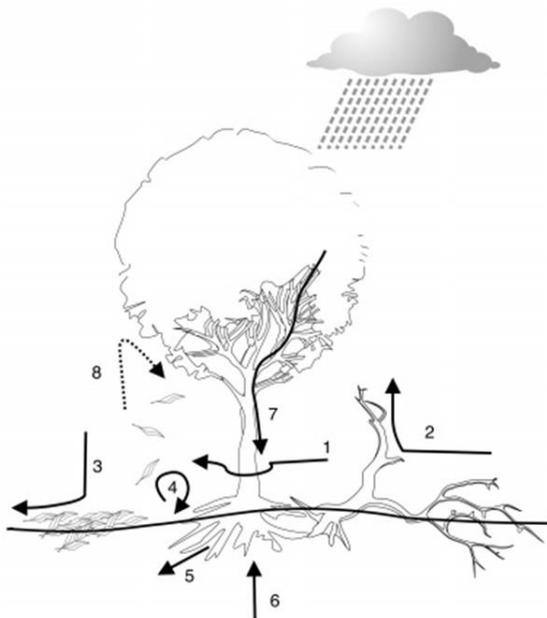


Figura 10: Os principais impactos da cobertura vegetal sobre o escoamento superficial da água. 1. Interação do caule na redução da velocidade da água; 2. Desvio do fluxo; 3. Mudança na taxa de infiltração da água no solo por matéria orgânica depositada no solo; 4. Aumento da turbulência da água em função da exposição das raízes; 5. Aumento da porosidade do solo em função da raízes; 6. Aumento da franja capilar pelas raízes; 7. Interceptação da água das chuvas e escoamento pelas folhas e caule;

Fonte: Tabacchi et al 2000

Como se observa na figura 10, as raízes da vegetação criam barreiras pelas quais a enxurrada, ao passar, perde velocidade, reduzindo sua energia acumulada, o arraste de sedimentos e, conseqüentemente, permitindo que mais água infiltre e seja armazenada no solo. A redução da velocidade da água que escoar pelas encostas apresenta uma relação direta com a redução da quantidade de sedimentos arrastados pelas enxurradas e depositados nas áreas mais baixas do terreno. A característica física da vegetação encontrada ao longo da paisagem de uma bacia hidrográfica provê serviços ecossistêmicos relacionados à retenção dos sedimentos ao longo do processo de escoamento superficial da água, evitando que estes sedimentos sejam carreados para os rios e córregos.

Lima e Zakia 2000; Sparovek et al 2012; Lima 2008 argumentam que, em regiões montanhosas, a existência de cobertura florestal nas áreas de encostas e no entorno dos rios e córregos, “vegetação ciliar” ou “mata ciliar”, influenciam positivamente o regime hidrológico através da influência direta no processo de escoamento superficial das águas da chuva e no arraste de sedimentos para os rios e córregos. De acordo com estes autores, os solos florestais geralmente apresentam boas condições de infiltração, atuando como esponjas, interceptando a água das chuvas, armazenando-a e, em seguida, liberando-a lentamente para as águas superficiais e para recarga dos lençóis freáticos e aquíferos. Sendo assim, manter a cobertura florestal nestas áreas em bacias hidrográficas apresenta-se como importante prática conservacionista direcionada à provisão de água com qualidade.

Lima e Zakia 2000 destacam a importância ecológica da conservação da cobertura florestal no ecossistema ripário de uma bacia hidrográfica, não apenas com relação aos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de água, mas também para a manutenção da biodiversidade. Segundo estes autores, em termos ecológicos, o ecossistema ripário pode ser classificado como um ecossistema de transição estabelecido entre o ecossistema aquático e o ecossistema terrestre. Por estar localizado nesta posição, este ecossistema fornece alimentos à fauna aquática e abrigo para boa parte das espécies terrestres. Como acompanham a rede hidrográfica, as matas ciliares também desempenham a função de corredores ecológicos, ampliando a conectividade estrutural entre os diversos fragmentos florestais da paisagem por onde a fauna encontra condições mais adequadas para se movimentar e se dispersar. Em períodos de chuvas intensas, o ecossistema ripário inunda, se expande e contribui de forma significativa

para ampliar a capacidade de armazenamento da água dentro da bacia ao mesmo tempo em que regula o fluxo do deflúvio ao longo de toda a rede hidrográfica.

De acordo com os resultados obtidos, há evidências de que o uso e ocupação atual do solo na região do Sistema Cantareira não contribui adequadamente para ampliar a resiliência dos ecossistemas estabelecidos nesta região, comprometendo desta maneira sua capacidade de provisão de água. Os resultados da investigação que evidenciam esta fragilidade são:

- a) Em todas as bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira mais de 44% das APPs corpos d'água encontram-se ocupadas com outros usos não florestais. Nas bacias dos rios Jaguarí e Jacareí que, em conjunto, contribuem com 66% do total da água provida pelo Sistema Cantareira (ANA 2013), as áreas de APP dos corpos d'água ocupadas com usos antrópicos representam 44,2% e 63,9% respectivamente. A bacia do rio Cachoeira apresenta 50% das Áreas de Proteção Permanente dos corpos d'água ocupadas com usos antrópicos;
- b) A região do Sistema Cantareira apresenta uma taxa anual de perda de solo média de 25,5 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, valores acima dos limites de tolerância à perda de solos observada para os solos encontrados nesta região, que variam entre 8,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ e 11 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. A bacia do rio Cachoeira apresenta a maior taxa anual de perda de solo de 42,6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, valores aproximadamente cinco vezes acima da maior tolerância à perda de solos apresentada pelos tipos de solos encontrados nesta bacia;
- c) As características fisiológicas da vegetação que ocupa o solo na região Cantareira pouco contribuem para a amenização da erosão do solo e, conseqüente arraste e depósito de sedimentos até os rios, córregos e reservatórios da região. De acordo com os resultados obtidos, estima-se que todos os anos, 261,7 mil toneladas de sedimentos são depositados nos rios, córregos e reservatórios da região. A bacia do rio Cachoeira apresenta a situação mais crítica entre todas as bacias investigadas quando se analisa a contribuição de cada bacia hidrográfica para o depósito de sedimentos por unidade de área, com uma taxa anual de depósito de sedimentos nos corpos d'água equivalente a 2,13 Mg ha⁻¹ ano⁻¹;

É possível inferir que a ocupação agropecuária do solo na região Cantareira é a principal responsável pela ocorrência dos impactos ambientais identificados e analisados por esta investigação. Os usos agropecuários, excluídas áreas urbanas e reservatórios, totalizam 50,6% do total das terras na área de drenagem do Sistema Cantareira. A característica extensiva da

ocupação nas áreas destinadas às pastagens inibe o seu manejo conservacionista expondo o solo à erosão hídrica. Chiodi et al 2013 e as visitas técnicas para coleta de dados em campo evidenciaram que, em sua grande maioria, as pastagens da região encontram-se em diferentes estágios de degradação, sendo a baixa cobertura vegetal e a exposição do solo a mais comum.

No caso das áreas destinadas à silvicultura do eucalipto o problema é o mesmo. Não há manejo conservacionista do solo. O ciclo de corte varia entre quatro anos, na produção destinada a comercialização da madeira como lenha, e de sete anos, para a produção destinada à agroindústria, mas, em todos os casos, o processo de plantio expõe o solo por longos períodos de tempo que são necessários para o crescimento das árvores.

No caso da retirada de cobertura florestal das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água, como observado por Chiodi et al 2013, os proprietários de terras alegam que o cercamento destas áreas para a conservação florestal incorreria em perdas significativas de áreas disponíveis para a produção agropecuária. Desta forma, o planejamento conservacionista nesta região deve considerar o custo de oportunidade do uso da terra, incentivando ou recompensando os proprietários de terras a adotar práticas conservacionistas nas áreas de produção agropecuária e promover a recuperação florestal nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água.

4. CUSTOS PRIVADOS PARA A CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA REGIÃO DO SISTEMA PRODUTOR DE ÁGUA CANTAREIRA

4.1. Introdução

De acordo com Pearce e Barret (1993); Costanza et al (1997); Balmford et al (2002); TEEB (2010), a perda dos serviços ecossistêmicos implica em custos privados e em custos sociais. Por outro lado, a implantação de ações, práticas, programas e projetos direcionados a proteção e à conservação dos ecossistemas naturais, seus recursos e serviços também implica em custos (Main et al 1999; Nadoo et al 2006a).

Os principais custos relacionados à conservação ambiental identificados por Naidoo et al (2006b) são: a) custos de aquisição dos direitos de propriedade para criação de Unidades de Conservação; b) custos de gestão dos programas e projetos direcionados à conservação; c) custos de transação; d) custos de oportunidade para as atividades econômicas desenvolvidas nas regiões onde os programas e projetos conservacionistas são estabelecidos.

Nos programas direcionados à conservação ambiental estabelecidos em terras públicas predominam as intervenções de caráter restritivo ao acesso e uso da terra. Particularmente no Brasil, país signatário da Convenção da Diversidade Biológica (CDB Art.º 8, UN 1992), as estratégias de conservação ambiental em terras públicas estão fortemente apoiadas na criação de Unidades de Conservação e no estabelecimento de instrumentos de comando e controle direcionados a regular o acesso aos ecossistemas naturais, seus recursos e serviços.

É possível verificar que, no Brasil, este tipo de intervenção conservacionista, de caráter restritivo, tem se concentrado no bioma Amazônico, onde o custo privado da conservação ambiental é menor e ainda existem extensas áreas florestais a serem protegidas. De acordo com MMA (2013), 24,7% do território amazônico encontram-se protegidos por diferentes categorias de Unidades de Conservação, são 123,8 milhões de hectares de terras protegidas neste bioma. Ainda de acordo com este autor, na Mata Atlântica, são 279,5 mil hectares protegidos por Unidades de Conservação, o que representa menos de 1% da área original deste bioma.

A Mata Atlântica concentra a maior parte da população brasileira e da produção nacional, o que torna o custo privado para a conservação ambiental muito mais elevado que na região Amazônica. Nesta realidade socioeconômica, a adoção de instrumentos de política ambiental apoiados em comando e controle também se torna pouco efetiva. Bean e Wilcove (1997) questionam o sucesso das intervenções conservacionistas apoiadas em instrumentos de comando e controle direcionados a restringir o acesso aos recursos e serviços dos ecossistemas naturais. Para estes autores, o sucesso alcançado por este tipo de intervenção conservacionista é bastante controverso e, em alguns casos, os objetivos maiores de conservação nem são atingidos, principalmente quando estes objetivos conservacionistas se encontram em áreas privadas e com altos custos de oportunidade.

De acordo com Naidoo et al (2006b), no caso das intervenções conservacionistas em terras privadas, os custos de conversão do uso do solo, os custos de adoção das práticas conservacionistas ou os custos de oportunidade relacionados a restrições ao acesso a áreas anteriormente utilizadas para a produção, são custos essencialmente privados e afetam diretamente a rentabilidade dos agentes econômicos.

Ao observar como os diversos custos das intervenções conservacionistas afetam os agentes econômicos, Naidoo et al (2006a) argumentam que o planejamento de estratégias conservacionistas é, de fato, um problema econômico, na medida em que se destina atingir um determinado objetivo conservacionista ao menor custo possível. Adams et al (2010) corroboram com estes autores e complementam esta análise afirmando que o método do custo de oportunidade apresenta-se como metodologia mais apropriada quando se pretende realizar uma avaliação dos custos de intervenções conservacionistas em terras privadas.

Adams et al (2010) definem o custo de oportunidade para a conservação ambiental como sendo o custo privado associado à perda de oportunidades de investimentos decorrentes de restrições de acesso aos ecossistemas naturais que são impostos por intervenções conservacionistas. Isto significa que, diante da decisão de se ampliar a cobertura florestal em uma determinada propriedade rural ou região, é preciso que a intervenção conservacionista considere a perda de oportunidades que incorre sobre os proprietários rurais uma vez que não poderão mais investir na atividade agropecuária mais lucrativa para a região onde estão inseridos.

Pereira et al (1990); Beuren (1993); Rezzadori & Beuren (2004) concordam que ao ser considerado no planejamento das intervenções conservacionistas, o custo de oportunidade apresenta-se como importante instrumento de apoio ao processo decisório uma vez que estabelece parâmetros de comparação entre diferentes opções de investimento, expõe os custos privados da conservação ambiental e cria bases para a elaboração de incentivos econômicos direcionados à conservação ambiental dentro da região em análise.

Para Naidoo (2006b); Barton et al (2013) é preciso considerar ainda que existe uma significativa variação espacial entre os custos privados da conservação ambiental quando se considera intervenções em escala regional. De acordo com estes autores, as variações no custo privado da conservação ocorrem em função dos diferentes usos do solo, da maior ou menor rentabilidade em cada sistema produtivo e de variações no valor das terras ao longo de uma região. Para estes autores, conhecer e internalizar a variação espacial dos custos de oportunidade relacionados à conservação ambiental nas etapas iniciais de planejamento das intervenções conservacionistas de escala regional possibilita o desenho de intervenções mais custo-efetivas.

Barton et al (2013), apresentam três possibilidades para a avaliação dos custos de oportunidade para a conservação ambiental: a) comparação entre a rentabilidade líquida do uso atual do solo e da rentabilidade líquida do uso do solo em cenários conservacionistas; b) a variação no preço da terra ao longo de uma região; c) uso de critérios como a capacidade de uso do solo.

Este capítulo apoia-se no método do custo de oportunidade para identificar e espacializar a distribuição dos custos privados da conservação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Florestal (APP) ao longo da área de drenagem do Sistema Cantareira. Entendendo que conhecer o custo privado da conservação possibilita o desenho de estratégias conservacionistas mais custo-efetivas, o objetivo é entender como este custo varia espacialmente pela região, quais os custos de oportunidade associados à recuperação das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água e quais as bacias hidrográficas que possuem os menores custos de oportunidade.

4.2. Metodologia

O procedimento metodológico adotado para o cálculo do custo de oportunidade para a conservação ambiental na área de drenagem do Sistema Cantareira apoiou-se na coleta direta de dados em campo através de entrevistas com proprietários rurais e na avaliação da rentabilidade líquida nos diferentes sistemas produtivos.

Os dados sobre o perfil socioeconômico das atividades agropecuárias desenvolvidas nesta região foram coletados em campo a partir de entrevistas com proprietários rurais utilizando o método da entrevista direta proposta por Triviños (1987) e Richardson (2010) apoiados em roteiros de entrevistas semiestruturados (ANEXO 2). A coleta dos dados foi realizada em 18 microbacias hidrográficas estabelecidas dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira. O critério para a seleção das microbacias foi o uso atual do solo. Desta forma, nove microbacias combinavam diferentes gradientes de cobertura florestal com a predominância de pastagens e outras nove microbacias combinavam diferentes gradientes de cobertura florestal com a silvicultura de eucalipto.

Ao longo dos meses de Janeiro a Maio de 2012 foram visitadas 181 propriedades e coletadas 61 entrevistas validas com os proprietários das terras (quem toma as decisões de uso do solo na propriedade). As informações sobre o manejo das atividades agropecuárias, as despesas e os custos de produção, valor de venda dos produtos agropecuários e a rentabilidade líquida para cada um dos sistemas produtivos identificados foram organizados em planilhas eletrônicas do Microsoft Excel 2010 na forma de Demonstrativos de Resultados de Exercício (DRE) tendo as informações do ano-base 2011 como referência. As informações sobre a rentabilidade líquida obtida para cada uma das atividades agropecuárias identificadas durante as entrevistas foram utilizadas como o valor do custo de oportunidade para a conservação ambiental.

De posse das informações sobre o custo de oportunidade para a conservação ambiental para cada atividade agropecuária encontrada na região, procedeu-se com a espacialização destas informações ao longo da região Cantareira. Esta etapa da investigação combinou as informações sobre a rentabilidade líquida das atividades agropecuárias, coletadas em campo, com informações sobre a área, em hectares, dos estabelecimentos agropecuários inseridos nos municípios da região destinadas a cada tipo de atividade agropecuária,

disponibilizadas pelo senso agropecuário (IBGE 2006). Os resultados foram agrupados em classes de custo de oportunidade da conservação ambiental e espacializados com o auxílio do *software* ArcGIS 10.2.

4.3. Resultados

Caracterização socioeconômica dos sistemas produtivos encontrados no Sistema Cantareira

De acordo com os dados do projeto LUPA (2008), realizado pela secretaria de Abastecimento e Agricultura do Estado de São Paulo, nesta região 80% das propriedades rurais são pequenas propriedades familiares com até 50 hectares de área total onde predominam as atividades da pecuária extensiva e da silvicultura do eucalipto. A tabela 8 apresenta os dados disponibilizados pelo projeto LUPA para a porção paulista que forma o Sistema Cantareira.

Tabela 8: Extrato fundiário das Unidades de Produção Agropecuária (UPA) encontradas na porção paulista do Sistema Cantareira.

Municípios	UPA 0,1 a 20 hectares	UPA 20,1 a 50,0 hectares	UPA 50,1 a 100,0 hectares	UPA > 100,1 hectares
	%	%	%	%
Itapeva	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Camanducaia	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Sapucaí-mirim	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Extrema	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Bragança Paulista	71,6	13,8	7,3	7,2
Vargem	70,6	16,8	5,4	7,1
Joanópolis	64,2	22,3	7,3	6,0
Piracaia	67,9	18,2	8,2	5,7
Nazaré Paulista	69,8	21,6	5,4	3,7
Mairiporã	67,1	19,2	6,8	6,8
Franco da Rocha	67,0	15,9	10,6	6,4
Caieiras	0,0	33,3	50,0	16,6

N.D. : Informação Não Disponível

Fonte: Secretaria de Abastecimento e Agricultura do Estado de São Paulo, Projeto LUPA (2008).

A realidade socioeconômica nas propriedades rurais estabelecidas dentro do Sistema Cantareira não é muito diversificada. Durante a construção dos reservatórios que formam o Sistema, as áreas mais baixas, de menor declividade e de maior fertilidade ficaram submersas restando apenas áreas mais altas e mais acidentadas para a exploração agropecuária. Como consequência direta desta mudança estrutural na paisagem rural, a grande maioria dos proprietários rurais passou a se especializar na ocupação do solo com pastagens extensivas e na silvicultura do eucalipto.

Desta forma, apesar de haver apenas duas classes de ocupação agropecuária do solo, foram identificadas nesta região quatro atividades produtivas com características bem definidas: a) pecuária extensiva de corte; b) pecuária extensiva de leite; c) silvicultura de eucalipto para indústria de papel e celulose; d) silvicultura do eucalipto para comercialização na forma de lenha ou carvão.

De maneira geral, as áreas ocupadas com pastagem exercem diferentes funções econômicas aos proprietários de terras desta região devido à sua alta liquidez. Se por um lado as terras ocupadas por pastagens são o ativo mais importante para atividade pecuária, de outro lado também funcionam como um importante ativo para especulação imobiliária e poupança das famílias. Devido à proximidade à região Metropolitana de São Paulo, as terras ao longo da região Cantareira valorizam-se constantemente, o que promove o parcelamento das terras para construção de condomínios industriais, residências e expansão das manchas urbanas.

Com relação aos usos produtivos das terras na região, há predomínio do sistema de pecuária extensiva “mista”, onde o mesmo proprietário rural se dedica à comercialização dos animais de corte e do leite. De acordo com Chiodi et al (2013), uma característica marcante encontrada em todos os municípios que desenvolvem esta atividade é que, os pecuaristas que se denominam produtores de leite não deixam de vender animais para corte, mas priorizam o manejo do gado para a produção de leite. Os pecuaristas que se denominam produtores de gado para corte também retiram pequenas quantidades de leite, mas priorizam a comercialização dos animais para o abate. Sendo assim, apesar se caracterizar como sistema “misto”, sempre há o predomínio de uma ou outra atividade, sendo a disponibilidade de mão de obra familiar na propriedade um dos principais fatores considerados.

Ainda de acordo com estes autores, independente do destino da produção, a atividade pecuária na região é predominantemente extensiva, com amplo domínio das pastagens formadas com capim braquiária (*Braquiária decumbens*). Constatou-se ainda, durante as atividades de coleta de dados em campo, a inexistência de manejo racional das pastagens ou da implantação de práticas conservacionistas do solo. Nestas condições, as pastagens encontradas na região, em sua grande maioria, encontram degradadas e apresentam baixa produtividade de biomassa e baixa capacidade de suporte dos animais. De acordo com Chiodi et al (2013) a lotação média dos pastos para pecuária de corte é de 0,8 unidade animal¹¹ por hectare e para os sistemas de pecuária de leite, relativamente mais intensivos no uso das pastagens, observou-se uma média de 1,20 unidades animal por hectare.

Os dados coletados através das entrevistas de campo demonstram que, na pecuária extensiva de corte, predominam os sistemas de recria. Neste sistema, os proprietários compram os bezerros desmamados com pesos entre 4 - 6 arrobas (60 kg - 90 kg) por R\$ 600,00 e “engordam” os bezerros em suas pastagens durante um período médio de 24 meses até que alcancem o peso de, aproximadamente, 15 arrobas (225 kg) quando são revendidos aos frigoríficos ou para outros criadores. Durante este período de engorda, as despesas com a sanidade dos animais, R\$ 284,12 por animal, representam os principais custos de produção. Quando estão prontos para serem comercializados, os garrotes são vendidos a R\$ 100,00 por arroba, conseguindo uma receita bruta de, aproximadamente, R\$ 1.500,00 por animal. Desta forma, avaliou-se uma receita líquida média para esta atividade de R\$ 307,94 por hectare para o ano de 2011.

Para a atividade da pecuária extensiva de leite, os dados obtidos nas entrevistas de campo também demonstram que predominam as pequenas propriedades de até 20 hectares onde ainda é possível contar com a mão de obra familiar. No sistema tradicional de produção de leite encontrado na região identificou-se que os custos de produção e a rentabilidade líquida apresentaram-se maiores que no sistema extensivo de corte. A produtividade média avaliada para esta atividade foi de 72 litros de leite por dia por propriedade, o equivalente a 26 mil litros de leite por ano por propriedade com estas características.

¹¹ Unidade Animal (UA): O conceito de Unidade Animal refere-se a um animal com 450 kg de peso vivo e serve como referência para os cálculos de capacidade de suporte em sistemas pecuários.

Chiodi et al (2013) distingue dois tipos de produtores de leite nesta região: a) o produtor modernizado, que tem um nível tecnológico maior, investe em insumos externos à propriedade, tem um gado mais especializado, produzem maiores quantidades de leite e possuem acesso a mercados mais distantes; b) o produtor tradicional, que tem um nível mais baixo de tecnologia empregada na atividade, tem um nível de investimento menor em insumos externos, o gado geralmente é adaptado às condições locais, produzem menores quantidades de leite e acessa geralmente mercados locais. Para estes autores, mesmo que exista esta diferenciação entre produtores mais modernos e os produtores tradicionais, em ambos os sistemas produtivos, prevalecem as características extensivas da produção.

Para a análise dos custos de produção e da rentabilidade líquida deste sistema produtivo, os dados das entrevistas foram organizados de acordo com as propriedades tradicionais onde prevalece este sistema. Desta forma, uma propriedade de 15 hectares, com plantel de 18 vacas leiteiras, lotação média de 1,20 unidades animal por hectare, mantêm 12 vacas em lactação durante todo o ano obtendo uma produção de 26 mil litros ao ano.

O preço do leite considerado na análise foi de R\$ 0,70, o que representa uma receita bruta com a produção de leite da ordem de R\$ 18.200,00 para o ano-base 2011. Neste sistema existe ainda uma renda adicional proveniente da venda de bezerros machos que são comercializados para criadores de gado de corte. A renda adicional provida por esta atividade, de acordo com as informações coletadas em campo, é de R\$ 2.400,00 por ano. Desta forma, a receita bruta total do sistema tradicional de produção de leite na região foi de R\$ 20.600,00 para o ano-base 2011.

Os custos de produção, mão de obra e despesas com a sanidade dos animais foram avaliados em R\$ 11.986,56, o que corresponde a uma rentabilidade líquida média obtida para este sistema, R\$ 574,23 por hectare para o ano-base 2011. Os dados sobre receita bruta, custos de produção e receita líquida para cada sistema produtivo encontrado na região do Sistema Cantareira estão apresentados na tabela 9.

Tabela 9 – Rentabilidade líquida avaliada para as principais atividades agropecuárias identificadas na região do Sistema Cantareira, ano-base 2011.

Atividade econômica	Receita bruta	Custos de produção	Rentabilidade líquida em 2011
	R\$ ha ⁻¹ . ano ⁻¹	R\$ ha ⁻¹ . ano ⁻¹	R\$ ha ⁻¹ . ano ⁻¹
Pecuária extensiva de corte	750,00	442,06	307,94
Pecuária extensiva de leite	1.373,33	799,10	574,23
Silvicultura de eucalipto (agroindústria)	2.003,38	1.153,81	849,57
Silvicultura de eucalipto (lenha e carvão)	3.693,19	2.781,00	912,19

Fonte: Dados coletados em campo (2012); Planilha de custos de produção de eucalipto adaptado de HAHN *et al* (2004) e Castanho Filho (2007);

- Ano-base 2011
- Peso dos animais na pecuária de corte considerados para venda: 15@
- Preço da @ do boi gordo R\$ 100,00 (cem reais);
- Preço do litro de leite para venda direta nas propriedades R\$ 0,70 (setenta centavos por litro);
- Rentabilidade bruta do eucalipto calculada com base no preço de R\$ 111,54 (cento onze reais cinquenta quatro centavos) por m³ de lenha;
- Espaçamento de plantio de eucalipto considerado foi de 1,5 m por 1,5 m;
- Valor Presente Líquido para a produção de eucalipto calculado com base em 20 anos;
- Taxa de desconto de 6% ao ano;
- Não foram consideradas as despesas de amortização do investimento;
- Não foi considerada a taxa de depreciação do capital;
- Dados coletados em campo entre os meses de Janeiro e Maio de 2012;

Assim como acontece com os sistemas pecuários, os sistemas dedicados à silvicultura de eucalipto também apresentam dois destinos bem diversificados para a produção. Na porção nordeste da região prevalece sistemas de produção de eucalipto destinados à comercialização da madeira junto a empresas de papel e celulose. Na porção central e sul da região prevalece a produção de madeira para comercialização como lenha e carvão.

A diferenciação no destino da produção reflete diretamente nos custos, ciclo de produção e rentabilidade líquida em cada sistema de silvicultura encontrado nesta região. A silvicultura de eucalipto destinada à produção de lenha e carvão possui ciclo produtivo mais curto, de cerca de quatro anos, ao passo que na silvicultura de eucalipto com destino a agroindústria de papel e celulose este ciclo produtivo é de sete anos.

Os custos de produção, manutenção dos plantios e colheita, avaliados para um hectare de silvicultura de eucalipto destinado a agroindústria de papel e celulose foram de R\$ 1.153,81

em 2011. A receita bruta conseguida por este sistema com a venda da madeira foi estimada em R\$ 2.003,38 por hectare. Nestas condições, a receita líquida média avaliada para os sistemas de silvicultura de eucalipto onde o destino da produção é a agroindústria de papel e celulose, foi de R\$ 849,57 por hectare para o ano-base 2011.

Os sistemas de silvicultura de eucalipto onde o destino de comercialização da madeira é o mercado de lenha e carvão, os custos de produção avaliados foram cerca de 40% maiores que no sistema de silvicultura onde o destino da produção é a agroindústria de papel e celulose, R\$ 2.781,00. Este acréscimo nos custos de produção encontrados para o sistema de silvicultura de eucalipto destinado à comercialização da lenha e carvão decorre da baixa mecanização nas atividades de plantio, manutenção e colheita neste tipo de atividade, diferentemente do que se observou nos sistemas de silvicultura de eucalipto destinado à comercialização junto a indústrias de papel e celulose. Entretanto, a silvicultura de eucalipto destinada à comercialização da lenha e carvão apresentou uma maior receita bruta, R\$ 3.693,19 por hectare e a maior receita líquida dentre todos os sistemas de produção agropecuários identificados na região Cantareira, R\$ 912,19 por hectare ao ano para o ano-base 2011.

Distribuição espacial do custo de oportunidade para a conservação ambiental ao longo da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira

As diferentes características produtivas e de rentabilidade nos sistemas de produção agropecuária encontrados na região do Sistema Cantareira fazem com que os custos de oportunidade para a conservação ambiental variem espacialmente ao longo de toda a região.

Para identificar como o custo de oportunidade da conservação ambiental varia ao longo de toda a região procedeu-se com a combinação dos resultados obtidos sobre a rentabilidade líquida das principais atividades agropecuárias identificadas na região com a porcentagem da área, em hectares, destinada pelos estabelecimentos agropecuários de cada município as atividades agropecuárias identificadas na região.

Desta forma:

$$COp_{carne} = (Rent_{carne} * \% Estab_{carne})$$

Onde:

COp_{carne} = Custo de oportunidade da pecuária extensiva de corte, por município, em hectares;

$Rent_{carne}$ = Rentabilidade líquida para a pecuária extensiva de corte avaliada por esta investigação;

$\% Estab_{carne}$ = Percentual da área, em hectares, dos estabelecimentos agropecuários do município destinados à pecuária extensiva de corte;

$$COp_{leite} = (Rent_{leite} * \% Estab_{leite})$$

Onde:

COp_{leite} = Custo de oportunidade da pecuária extensiva de leite, por município, em hectares;

$Rent_{leite}$ = Rentabilidade líquida para a pecuária extensiva de leite avaliada por esta investigação;

$\% Estab_{leite}$ = Percentual, em hectares, dos estabelecimentos agropecuários do município destinados à pecuária extensiva de leite;

$$COp_{mista} = (Rent_{mista} * \% Estab_{mista})$$

Onde:

COp_{mista} = Custo de oportunidade da pecuária extensiva de corte e de leite, por município, em hectares;

$Rent_{mista}$ = Rentabilidade líquida para a pecuária extensiva de corte e de leite avaliada por esta investigação;

$\% Estab_{mista}$ = Percentual, em hectares, dos estabelecimentos agropecuários do município destinados à pecuária extensiva de corte e que também comercializam leite;

$$COp_{papel} = (Rent_{papel} * \% Estab_{papel})$$

Onde:

COp_{papel} = Custo de oportunidade da silvicultura de eucalipto destinado à agroindústria de papel e celulose, por município, em hectares;

$Rent_{papel}$ = Rentabilidade líquida para a silvicultura de eucalipto destinado à agroindústria de papel e celulose avaliada por esta investigação;

$\% Estab_{papel}$ = Percentual, em hectares, dos estabelecimentos agropecuários do município destinados à silvicultura de eucalipto destinado à agroindústria de papel e celulose;

$$COp_{lenha} = (Rent_{lenha} * \% Estab_{lenha})$$

Onde:

COp_{lenha} = Custo de oportunidade da silvicultura de eucalipto destinada à comercialização como lenha e carvão, por município, em hectares;

$Rent_{lenha}$ = Rentabilidade líquida para a silvicultura de eucalipto destinada à comercialização como lenha e carvão avaliada por esta investigação;

$\% Estab_{lenha}$ = Percentual, em hectares, dos estabelecimentos agropecuários do município destinados à comercialização como lenha e carvão;

Os resultados desta etapa da investigação podem ser observados na tabela 10, abaixo.

Tabela 10: Classes de custo de oportunidade para a conservação ambiental identificada dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira e o valor médio do custo de oportunidade para cada atividade agropecuária identificada na região.

Uso agropecuário do solo	Classes de variação do custo de oportunidade	Área ocupada	Média do custo de oportunidade para a conservação ambiental na região
	R\$	Mil hectares	R\$ hectare ⁻¹ ano ⁻¹
Pecuária extensiva corte	307,94 a 355,37	10,6	351,50
Pecuária extensiva mista	355,38 a 427,32	66,3	413,50
Pecuária extensiva de leite	427,33 a 640,00	11,3	595,00
Silvicultura de eucalipto (agroindústria)	640,01 a 849,19	20,8	775,00
Silvicultura de eucalipto (lenha e carvão)	849,19 a 912,19	6,3	905,00
Total	-	115,3	-

Fonte: Elaborado a partir dos dados disponibilizados pelo Censo Agropecuário 2006 e com base nos dados de rentabilidade econômica dos estabelecimentos agropecuários coletados em campo pela investigação. Ano-base das informações 2011.

De acordo com os resultados obtidos, foi possível agrupar os custos privados da conservação ambiental em cinco classes bem definidas. A primeira classe, com os menores valores para o custo privado da conservação ambiental na região, é representada pelos estabelecimentos agropecuários que comercializam apenas gado para corte. Esta classe apresentou valores médios para o referido custo próximos a R\$ 351,50 por hectare ao ano. Em termos de área, esta classe de custo ocupa uma área total de 10,6 mil hectares ou o equivalente a 9,2% de todas as terras inseridas nesta região. Esta classe de custo concentra-se na porção sul, centro-sul e centro-oeste da região Cantareira, notadamente nas bacias hidrográficas dos rios Juquerí e Atibainha.

A segunda classe com menores valores para o custo privado da conservação ambiental é representada pela pecuária “mista”. Esta classe de custos apresentou valores médios próximos a R\$ 413,50 por hectare ao ano. Esta classe também é a classe que ocupa o maior percentual de terras na região, ao todo são 66,3 mil hectares de terras nesta classe ou o equivalente a 57,5% de todas as terras nesta região. Esta classe de custos se encontra localizada

por toda a porção norte da região, como pode ser observado na figura 8, nas bacias hidrográficas dos rios Jaguarí, Jacareí e Cachoeira. A figura 11 apresenta a distribuição espacial do custo privado da conservação ambiental ao longo de toda a região Cantareira.

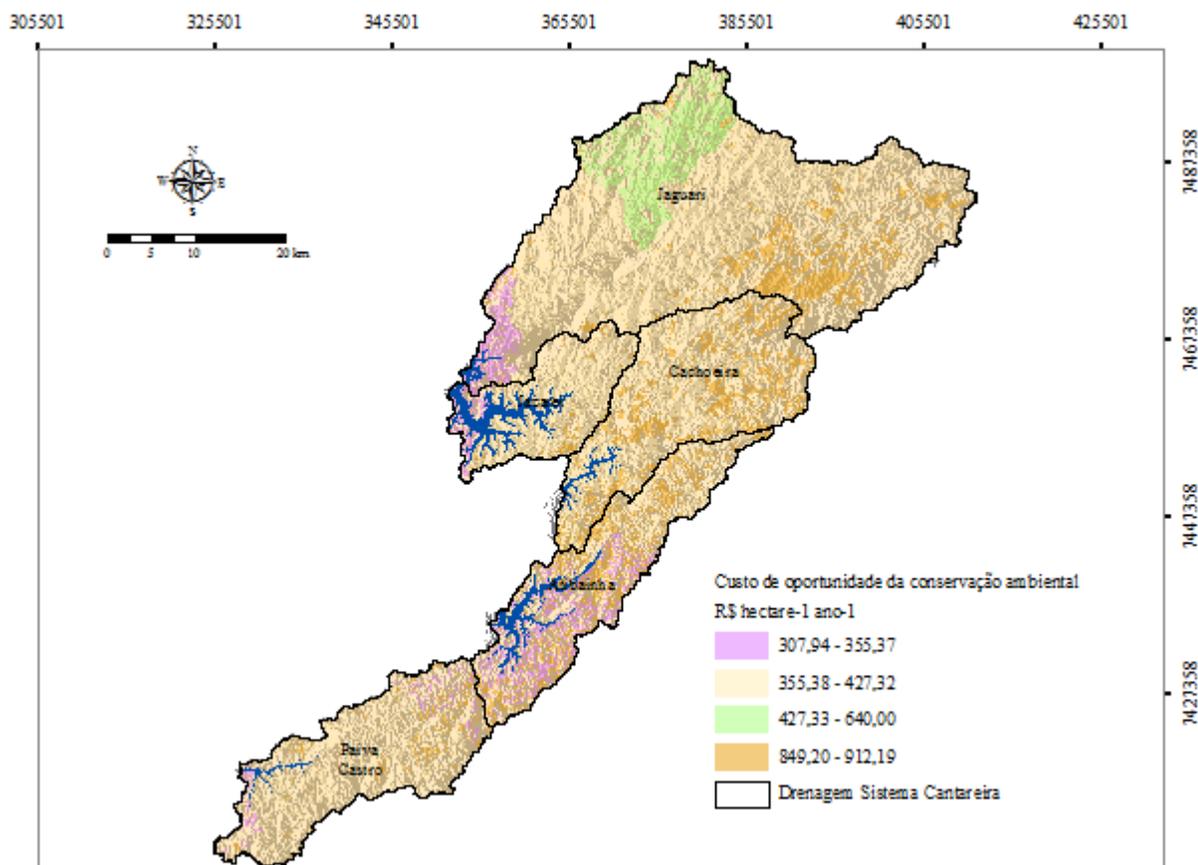


Figura 11: Variação espacial do custo de oportunidade da conservação ambiental para os principais usos agropecuários do solo na área de drenagem do Sistema Cantareira.

Fonte: Elaborado a partir dos resultados da investigação

A terceira classe com menores custos privados para conservação ambiental é representada pelas atividades de pecuária de leite. Esta classe de custos apresentou valores médios de custo próximos a R\$ 595,00 por hectare ao ano. Esta classe ocupa, de acordo com os resultados da investigação, uma área de 11,2 mil hectares, o que equivale a 9,7% do total das terras na região. Esta classe de custos encontra-se localizada na porção noroeste da região Cantareira, notadamente na bacia do rio Jaguarí.

A quarta classe de custo privado da conservação ambiental, segunda classe que apresenta os maiores valores para este custo, é representada pela silvicultura do eucalipto

destinada à comercialização da madeira junto à agroindústria. Para esta classe foram encontrados valores médios de custo próximos a R\$ 775,00 por hectare ao ano. Esta classe de custos apresenta-se concentrada na porção nordeste da região Cantareira, notadamente a nordeste da bacia hidrográfica do rio Jaguarí, toda a bacia hidrográfica do rio Cachoeira e a porção mais ao norte da bacia do rio Atibainha. Esta classe de custos ocupa atualmente 20,8 mil hectares das terras da região, o equivalente a 18% do total de terras na região.

Por fim, a classe que apresenta maior custo privado para a conservação ambiental é a classe representada pela silvicultura de eucalipto onde a produção madeireira é direcionada à produção de lenha e carvão. Foram encontrados valores médios para esta classe de custos próximos a R\$ 905,00 por hectare ao ano. Esta classe de custos encontra-se distribuída pela porção sul e centro-sul da região Cantareira, ocupando 6,3 mil hectares de área e 5,5% do total das terras desta região.

Como pode ser observado, o custo de privado para conservação florestal nas áreas de APP dos corpos d'água, ponderado pelas atividades agropecuárias desenvolvidas nos diversos estabelecimentos agropecuários, varia entre R\$ 351,50 e R\$ 905,00. Para as áreas ocupadas com as diferentes atividades pecuárias, a amplitude entre o menor valor obtido e o maior valor obtido foi de R\$ 243,50 reais. No caso da silvicultura de eucalipto, esta amplitude foi de R\$ 130,00.

Custo de oportunidade para a conservação ambiental nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira

O custo de oportunidade da conservação ambiental dentro das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água equivale ao custo da substituição da ocupação agropecuária atual do solo nestas áreas pela ocupação florestal. Sendo assim, o custo de oportunidade da conservação ambiental, em áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água, pode ser considerado “custo privado da conservação da cobertura florestal”.

Os valores utilizados nesta análise são equivalentes aos custos de conservação ambiental obtido para toda a região Cantareira, porém, estes valores foram espacializados dentro das APP dos corpos d'água por classe de atividade agropecuária e bacia hidrográfica. A figura 12 apresenta a distribuição espacial do custo privado da conservação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água existentes dentro da região do Sistema Cantareira.

A tabela 11 complementa as informações da figura 12 apresentando a variação deste custo por bacia hidrográfica.

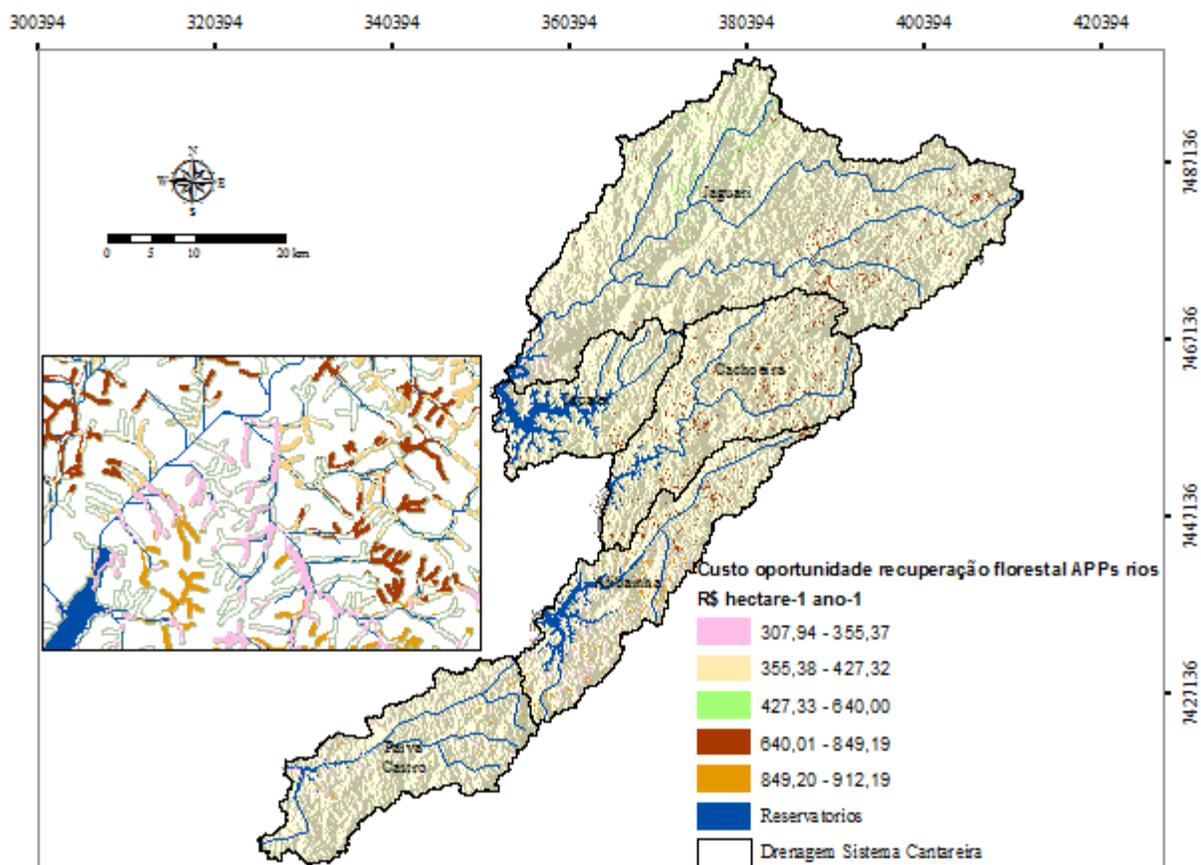


Figura 12: Variação espacial do custo de oportunidade que incide sobre a recuperação florestal das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.

Fonte: Elaborado a partir dos dados disponibilizados por IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas 2012.

Tabela 11: Custo de oportunidade para a recuperação da cobertura florestal dentro das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água, por bacia hidrográfica, na região Cantareira.

Classe de uso na APP corpos d'água	Classes custo oportunidade da conservação florestal na APP (média)	Jaguari		Jacareí		Cachoeira		Atibainha		Juquerí	
		Mil hectares na APP	Mil R\$ ano	Mil hectares na APP	Mil R\$ ano	Mil hectares na APP	Mil R\$ ano	Mil hectares na APP	Mil R\$ ano-	Mil hectares na APP	Mil R\$ ano
Pecuária de corte	351,50	0,4	138,6	0,2	64,9	0,001	0,03	1,2	421,8	0,9	337,2
Pecuária mista	413,50	3,5	1.439,0	1,5	611,5	2,8	1.157,8	0,7	289,0	-	-
Pecuária de leite	595,00	1,1	653,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Silvicultura do eucalipto (agroindústria)	775,00	0,9	700,5	0,09	70,0	1,3	1.000,0	0,4	310,0	-	-
Silvicultura do eucalipto (lenha e carvão)	905,00	0,008	7,4	0,002	0,2	0,001	0,001	0,7	633,5	0,2	158,2
Total		5,97	2.939,4	1,8	746,7	4,1	2.157,8	3,0	1.654,3	1,1	495,4

Fonte: Elaborado a partir dos dados disponibilizados pelo Censo Agropecuário 2006 e com base nos dados de rentabilidade econômica dos estabelecimentos agropecuários coletados em campo pela investigação. Ano-base das informações 2012.

De acordo com os resultados desta investigação, estima-se que o custo de oportunidade médio para conservação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação permanente dos corpos d'água existentes na área de drenagem do Sistema Cantareira esteja em torno de R\$ 8,0 milhões de reais por ano.

Deste total, aproximadamente R\$ 5,1 milhões de reais são custos de oportunidade relacionados a mudanças na ocupação do solo nas APPs corpos d'água atualmente ocupadas por pastagens, total de 12,3 mil hectares. As atividades de pecuária de corte, de leite e mista existentes na região são as atividades que mais ocupam áreas nas APPs corpos d'água.

Outros R\$ 2,9 milhões de reais são custos de oportunidade para a conservação da cobertura florestal nas áreas de APP corpos d'água atualmente ocupadas com a silvicultura do eucalipto. As atividades relacionadas à silvicultura de eucalipto na região Cantareira ocupam atualmente 3,6 mil hectares das áreas legalmente destinadas à proteção da cobertura florestal do entorno dos corpos hídricos.

A bacia do rio Juquerí apresenta o menor custo de oportunidade médio para conservação da cobertura florestal das áreas de APP corpos d'água não ocupadas com florestas, R\$ 495,4 mil reais por ano. Entretanto, na análise do custo de oportunidade médio por hectare de

APP dos corpos d'água a serem restauradas, é a bacia do rio Jacareí que apresenta o menor custo de oportunidade médio por unidade de área.

A bacia do rio Jaguarí apresenta a maior quantidade de APP corpos d'água a serem recuperadas. Nesta bacia são 5,9 mil hectares de APP corpos d'água ocupados com usos agropecuários. Pelo lado do custo de oportunidade para a conservação florestal nas APPs corpos d'água, este custo é de R\$ 2,94 milhões de reais ao ano, equivalente a R\$ 500,00 por hectare ao ano.

A bacia do rio Cachoeira é a segunda bacia com maior quantidade de área a ser recuperada com 4,1 mil hectares e o custo de oportunidade total para a conservação florestal em suas APPs corpos d'água foi estimado em R\$ 2,1 milhões de reais ao ano. Por fim, a bacia do rio Atibainha possui cerca de 3 mil hectares de APP corpos d'água a serem recuperados e o custo privado desta recuperação foi estimado em R\$ 1,65 milhões de reais ao ano.

4.4. Discussão

Brouwer et al 2013 indicou que a abordagem ideal para se calcular o custo privado da conservação ambiental (custo de oportunidade) é através da análise de rentabilidade econômica entre o uso atual do solo e seu uso conservacionista. Utilizando este método de análise econômica, é possível afirmar que programas direcionados a este fim devem ser inicializados pela bacia hidrográfica do rio Jacareí, que apresenta o menor custo privado para conservação florestal das APP corpos d'água, R\$ 425,64 por hectare ao ano.

Entretanto, a região do Sistema Cantareira, como observado no capítulo 2, possui 37,3 mil hectares de áreas legalmente destinadas à preservação da cobertura florestal no entorno dos corpos d'água, mas 15,9 mil hectares destas áreas, o equivalente a 42,5% do total, encontram-se atualmente ocupadas por usos agropecuários. Desta forma é a bacia hidrográfica do rio Jaguarí que se apresenta como mais estratégica para se iniciar intervenção conservacionista direcionada a incentivar ou a compensar financeiramente os proprietários de terras estabelecidos na região Cantareira a recuperar as APP corpos d'água.

Somente esta bacia possui 37% do total das APP corpos d'água inadequadamente ocupadas por usos agropecuários na região. Além disso, esta bacia também apresenta o terceiro

menor custo privado da conservação da cobertura florestal entre as cinco bacias que formam o Sistema Cantareira, R\$ 499,43 por hectare ao ano. Por fim, a bacia do rio Jaguarí ocupa 45% de toda a área de drenagem desta região, destacando-se como a principal bacia em termos de contribuição com água para todo o Sistema Cantareira.

Apoiado nos resultados obtidos pela investigação, ao se comparar o custo privado da conservação florestal nas APP corpos d'água com a quantidade de áreas deste tipo a serem adequadas em cada uma das bacias hidrográficas que formam o Sistema Cantareira, é possível afirmar que, pelo lado econômico, um programa de incentivos ou compensação financeira aos proprietários rurais deve ser inicializado pela bacia do rio Jaguarí e, posteriormente, expandido pelas bacias dos rios Cachoeira, Atibainha, Jacaré e, finalmente, Juquerí.

5. CUSTO EFETIVIDADE NA CONSERVAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA A REGIÃO DO SISTEMA PRODUTOR DE ÁGUA CANTAREIRA.

5.1. Introdução

De acordo com MEA 2003; De Groot et al 2010, as relações quantitativas existentes entre biodiversidade, estruturas ecossistêmicas, processos ecossistêmicos e serviços ecossistêmicos continuam ainda pouco compreendidas e, por este motivo, o planejamento de intervenções conservacionistas direcionadas à conservação dos serviços ecossistêmicos torna-se extremamente complexo. De acordo com estes autores, há necessidade de desenvolvimento e proposição de novos critérios e indicadores capazes de descrever compreensivamente as interações existentes entre processos ecológicos, os componentes físicos e os serviços ecossistêmicos para que se possa aprimorar a gestão do estoque de capital natural.

De Groot et al 2010 observam que mudanças no uso e ocupação do solo em paisagens provedoras de serviços ecossistêmicos influenciam diretamente a composição das estruturas dos ecossistemas naturais e, conseqüentemente, sua capacidade de provisão de recursos e serviços ecossistêmicos essenciais ao bem estar da sociedade. De forma geral, o processo de simplificação do ambiente natural visando à ampliação da produtividade na agropecuária, por exemplo, compromete a capacidade de paisagens multifuncionais e altamente produtivas em termos ecológicos proverem uma série de serviços ecossistêmicos em detrimento da ampliação da oferta de apenas um único produto ou serviço (Romeiro, 1998; MEA 2005).

Ainda de acordo com De Groot et al 2010, para se tomar decisões mais custo efetivas com relação ao processo de planejamento conservacionista dos serviços ecossistêmicos e ao *trade-off* conservação/produção, torna-se necessário produzir informações em escala local e regional, considerando a heterogeneidade das paisagens. Para tanto, uma série de ferramentas está disponível como o uso de informações georreferenciadas, o mapeamento e a modelagem de cenários que considerem mudanças no uso e ocupação do solo e seus efeitos sobre a provisão de serviços ecossistêmicos. Desta forma, a aplicação adequada destas ferramentas demanda considerar questões relacionadas à escala, que variam desde a escala local, regional e global dependendo dos serviços ecossistêmicos analisados. Em nível de paisagem, o grande desafio é

como decidir entre a alocação ótima do uso do solo e o manejo dos ecossistemas naturais de forma a conservar sua resiliência e capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos.

Para Meyers 1997; MEA 2003, em nível local, as estratégias conservacionistas mais custo efetivas consideram características estruturais e funcionais dos ecossistemas em análise. Neste sentido, uma série de características deve ser observada no desenho das intervenções:

- a) a conservação das estruturas ecossistêmicas promove a conservação dos serviços ecossistêmicos;
- b) os ecossistemas são sistemas abertos ao fluxo de matéria e energia e, por este motivo, é preciso considerar as ligações do ecossistema em análise com outros ecossistemas que possam existir em seu entorno;
- c) os ecossistemas são sistemas dinâmicos e estão continuamente mudando e isto quer dizer que as suas características observadas hoje são resultado de alterações ocorridas no passado;
- d) a provisão de alguns dos principais serviços ecossistêmicos depende da biodiversidade dentro dos ecossistemas;
- e) a sociedade humana está presente em todos os ecossistemas naturais e, por este motivo, o desenho de intervenções conservacionistas deve focar essencialmente o manejo das atividades humanas na paisagem.

Meyers 1997; Costanza et al. 1997; Balmford et al. 2002; MEA 2003; TEEB 2010 concordam que não considerar o contexto socioeconômico dentro do processo de planejamento conservacionista representa um convite ao fracasso destas estratégias. Toda e qualquer intervenção conservacionista impacta diretamente o manejo da paisagem realizado pelo homem, seja pela restrição de acesso aos recursos, seja pela redução no uso de recursos ou seja devido a mudanças no uso e ocupação do solo. Sendo assim, para se obter soluções mais custo-efetivas, torna-se essencial envolver a sociedade local no processo de planejamento de intervenções conservacionistas.

Esta etapa da investigação realiza uma análise custo-efetividade em três cenários onde práticas conservacionistas de uso e ocupação do solo são adotadas visando à conservação

dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira.

Como pode ser observado no capítulo 2 desta investigação, há evidências de que o uso e ocupação atual do solo afeta diretamente a resiliência dos ecossistemas naturais nesta região e, conseqüentemente, a sua capacidade de provisão de recursos hídricos. A partir desta constatação, este capítulo tem como objetivo avaliar os custos da adoção de práticas conservacionistas direcionadas a ampliar a resiliência dos ecossistemas naturais nesta região e compará-los à efetividade ecológica destas práticas, de forma a encontrar, dentre as alternativas investigadas, qual prática conservacionista é capaz de garantir a conservação dos serviços ecossistêmicos diretamente relacionados à provisão dos recursos hídricos ao menor custo possível.

De acordo com Ferraro & Simpson 2002; WHO 2003; EU 2005; Branco 2008; EU 2012, a Análise Custo-Efetividade (ACE) é uma metodologia utilizada para informar tomadores de decisão se uma determinada estratégia de ação direcionada a alcançar resultados específicos é a mais economicamente efetiva quando comparada a outras estratégias possíveis para se alcançar o mesmo resultado. Para Denil et al 2012 e Branco 2008, a utilização deste tipo de análise econômica teve início nos anos de 1970 para auxiliar o desenvolvimento de programas e projetos na área da saúde. Na área da saúde, avaliações estritamente econômicas como, por exemplo, a Análise de Custos e Benefícios (ACB), que utilizam métodos de valoração e expressam seus resultados em termos monetários, se apresentam muito controversas e pouco conseguem mensurar os benefícios e o bem estar associado à melhoria na saúde dos pacientes. Deniel et al 2012, explica que a principal diferença entre a análise de custo efetividade (ACE) e a análise de custos e benefícios (ACB) está justamente no fato de que, enquanto a análise de custo efetividade se propõe a examinar a alternativa que produz o melhor resultado (em termos de unidades físicas) ao menor custo, a análise de custos e benefícios se propõe a examinar a relação financeira entre os custos e os benefícios de um investimento, onde a melhor alternativa é a que produz maior retorno financeiro sobre o investimento.

A utilização da análise de custos e benefícios é mais vantajosa na avaliação de ações ou intervenções que apresentem múltiplos resultados. Neste tipo de avaliação, a se colocar custos e benefícios na mesma base monetária obtém-se como resultado qual das ações traz o melhor

retorno financeiro sobre o investimento ao longo do tempo. Por outro lado, o problema no uso da análise de custos e benefícios se dá justamente quando a valoração econômica dos benefícios exige uma série de suposições que são discordantes entre diferentes atores e instituições diretamente interessados nos resultados das intervenções.

De acordo com EU 2012 a análise custo-efetividade pode ser realizada *ex ante* ou *ex post* do início das ações intervencionistas planejadas. Nas análises custo efetividade realizadas *ex ante*, os resultados auxiliam os tomadores de decisão a optar pela estratégia que relaciona diretamente o melhor resultado esperado da ação com os custos das diferentes estratégias propostas. Nas análises custo efetividade realizadas *ex post*, os resultados auxiliam os tomadores de decisão a avaliar a eficiência econômica das intervenções adotadas, além de subsidiar potenciais readequações em suas estratégias (WHO 2003; EU 2005).

Esta etapa da investigação realiza uma análise *ex ante* do custo efetividade em três cenários conservacionistas com o objetivo de identificar o cenário que apresenta um melhor *trade-off* entre custo de adoção das práticas conservacionistas e os resultados ecológicos esperados. Os cenários mais conservacionistas também são os cenários onde há maior restrição quanto ao uso econômico do solo, porém apresentam os melhores resultados em termos da conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão da água. Por outro lado, os cenários menos restritivos em termos do uso econômico do solo apresentam menores custos, mas uma capacidade mais limitada de garantir a provisão dos serviços ecossistêmicos no longo prazo.

5.2. Metodologia

Esta etapa da investigação utiliza informações sobre uso e ocupação atual do solo na área de drenagem do Sistema Cantareira, obtidas no capítulo 2, como base para a modelagem de três cenários onde os efeitos ecológicos de práticas conservacionistas sobre os impactos ambientais são analisados. Em cada cenário conservacionista procede-se com a observação das variações no comportamento do indicador sobre a taxa anula de depósito de sedimentos nos rios, córregos e reservatórios, assim como as variações no comportamento dos custos para a adoção das práticas conservacionistas propostas em cada cenário.

Os cenários conservacionistas propostos e analisados foram assim denominados: a) cenário de baixa resiliência ecológica – CBRE; b) cenário de moderada resiliência ecológica

(CMRE); c) cenário de alta resiliência ecológica (CARE). O primeiro cenário conservacionista analisado, “*cenário de baixa resiliência ecológica – CBRE*”, se caracteriza pela adequação ambiental, ou seja, pela recuperação da cobertura florestal de todas as Áreas de Proteção Permanente (APP) dos corpos d’água, incluindo os reservatórios, existentes na região Cantareira. Foram consideradas apenas as APP dos corpos hídricos, não sendo consideradas as APPs por declividade ou de topo de morro.

Neste cenário de baixa resiliência ecológica, o custo da adequação ambiental das APPs dos corpos d’água é representado pela somatória do custo de oportunidade para a conservação da cobertura florestal nas áreas de APP corpos d’água, obtido no capítulo 3, adicionando-se o custos de cercamento, plantio e manutenção das áreas reflorestadas pelo período de cinco anos após plantio. Desta forma:

$$CA = CRF + CPF$$

Onde:

CA= Custo de Adequação Ambiental da APP corpo d’água;

CRF= Custo da Restauração Florestal

CPCF= Custo Privado da Conservação Florestal

Os custos relacionados às atividades de cercamento, plantio e manutenção das áreas em restauração florestal foram obtidos em entrevistas com técnicos executores de projetos de restauração florestal na região Cantareira. Desta forma, foi possível definir dois modelos de cercamento e reflorestamento das APPs dos corpos hídricos para esta região, o modelo “plantio total” e o modelo “condução e enriquecimento da regeneração natural”.

No modelo de restauração florestal “plantio total” há o cercamento, o preparo do terreno, o plantio e a manutenção, por três anos, de 1.600 mudas por hectare. No modelo “condução da regeneração natural” há o cercamento, o coroamento das espécies regenerantes dentro da área, o enriquecimento e diversificação das espécies florestais através do plantio de 800 mudas compradas e a manutenção da área por três anos. As informações sobre os custos de implantação de cada modelo de restauração florestal foram organizadas e registradas em planilhas do Microsoft Excel 2010 e podem ser visualizados no anexo III. As entrevistas transcorreram durante os meses de Maio 2013 a Agosto 2013.

O segundo cenário conservacionista analisado, “*cenário de moderada resiliência - CMRE*” considera o custo da adoção de práticas direcionadas à conservação da cobertura vegetal do solo em todos os 88,1 mil hectares ocupados por pastagens dentro da área do Sistema Produtor de Água Cantareira. Neste segundo cenário conservacionista, são identificados os custos de implantação de um amplo programa de parcelamento e manejo ecológico das pastagens existentes na região. Para obter os custos das práticas conservacionistas abordadas por este cenário, foram realizadas visitas e entrevistas com a equipe técnica do IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas que, por meio do projeto Semeando Água e do patrocínio do programa Petrobrás Ambiental, implantou quatro Unidades Demonstrativas de manejo ecológico de pastagens nesta região. As unidades demonstrativas possuem, em média, área de cinco hectares. As informações sobre os custos de implantação das Unidades Demonstrativas foram registradas em planilhas eletrônicas do Microsoft Excel 2010. As informações obtidas nestas quatro Unidades Demonstrativas foram utilizadas para a estimativa de custos de um amplo programa de manejo ecológica de pastagens para toda a região.

O terceiro cenário conservacionista analisado, “*cenário de resiliência forte*”, combina as práticas conservacionistas propostas no cenário CBRE (cenário 1) e no cenário CMRE (cenário 2) e analisa o comportamento tanto dos custos das práticas conservacionistas adotadas como também o comportamento do indicador “SER - Sedimentos que Efetivamente chegam aos Rios e córregos da região em função da perda de solo”.

5.3. Resultados

Custos associados à adequação ambiental das APPs corpos d’água

Mudanças no uso e ocupação do solo visando à conservação dos serviços ecossistêmicos implicam em custos privados (Naidoo et al 2006a). Como foi discutido no capítulo 3, o custo privado da conservação florestal não se apresenta uniformemente distribuído por toda a região do Sistema Cantareira, variando consideravelmente em função do destino que é dado à produção agropecuária. Da mesma forma, os custos diretamente relacionados às atividades de restauração florestal também variam significativamente em função do modelo de plantio adotado.

Em cada modelo existem variações importantes quanto à necessidade de utilização dos insumos e mão de obra que impactam diretamente em seus custos. Alguns exemplos de utilização de insumos a serem considerados são: o uso de herbicida, a aquisição de mudas de espécies nativas, a possibilidade de mecanização de algumas atividades de plantio, o custo da mão de obra em cada região, a necessidade de replantio de mudas e o uso de adubação verde. Pelo lado das variáveis ecológicas, tanto fatores físicos (características do solo, declividade do terreno) como fatores da paisagem (proximidade de fragmentos florestais) são igualmente importantes para o sucesso do modelo de restauração florestal escolhido.

O modelo “plantio total” é recomendado para áreas onde não há fragmentos florestais com capacidade para propagar sementes para a área em restauração e, por este motivo, a regeneração natural da cobertura florestal apresenta baixa variabilidade e diversidade de espécies. Este modelo é caracterizado pelo cercamento da área, plantio de 1.660 mudas de espécies florestais e manutenção da área durante os três primeiros anos após plantio. Neste modelo de restauração florestal a utilização de serviços e insumos é intensiva. Existe a necessidade de preparo do solo, adubação, aquisição de mudas e plantio com uma diversidade de, pelo menos, 80 espécies por hectare. Estas características do modelo plantio total fornecem uma segurança para a execução da restauração às empresas que executam este tipo de trabalho e, por este motivo, também é o modelo mais difundido por toda a região. Entretanto, devido intensa necessidade de aquisição de insumos externos, os custos de implantação deste modelo são aproximadamente 25% maiores que o modelo em que se procede com o enriquecimento da regeneração natural.

O modelo “plantio total” é também o modelo de restauração florestal mais utilizado nos projetos de restauração florestal executados por empresas especializadas, associações e ONGs, seguindo as orientações propostas pelo “Pacto pela Mata Atlântica¹²”. O custo estimado de reflorestamento de 1,00 hectare utilizando este modelo foi de R\$ 24.376,80 em 5 anos, de acordo com os dados coletados nas entrevistas ao longo do ano de 2013.

O modelo de restauração florestal utilizando o enriquecimento e a diversificação das espécies florestais em áreas onde o processo de regeneração natural já tenha iniciado, por sua vez, se caracteriza por uma menor necessidade de insumos e serviços. Neste modelo há necessidade

¹² O pacto pela restauração da Mata Atlântica é formado por uma rede de instituições públicas e privadas engajadas na restauração deste importante bioma nacional. Como parte de suas ações, o Pacto fornece diretrizes para a elaboração e o desenvolvimento de projetos de restauração dentro do bioma Mata Atlântica.

de cercamento da área em regeneração, identificação e proteção dos indivíduos regenerantes e o enriquecimento e diversificação deste processo natural com o plantio de mudas de espécies nativas. O custo estimado para reflorestamento utilizando este modelo foi de R\$ 18.560,60 em 5 anos, de acordo com os dados obtidos nas entrevistas com executores de projetos na região ao longo do ano de 2013.

Nesta investigação, para obter o custo total de adequação ambiental das APPs corpos hídricos na região, adotou-se como padrão o custo de restauração florestal do modelo de condução e enriquecimento da regeneração natural. A opção por este modelo se justifica devido às características da paisagem do Sistema Cantareira, que possui ainda mais de 40% da área de drenagem coberta com remanescentes florestais. A este custo adicionou-se o custo privado da conservação florestal nas APP corpos d'água para cada uso agropecuário. Os resultados desta análise podem ser visualizados na tabela 13.

Tabela 12: Custo total para a adequação ambiental das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água no Sistema Cantareira.

Uso do solo na APP corpos d'água	Área	Custo de oportunidade para a conservação florestal	Custo restauração florestal*	Custo adequação ambiental**	Custo adequação ambiental APP corpos d'água para toda região
	<i>Mil Hectares</i>	<i>R\$ hectare⁻¹ ano⁻¹</i>	<i>R\$ hectare⁻¹ ano⁻¹ em 5 anos</i>	<i>R\$ hectare⁻¹ ano⁻¹ em 5 anos</i>	<i>Milhões R\$ em 5 anos</i>
Cobertura florestal	20,2	-	-	-	-
Pecuária extensiva corte	2,7	351,50	3.712,12	20.318,10	55.209,56
Pecuária extensiva mista	8,5	413,50	3.712,12	20.628,10	174.577,88
Pecuária extensiva de leite	1,1	595,00	3.712,12	21.535,60	23.667,62
Silvicultura de eucalipto (agroindústria)	2,7	775,00	3.712,12	22.435,60	61.706,87
Silvicultura de eucalipto (lenha e carvão)	0,9	905,00	3.712,12	23.085,60	20.248,38
Manchas urbanas	1,2	-	-	-	-
Total Cantareira	37,3	-	-	-	335.410,32

Fonte: Elaborado a partir de dados da pesquisa, 2014.

* Custo para restauração florestal utilizando modelo de condução da regeneração natural.

** Custo de adequação ambiental das APPs dos corpos d'água é formado pelo custo privado da conservação florestal, considerando aqui um período de 5 anos, adicionado do custo de restauração florestal utilizando o modelo de condução da regeneração natural, também considerando um período de 5 anos.

A tabela 12 apresenta o custo total da adequação ambiental das APPs dos corpos hídricos ao longo de toda a região Cantareira para um período de cinco anos. Para obter este resultado, considerou-se o custo de oportunidade da conservação florestal para cada uso agropecuário do solo para um período de cinco anos. Adicionalmente, considerou-se o custo total de restauração florestal utilizando o modelo de condução e enriquecimento da regeneração natural, valor equivalente a 1,00 hectares em um período de cinco anos. Desta forma, o custo total de adequação ambiental das APPs dos corpos hídricos na região Cantareira foi obtido através da multiplicação entre o custo de oportunidade para a conservação florestal e o custo de restauração florestal em um período de cinco anos, considerando o tempo de plantio e manutenção.

Como resultado, estimou-se o custo total de um programa destinado à adequação ambiental das Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água para toda a região do Sistema Cantareira em 335,41 milhões de reais em cinco anos de intervenções, o equivalente a 67,08 milhões de reais por ano. Deste valor total, R\$ 40,16 milhões de reais ou 12% do total de recursos, equivalem ao custo privado da conservação florestal, representado aqui pelo custo de oportunidade do uso da terra pelos proprietários rurais da região. O baixo valor do custo de oportunidade do uso da terra na região faz com que este custo representa uma pequena porção do custo de adequação ambiental das APP corpos d'água, facilitando a possibilidade de se negociar incentivos econômico à conservação florestal na região.

Os outros R\$ 295,24 milhões de reais necessários para custear as atividades relacionadas ao reflorestamento das APP corpos d'água, cercamento das áreas, o plantio das mudas e a manutenção das áreas em restauração florestal por um período de cinco anos, representam aproximadamente 90% do custo total de adequação ambiental das APP corpos d'água. Deste custo, a manutenção das áreas, representado pela adubação, controle de formigas, roçada e coroamento das mudas e indivíduos regenerantes, representa 51% do custo total deste modelo, ou o equivalente a 150,57 milhões de reais para toda a região Cantareira. A correta manutenção das áreas que têm a sua cobertura florestal restaurada é estratégia fundamental para o sucesso da recomposição da cobertura florestal com a diversidade de espécies necessárias e para garantir a sobrevivência do maior número de indivíduos possível, indicadores fundamentais para garantir a “qualidade ecológica da restauração florestal”.

Custos associados ao cenário de moderada resiliência ecológica obtido através de um amplo programa de melhoria das pastagens na região

O segundo cenário conservacionista considerado foi denominado “*cenário de moderada resiliência*”. A estratégia conservacionista considerada para este cenário apoia-se na adoção de práticas de manejo rotacionado do gado nas áreas ocupadas com pastagens em toda a região, aproximadamente 88 mil hectares de terras ou 38% da ocupação atual do solo na região. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto 1999, a densidade da cobertura vegetal é o princípio fundamental de toda a proteção que se pode oferecer ao solo, provendo-lhe a integridade necessária para enfrentar os efeitos da erosão e o arraste de sedimentos, de acordo com estes autores “... *a erosão do solo é tanto menor quanto mais densa for a vegetação que o recobre...*” (Bertoni e Lombardi Neto 1999, p. 95).

Para Lombardi Neto e Drugowich 1994, a estratégia mais adequada para se reduzir a erosão do solo e os efeitos a ela associados em áreas de uso agropecuário é estabelecer um programa de manejo do solo centrado em três pontos básicos: a) aumento na cobertura vegetal do solo; b) aumento na infiltração de água no solo visando reduzir o escoamento superficial da água das chuvas; c) controle do escoamento superficial (enxurradas) visando reduzir a sedimentação nas nascentes, córregos e rios.

Partindo deste entendimento, o segundo cenário conservacionista considera os custos de construção da infraestrutura e mão de obra necessária para instalação de sistemas de pastoreio rotacionado de baixo custo em todas as áreas destinadas à pecuária na região do Sistema Cantareira. O modelo de rotação de pastagens avaliado por esta investigação, denominado de “*pastagem ecológica*” e desenvolvido pelo Engenheiro Agrônomo Jurandir Melado, utiliza a cerca elétrica como principal estrutura física, o parcelamento da área de pastagem e a rotação, a cada dois dias, do gado entre os diversos piquetes como principal estratégia de conservação da cobertura vegetal sobre o solo.

Neste tipo de prática conservacionista não há custos relacionados à reforma das pastagens, uma vez que o sistema foi desenvolvido apoiando-se nas leis universais do manejo de

pastagens proposto por Voisin¹³ 1974; Voisin 1975 possibilitam a melhoria das pastagens apenas com a racionalização do acesso do gado ao pasto. Os dados e as informações necessárias para o cálculo dos custos de instalação dos piquetes foram obtidos através da instalação de quatro unidades demonstrativas em municípios da região em colaboração com o IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas e apoio financeiro do programa Petrobrás Socioambiental. Neste cenário de moderada resiliência ecológica (CMRE) são identificados e avaliados os custos da infraestrutura necessária para a implantação de 1,00 hectares do sistema de rotação de pastagens “pastagem ecológica” são apresentados na tabela 13.

Tabela 13. Custo de instalação da infraestrutura necessária para o manejo rotacionado das pastagens na região Cantareira.

Itens	Unidade	R\$/ Unidade	UD	UD Itapeva	UD Piracaia	UD
			Joanópolis	6,30 hectares	5,70 hectares	Extrema
			5,00 hectares			3,60 hectares
Mourão de eucalipto tratado	Dúzia	125	2.625,00	3.750,00	3.750,00	2.500,00
Arame de aço para cerca elétrica	Rolo (500m)	400	4.800,00	5.600,00	5.600,00	4.000,00
Material para eletrificação da cerca	Kit	1.800,00	1.800,00	1.800,00	1.800,00	1.800,00
Produção das porteiras	Kit	350,00	0,00	350,00	350,00	280,00
Bebedouro plástico	Unidade	50,00	850,00	150,00	0,00	100,00
Mangueira de água ¾	Rolo (100m)	174,00	1.218,00	348,00	0,00	348,00
Sementes capim <i>Brachiaria decumbens</i>	Saca (20 kg)	280,00	560,00	560,00	560,00	560,00
Mão de obra instalação cerca elétrica	Empreita	70,00	7.000,00	4.200,00	3.500,00	2.800,00
Total por Unidade Demonstrativa			18.853,00	16.758,00	15.560,00	12.388,00
Média			-	-	-	3.085,00

Fonte: Estimativa de custos baseada nas experiências do projeto Semeando Água, executado pelo IPE – Instituto de Pesquisas Ecológicas e patrocinado pelo programa Petrobrás Ambiental. Ano-base 2013.

¹³ André Voisin foi um dos mais importantes cientistas dedicados ao entendimento e definição das leis universais que regem a formação e a dinâmica das pastagens. Desenvolveu uma série de trabalhos dedicados ao aprimoramento do manejo racional das pastagens. Em sua opinião, a diferença entre uma pastagem degradada e sua conservação está, fundamentalmente, relacionada ao seu processo de ocupação e manejo.

Nesta análise consideraram-se apenas os custos de aquisição dos materiais e serviços necessários à implantação da infraestrutura em 1,00 hectares. Os custos relacionados serviços de manejo diário do gado entre os piquetes não foram considerados. Estima-se o custo médio para instalação da infraestrutura necessária para um amplo programa de melhoria de pastagens na região em R\$ 3.085,00 por hectare. Considerando que um amplo programa de adequação das pastagens envolveria 88,1 mil hectares de pastos existentes na região, o custo deste programa seria estimado em R\$ 271,99 milhões de reais.

Custos associados ao cenário conservacionista de alta resiliência ecológica

O terceiro cenário conservacionista, denominado “cenário de alta resiliência ecológica”, considera a adoção conjunta das práticas conservacionistas descritas nos dois cenários anteriores. Neste cenário são combinados os custos de adoção de um amplo programa de adequação ambiental das áreas de APP dos corpos d’água com os custos de adoção de um amplo programa de melhorias de pastagens. A tabela 14 apresenta os custos de adoção das práticas conservacionistas propostas para o cenário de alta resiliência ecológica.

Tabela 14: Custos de adoção das práticas conservacionistas propostas para o cenário conservacionista de alta resiliência ecológica (cenário CARE).

Uso do solo na APP	Custo adequação ambiental das APP corpos d’água	Custo adequação das pastagens	Custo do cenário de alta resiliência
	<i>Mil R\$</i>	<i>Mil R\$</i>	<i>Mil R\$</i>
Cobertura florestal	-	-	-
Pecuária extensiva corte	55.209,56	24.370,91	79.580,47
Pecuária extensiva mista	174.577,88	178.528,92	353.106,80
Pecuária extensiva de leite	23.667,62	31.381,85	55.049,47
Silvicultura de eucalipto (agroindústria)	61.706,87	-	61.706,87
Silvicultura de eucalipto (lenha e carvão)	20.248,38	-	20.248,38
Manchas urbanas	-	-	-
Total	335.410,32	234.281,68	569.691,99

Fonte: Elaborado a partir dos resultados da investigação. Ano-base 2013.

De acordo com os resultados obtidos pela investigação, o custo total da adoção de um amplo programa de restauração florestal das APP corpos d'água combinado ao custo de melhoria da cobertura vegetal nas áreas atualmente ocupadas por pastagens utilizando o manejo rotacional das pastagens na região foi estimado em R\$ 569,69 milhões de reais, sendo que R\$ 335,41 milhões de reais, que representa 58,8% do custo total do programa, está relacionado ao custo de restauração florestal das APP corpos d'água e outros 234,28 milhões de reais, 41,2% do custo total do programa, este relacionado à melhoria na cobertura vegetal das pastagens.

Variações no comportamento dos indicadores ecológicos em cada cenário conservacionista

Avaliou-se o comportamento de três indicadores de resiliência ecológica nos diferentes cenários conservacionistas propostos. Os indicadores utilizados nesta etapa da investigação são os mesmos utilizados na análise dos impactos ambientais decorrentes do uso e ocupação atual do solo na região possibilitando, desta forma, a comparação entre os resultados. Os indicadores ecológicos selecionados: a) Variações no uso e ocupação do solo dentro das APP dos corpos d'água; b) Taxa anual de perda de solo nas bacias hidrográficas que formam o Sistema; c) Taxa anual de depósito de sedimentos nos rios, córregos, nascentes e reservatórios existentes na região. Os resultados podem ser observados na tabela 15.

Tabela 15: Variações no comportamento dos indicadores ecológicos investigados em cada cenário conservacionista.

Indicadores	Cobertura florestal da APP corpos d'água em toda a região Cantareira*	Taxa anual de perda de solo	Taxa anual de depósito de sedimentos nos corpos hídricos da região
	<i>Mil hectares</i>	<i>Mil Mg ha⁻¹ ano⁻¹</i>	<i>Mil Mg ano⁻¹</i>
Cenário atual	20,24	5.813,30	261,67
Cenário CBRE	36,15	5.108,50	203,00
Cenário CMRE	20,24	4.080,77	192,18
Cenário CARE	36,15	3.564,89	144,79

Fonte: Fonte: Elaborado a partir dos resultados da investigação. Ano-base 2013.

* Nesta etapa da investigação foram excluídas as Áreas de Proteção Permanente dos corpos d'água ocupadas com a classe "manchas urbanas".

Em todos os cenários conservacionistas analisados, as práticas conservacionistas produzem melhorias significativas nas condições ambientais e ecológicas da região Cantareira quando comparadas ao cenário atual de uso e ocupação do solo. As variações nos indicadores selecionados para expressar a resiliência ecológica de cada cenário conservacionista foram obtidas através de modelagem computacional utilizando-se o módulo *Sediment Delivery Ratio Model* do *software* InVEST versão 3.1.

O módulo SDR do *software* InVEST possibilita estimar a geração e o escoamento superficial dos sedimentos produzidos pela erosão hídrica do solo em direção aos rios, córregos, nascentes e reservatórios existentes em uma bacia hidrográfica. O *software* se apoia na Equação Universal de Perda de Solos para estimar a quantidade de sedimentos produzida em uma determinada região e estima, utilizando a abordagem foi proposta por Borselli et al. (2008), a porção dos sedimentos que efetivamente chegarão aos rios, córregos e reservatórios em função das características da vegetação sobre o solo.

De acordo com os resultados apresentados na tabela 15, para o primeiro cenário analisado, cenário de baixa resiliência ecológica (CBRE), estima-se que a ampliação da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente em até 56% decorrentes da mudança na ocupação do solo nestas áreas prevista por este cenário. Adicionalmente, estima-se efeitos positivos da restauração das APPs corpos d'água também para os indicadores Taxa anual de perda de solo, redução de cerca de 12% para este indicador e redução de 22,4% na taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos da região.

Para o segundo cenário analisado, cenário de moderada resiliência ecológica (CMRE), não se observa melhorias no indicador cobertura florestal das APPs corpos d'água, mas é possível verificar melhorias significativas em relação aos indicadores taxa anual de perda de solo, estima-se uma redução de até 30% para este indicador frente ao cenário atual e uma redução de 27% para o indicador taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos da região frente ao cenário atual de uso e ocupação do solo.

Para o terceiro cenário analisado, cenário de alta resiliência ecológica (CARE), é possível observar o melhor resultado ecológico para todos os indicadores quando comparados ao cenário atual de uso e ocupação do solo. Para o indicador cobertura florestal das APPs corpos d'água, estima-se uma ampliação de 56% na cobertura florestal destas áreas protegidas. Os

indicadores taxa anual de perda de solos e taxa anual de sedimentos depositados nos rios e córregos da região, a melhoria estimada para os indicadores ecológicos frente ao cenário atual é da ordem de 39% e 45% respectivamente.

Custo efetividade dos cenários conservacionistas

Em termos estritamente ecológicos, a adoção do cenário conservacionista CARE apresentam-se como melhor alternativa, uma vez que apresenta significativa melhoria em todos os indicadores ecológicos analisados. Entretanto, faz necessário estabelecer uma relação entre os custos de adoção das práticas conservacionistas propostas em cada cenário com os resultados ecológicos esperados, de forma a se obter uma razão custo-efetividade para cada cenário.

Esta análise possibilita comparar o incremento dos custos das alternativas com o incremento dos resultados em cada alternativa analisada e, ao final, encontrar a alternativa que apresenta o melhor resultado para esta razão custo-efetividade (EU 2005; Denil et al 2012; Dhaliwal et al 2012).

Nesta etapa da investigação, optou-se por utilizar o indicador ecológico taxa anual de depósito de sedimentos nos rios, córregos e reservatórios da região com representação (*proxy*) da melhoria ecológica na provisão dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos desejada para esta região. Este indicador representa uma melhoria na capacidade da paisagem em reter sedimentos que escorrem superficialmente pelas encostas das bacias hidrográficas durante a ocorrência das chuvas e acabam sendo depositados nos rios, córregos, nascentes e reservatórios. A escolha deste indicador se justifica pelo fato dele ter se apresentado bastante sensível aos efeitos decorrentes da adoção das práticas conservacionistas propostas em cada cenário. Os resultados da análise custo-efetividade podem ser visualizados na tabela 16.

Tabela 16: Razão custo-efetividade dos cenários conservacionistas analisados.

Cenários conservacionistas	Custos das intervenções	Efetividade ecológica*	Razão entre o aumento nos custos das práticas conservacionistas e o aumento da efetividade ecológica das práticas analisadas
	Milhões R\$	Mil Mg ano ⁻¹	Mil Mg ano ⁻¹ sedimentos / Mil R\$
Cenário atual	-	261,7	-
Cenário CBRE	335,4	203,0	1,7
Cenário CMRE	272,0	192,2	1,4
Cenário CARE	569,7	144,8	3,9

Fonte: Fonte: Elaborado a partir dos resultados da investigação. Ano-base 2013.

* A efetividade ecológica é representada pela diferença entre o valor do indicador “taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos” para o cenário atual e o cenário conservacionista considerado.

A partir dos resultados obtidos, verifica-se que o segundo cenário conservacionista proposto, cenário de moderada resiliência ecológica (CMRE), que prevê a recuperação das áreas de pastagens em toda a região Cantareira apresenta-se como a melhor relação entre o custo de implantação das práticas conservacionistas e a efetividade na retenção dos sedimentos pela paisagem e, conseqüente redução na taxa anual de sedimentos que são depositados nos rios e córregos da região todos os anos. Para este cenário conservacionista a razão custo-efetividade foi estimada em 1,4, ou seja, para cada R\$ 1,4 reais investidos na melhoria das pastagens é possível reduzir 1,00 kg na taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos da região Cantareira.

O cenário de baixa resiliência ecológica (CBRE), que considera a recuperação da cobertura florestal em todas as APPs corpos d’água apresentou uma relação custo-efetividade de 1,70, ou seja, estima-se que para R\$ 1,7 reais investidos na recuperação da cobertura florestal das APPs corpos d’água haja uma redução de 1,00 kg na taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos da região Cantareira.

O terceiro cenário conservacionista, cenário de alta resiliência ecológica (CARE), apresenta uma relação custo efetividade de 3,9, a pior relação entre os três cenários analisados. Isto significa que, para se reduzir 1,00 kg na taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos da região Cantareira é necessário o investimento de R\$ 3,90 reais.

5.4. Discussão

Os resultados obtidos nesta etapa da investigação demonstram que investimentos em práticas conservacionistas direcionadas a melhorar a cobertura do solo nas áreas de pastagens dentro da área de drenagem do Sistema Cantareira apresentam-se mais custo-efetivos que a recuperação da cobertura florestal das APP corpos hídricos para a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de água.

O cenário CBRE, que considera apenas a recuperação da cobertura florestal das APP corpos d'água como prática conservacionista amplia significativamente a proteção dos corpos hídricos, mas não amplia a proteção do solo localizado nas áreas mais altas das bacias hidrográficas contra os efeitos negativos da erosão hídrica. Por este motivo, este cenário não proporciona reduções significativas na taxa anual de perda de solo e na taxa anual de sedimentos que efetivamente chegam aos rios.

O cenário conservacionista CARE, que combina as práticas conservacionistas propostas no cenário CBRE e no cenário CMRE, é o cenário conservacionista que apresenta melhorias significativas para todos os indicadores ecológicos analisados. Entretanto, o alto custo para a adoção das práticas conservacionistas previstas neste cenário faz com que apresente uma relação entre a efetividade ecológica e o custo das práticas menor que para o cenário CMRE. Isto quer dizer que os ganhos ecológicos não compensam os custos adicionais previstos para este cenário.

O cenário CMRE apresenta a melhor relação entre a o custo de adoção das práticas conservacionistas e a sua efetividade ecológica, uma razão estimada em 1,4, ou seja, torna-se possível reduzir 1,00 kg na taxa anual de depósito de sedimentos nos rios e córregos da região Cantareira para cada R\$ 1,4 reais investidos na melhoria das pastagens. A razão custo-efetividade neste cenário apresentou-se 16% menor em relação ao cenário CBRE e 64% menor em relação ao cenário CARE.

De acordo com os trabalhos desenvolvidos por Voisin 1974; Voisin 1975, a diferença entre a degradação e a conservação das pastagens está essencialmente na sua forma de manejo. As pastagens se tornam degradadas, principalmente, devido ao sobre pastoreio do gado que não deixa o capim se recuperar. Bertoni e Lombardi Neto 1999 corroboram com este autor na medida

em que afirmam que “... *um peso de gado muito grande (sobre o pasto) pode resultar em uma vegetação excessivamente raleada e reduzida, resultando em uma diminuição considerável da capacidade da vegetação proteger o solo contra os efeitos da erosão...*” (Bertoni e Lombardi Neto 1999, p. 96).

Para lidar com o processo de degradação das pastagens e seus efeitos negativos sobre o solo e a água em uma bacia hidrográfica, Voisin enunciou quatro “leis universais do pastoreio racional” que hoje são reconhecidas como base para o manejo conservacionista de pastagens. A primeira lei, lei do repouso ou ainda “primeira lei dos pastos”, afirma que para que uma pastagem colhida pelo gado possa dar sua máxima produtividade se torna necessário um tempo de pousio, ou seja, que entre dois cortes consecutivos haja tempo suficiente para o pasto armazenar em suas raízes reservas e assim possibilitar um rebrote vigoroso com grande produção diária de massa verde. Voisin 1974; Voisin 1975; Lombardi Neto e Drugowich 1994 apontam entre 30 – 45 dias, a depender da espécie de capim utilizada, como período ideal de pousio das pastagens para permitir uma rebrota vigorosa.

A segunda lei, lei a ocupação ou “segunda lei dos pastos”, afirma que o tempo de ocupação pelo gado de uma parcela de pasto deve ser curto o suficiente para não permitir que uma planta colhida no início da ocupação da parcela não seja novamente colhida no mesmo ciclo de ocupação. De acordo com esta lei das pastagens, tempo de permanência do gado nas parcelas não deve permitir ao gado comer o capim até o “talo” e nem as rebrotas que, eventualmente, comecem a aparecer. Desta forma, a recomendação do tempo de pousio das parcelas de pastagem deve ser entre 2 – 7 dias, a depender da quantidade de animais e da capacidade de fornecer massa verde das parcelas.

A terceira lei de Voisin, lei da ajuda ou ainda “primeira lei dos animais”, afirma que é preciso ajudar os animais com maiores exigências nutricionais a colherem a pastagem em seu melhor momento nutricional, muitas vezes dividindo os animais em grupos, conforme sua idade, peso e exigências nutricionais. De acordo com esta lei, é preciso organizar a distribuição dos animais pelos piquetes de forma que os animais de maior peso, em fase de terminação ou que produzem leite estejam separados dos animais de menor peso.

Por fim, a quarta lei dos pastos ou “lei dos rendimentos regulares”, afirma que, um animal alcança o máximo desempenho no primeiro dia de pastoreio e os rendimentos irão

diminuir na medida em que o tempo de permanência em uma parcela aumenta. Desta forma, para se manter a regularidade no ganho de peso dos animais e na produtividade de leite, eles devem ser constantemente rotacionados entre as parcelas da pastagem.

Benefícios econômicos e ecológicos podem ser esperados como resultado direto do manejo do gado em sistemas de pastagem rotacional. De acordo com Schuh e Sehnem 2013, os benefícios econômicos do pastoreio rotacionado estão relacionados tanto à redução dos custos de produção pecuários, devido a menor necessidade de aquisição de insumos externos à propriedade, como também ao ganho de peso dos animais manejados para corte e uma maior produção diária de leite dos animais manejados para este fim.

Estes autores apontam um ganho de produtividade na produção de leite dos pecuaristas da cooperativa Itaipu, localizada no município de Pinhalzinho (SC), de até 300% em oito anos após a instalação do sistema. Adicionalmente aos benefícios econômicos para a produção agropecuária, benefícios ecológicos também podem ser associados a uma melhor cobertura do solo nas encostas de uma bacia hidrográfica.

Por fim, de acordo com Bertoni e Lombardi Neto 1999; Lombardi Neto e Droguwich 1994; Lima 2008; Boelee 2011 a manutenção de cobertura vegetal sobre o solo atua na redução da força com que as gotas de água das chuvas impactam o solo além de contribuir consideravelmente para reduzir a velocidade com que a água escorre pelas encostas da bacia, reduzindo assim seu potencial de arraste dos sedimentos e ampliando o potencial de infiltração e armazenamento de água no solo.

6. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DA INVESTIGAÇÃO

De acordo com Costanza et al (1997); Daily (1997b); MEA (2005) a conservação dos serviços ecossistêmicos depende essencialmente da conservação das estruturas físicas que formam os ecossistemas que provêm estes serviços. Desta forma, a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos depende diretamente da forma como o solo é ocupado, tipo de cobertura vegetal sobre o solo, e do manejo conservacionista de sua cobertura vegetal.

Arend (1942) verificou que a taxa média de infiltração de água no solo é 40% maior em áreas ocupadas com cobertura florestal em comparação às áreas ocupadas por pastagens. McCalla et al (1984) observa que existe uma significativa diferença para a infiltração de água no solo a depender da qualidade da cobertura vegetal da pastagem, ou seja, as áreas ocupadas com pastagens melhores são capazes de infiltrar até 50% mais água que as áreas de pastagens degradadas e com solo exposto.

Para a conservação dos serviços ecossistêmicos na região Cantareira, de uma forma geral, a cobertura florestal do solo é a melhor opção. Grandes áreas cobertas por florestas são capazes de prover uma grande variedade de serviços ecossistêmicos relacionados à conservação da biodiversidade, provisão de água, regulação do microclima e armazenamento de carbono. Entretanto, é preciso considerar a realidade socioeconômica em cada região para se encontrar estratégias mais custo-efetivas para a conservação dos serviços ecossistêmicos haja visto que, em muitos casos e, particularmente nas áreas ocupadas por Mata Atlântica, as terras são privadas e a decisão do uso e ocupação destas terras é de cada agente econômico.

No caso analisado por esta investigação, o serviço ecossistêmico prioritário para a conservação na área do Sistema Cantareira é a provisão de água. A investigação encontrou evidências de que a ocupação e o manejo atual do solo na área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira não contribui de forma adequada para a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de recursos hídricos e que há espaço para melhorias ecológicas que possibilitam melhorar a capacidade do Sistema em prover água.

Para este serviço ecossistêmico, o manejo mais adequado da cobertura vegetal sobre o solo já possibilita ganhos significativos relacionados à redução na taxa anual de erosão e os

efeitos negativos associados a este processo, como o depósito de sedimentos nos rios, córregos e reservatórios, melhorando assim a resiliência ecológica de toda a região para conseguir atravessar os períodos mais secos do ano.

Ao se considerar as características socioeconômicas de cada região torna-se possível o planejamento e o incentivo à melhoria da cobertura vegetal do solo sem, necessariamente, haver a necessidade de recuperação da cobertura florestal, possibilitando a combinação entre produção agropecuária e a conservação dos serviços ecossistêmicos, ambos igualmente necessários para promover o bem estar de toda a sociedade.

As áreas ocupadas por pastagens representam 38,7% do total da ocupação atual do solo na Cantareira, o que já justifica uma abordagem conservacionista específica para estas áreas. Além disso, foi possível estimar que, apenas com a melhoria da cobertura vegetal nas áreas de pastagens, é possível haver uma redução de até 30% na taxa anual de perda anual de solos e uma redução de até 26,5% na taxa anual de sedimentos depositados nos rios, córregos, nascentes e reservatórios que formam o Sistema Cantareira.

Autores como Power 2010; Swinton 2007; Swinton 2008 concordam que as estratégias mais eficientes destinadas à conservação dos serviços ecossistêmicos devem, necessariamente, envolver as áreas destinadas à exploração agropecuária. O envolvimento das áreas atualmente destinadas a pastagens pode ser conseguido através de incentivos econômicos à melhoria das pastagens nesta região.

Os resultados da investigação demonstram que, para se alcançar estes resultados ecológicos, são necessários investimentos de aproximadamente 272 milhões de reais na construção da infraestrutura necessária para o parcelamento das áreas de pastagens na região. Para se ter uma ideia, o valor de R\$ 272 milhões de reais em cinco anos representa aproximadamente R\$ 55 milhões de reais por ano. Se cada um dos 13 milhões de consumidores de água que dependem direta ou indiretamente das águas providas pelo Sistema Produtor de Água Cantareira tiver a disposição a pagar de R\$ 5 cinco reais por ano a mais em sua conta de água, a infraestrutura necessária para um amplo programa de melhoria das pastagens em toda a

região poderia sair do papel e tornar-se uma realidade trazendo todos os benefícios econômicos e ecológicos a ele associados¹⁴.

Incentivos econômicos como, por exemplo, o Pagamento por Serviços Ambientais aos proprietários de terras na região, pode ser utilizado com a finalidade de se promover esta mudança na forma de manejo das áreas de pastagem encontradas na região. O programa produtor de Águas, idealizado e executado pela Agencia Nacional de Águas, prevê incentivos econômicos à conservação do solo em áreas destinadas à exploração agropecuária, mas está essencialmente direcionado à práticas mecânicas de conservação do solo. Este programa poderia facilmente incorporar medidas conservacionistas de carácter vegetativo como, por exemplo, o plantio direto, as técnicas agroecológicas e os sistemas de rotação de pastagens de baixo custo, quando estas atividades agropecuárias forem desenvolvidas em áreas prioritárias para a conservação dos recursos hídricos, como é o caso da região Cantareira.

Nesta região, é possível esperar melhorias ecológicas e socioeconômicas em toda a região a partir de um programa de incentivos ao manejo conservacionista das pastagens. As melhorias ecológicas, que já foram apontadas por esta investigação, devem contribuir para ampliar a resiliência ecológica em toda a região e, conseqüentemente, a capacidade de provisão de recursos hídricos.

Por outro lado, benefícios socioeconômicos relacionados ao aumento da produtividade da pecuária nas áreas de pastagens manejadas, que não foram objeto desta investigação, também podem ser esperados para a região uma vez que, de acordo com Voisin 1974; Voisin 1975, esta técnica de manejo das pastagens permite uma maior ocupação dos pastos e o ganho de peso dos animais em um menor tempo.

¹⁴ Neste caso não está sendo considerado o custo de transação relacionado a um programa de incentivos econômicos com a amplitude aqui proposta, somente estão sendo considerados os custos de infraestrutura necessários para a instalação dos sistemas de rotação de pastagens.

7. CONCLUSÃO

Estabelecer uma relação direta entre mudanças no uso e ocupação do solo e uma maior quantidade de água disponibilizada em uma bacia hidrográfica é muito difícil devido aos diferentes fatores que afetam diretamente esta relação como, por exemplo, a frequência e a intensidade das chuvas sobre a região que variam anualmente.

Entretanto, é possível utilizar indicadores indiretos como, por exemplo, a taxa anual de sedimentos depositados nos rios, córregos e reservatórios existentes em uma bacia hidrográfica, como *proxy* para subsidiar estratégias conservacionistas mais efetivas em relação à conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à provisão de água.

Apoiado nestas informações é que a presente investigação optou por apoiar-se neste indicador indireto de capacidade de provisão de água para identificar a estratégia que combina o menor custo de intervenção com o melhor resultado ecológico possível entre três cenários conservacionistas alternativos dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água Cantareira.

Os resultados obtidos por esta investigação demonstram que a estratégia mais custo-efetiva para a conservação dos serviços ecossistêmicos relacionados à conservação dos recursos hídricos dentro da área de drenagem do Sistema Produtor de Água é o investimento na melhoria da cobertura do solo nas áreas atualmente ocupadas por pastagens.

A melhoria na qualidade das pastagens nesta região apresenta o potencial de trazer melhorias tanto em termos ecológicos, reduzindo as taxas anuais de perda de solo e de depósito de sedimentos nos rios, córregos, nascentes e reservatórios, como também efeitos positivos sobre a produtividade da pecuária de leite e de corte na região, podendo ainda funcionar como um importante incentivo ao desenvolvimento para toda esta região, a um custo 20% menor que o custo de adequação ambiental de todas as Áreas de Preservação Permanente dos corpos d'água e a um custo 53% menor que uma intervenção conservacionista direcionada à adequação das APPs corpos d'água combinada à melhoria das pastagens na região.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, V. M; Pressey R. L; Naidoo, R. 2010. **Opportunity costs: Who really pays for Conservation?** Biological Conservation. Vol 143. N 2. 439-448.
- AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA); DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). Dados de referência a cerca da Outorga do Sistema Cantareira. Agosto 2013. 114 p.
- Armour, C. L. 1977. **Effects of deteriorated range streams on trout.** U.S. Bur. Land Manage. Idaho 1 State Office, Boise, Idaho. 7 p.
- Arow, K; Bolin, B; Costanza, R; Dasgupta, P; Folke, C; Holling, C. S; Bengt-Owe, J; Levin, S; Karl-Goran, Maller; Perrings, C; Pimentel, D. **Economic Growth, Carryng Capacity and the Environment.** Ecological Economics. Vol 15. nº 2. 1995. pp. 91-95.
- Azevedo Neto, J. **Abastecimento de Água de São Paulo: Subsídios para a história.** Revista do Departamento de Água e Esgoto do estado de São Paulo. Vol 106. 1976. pp. 24-27.
- Balmford, A; Bruner, A; Cooper, P; Costanza, R; Farber, S; Green, R. E; Jenjins, M; Jefferiss, P; Jessamy V; Madden, J; Munro, K; Myers, N; Naeem, S; Paavola, J; Rayment, M; Rosendo, S; Roughgarden, J; Trumper, K; Turner, R. K. 2002. **Economic reason for conserving wild life.** Science. Vol297. Issue 5583. 950-953.
- Barton D. N; Blumentrath, S; Bernasconi, P; Pinto, R; Tobar, D. **Guidelines for Opportunity Cost Evaluation of Conservation policy Instruments.** POLICIMIX Technical Brief. nº 11. 2013. 16 p.
- Bean , M. J; Wilcove, D. S. 1997. The private-land problem. Conservation Biology. Vol 11. 1-2.
- Bertoni, J; Lombardi Neto, F. **Conservação do solo.** São Paulo. Ed. Ícone. 4 edição. 1999.
- Beuren, I. M. **Conceitualização e contabilização do custo de oportunidade.** Caderno de Estudos FIPECAFI. São Paulo. Vol 8. pp. 1-12.
- Boelee, E. Ecosystems for water and food security. Nairóbi. United Nations Environmental Program. 2011. 194 p.
- Branco, M. C. **A análise custo-efetividade sua aplicação como auxilio para definição de políticas de regulamentação de uso de agrotóxicos.** Dissertação de Mestrado. UNB. 2008. 91 p.
- BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de Maio de 2012. Disponível em: www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.html.
- Castanho Filho, E. P. **Prospecção da Viabilidade Econômica do Programa Estadual de Madeiras de Lei.** 2007. Revista Informações Econômicas. Volume 37. N. 3. 14-26.

- Castro, P.P. **O problema do Abastecimento de Água para a Área Metropolitana de São Paulo**. Revista do Departamento de Água e Esgoto de São Paulo. Vol 22. 1965. pp. 5-22.
- Chiodi, R. E; Sarcinelli, O. ; Uezu, A. Atividades produtivas rurais, uso dos recursos naturais e políticas públicas na área afetada pelo Sistema Produtor de Água Cantareira. *in* 51 Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, 2013, Belém. Anais do 51º Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural, 2013.
- COBRAPE. **Plano das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá 2010 – 2020**. 2007. pp. 815.
- COMITE DE BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. **Plano de bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá: Síntese do Relatório Final**. São Carlos. Ed. Suprema. 2006. 48 p.
- COMPANHIA PAULISTA DE ÁGUA E ESGOTO (SABESP). **Acompanhamento da situação dos Mananciais que abastecem São Paulo**. Disponível em <http://www2.sabesp.com.br/mananciais/divulgacaoopcj.aspx>. Consultado em Setembro 2012.
- CONSORCIO INTERMUNICIPAL DAS BACIAS DOS RIOS PIRACICABA, CAPIVARI E JUNDIAÍ. Sistema Canatreira: Um mar de desafios. Relatório Técnico. Americana. 2013.30p.
- Coronato, M; Imercio, A; Germano, F. **O Brasil pede água**. Revista Época. Ed. 825. 2014. Disponível em: <http://epoca.globo.com/tempo/noticias/2014/03/o-brasil-pede-baguab.html>
- Costanza, R. **What is Ecological Economics?** Ecological Economics. Vol 1. Nº 1. 1989. pp. 1 – 7
- _____; Daly, H. E. **Natural capital and sustainable development**. Conservation Biology. Vol 6. N 1. March 1992. pp 37-46.
- _____; Daly, H. E; Folke, Carl; Hawken, P; Holling, C. S; McMichel, A. J; Pimentel, D; Rapport, D. **Managing Our Environmental Portifolio**. Bioscience. Vol 50. nº 2. 2000. 149 – 155.
- _____; D’Arge, R; De Groot, R; Farber, S; Grasso, M; Hanon, 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. Vol 387. May 1997. pp 253 – 260.
- _____; de Groot, R; Sutton, P; Van Der Ploeg, S; Andreson, S. J; Kubiszewski, I; Farber, S; Turner, R. K. **Changes in the global value of ecosystem services**. Global Environmental Change. Vol 26. 2014. pp 152 – 158.
- Daly, H. E. **Beyong Growth**. Beacon Press Books. United States of America. 1996. 253 p.

- _____; Farley, J. **Ecological Economics: Principles and Applications**. Island Press. Washinton. 2004. 454 p.
- Daily, G. C. **Nature's service: Societal dependence on natural Ecosystem**. Island Press. Washington. 1997a. 415 p.
- _____; Alexandre, S; Ehrlich, P.R; Goulder, L; Lubchenco, J; Matson, P. A; Mooney, H. A; Postel, S; Shneider, S. H; Tilman, D; Woodwell, G. M. **Ecosystem Services: Benefits supplied to human societies by natural Ecosystem**. Issues in Ecology. N 2. 1997b. 16 p.
- De Groot, R. S. **Functions of Nature: Evaluation of nature in environmental planning, management and decision making**. Wolters-Noordhoff. Amsterdam. 1992. 315 p.
- _____; Alkemade, R; Braat, L; Hein, L; Willemen, L. 2010. **Challenges in integration the concept of Ecosystem Services and values in landscape Planning, Management and Decision Making**. Ecological Complexity. Vol 7. n° 3. Pp. 260 – 272.
- Denil, N; Owusu-Edusei, K; Roy, K; Schofield,A. Zohrabian,A. **Cost Effectiveness Analysis**. US Center for Disease Control and Prevention Disponível em <http://www.cdc.gov/owcd/eet/CostEffect2/fixe d/TOC.html>
- DEPARTMENT OF ENVIRONMENT WATER HERITAGE AND ARTS (2009). **Ecosystem Services: Key concepts and Applications**. Occasional Paper Series. n° 1. Camberra. 28 p.
- EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO SA. **Produtos cartográficos: Rede hidrográfica paulista**. Disponível em www.portal.emplasa.sp.gov.br:8080/geonetwork/srv/pt/main.home. Consultado em 10 Março 2012.
- Fahrig, L. 2003. **Effects of habitat fragmentation on Biodiversity**. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics. Vol 34. Issue 1. 487-515.
- Ferraro P. J; Simpson, R. D. 2002. **The cost-effectiveness of conservation payments**. Land Economics. V. 78. n° 3. p. 339 – 353.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO) **Ecoturism and other Ecosystem services derived from forest in the Asia-Pacific region: Outlook to 2010**. United States Department of Agriculture. 1997. 79 p.
- _____. **El estado mundial de la agricultura y la alimentación: Los pagos a los agricultores por servicios ambientales**. Roma, 2007.
- Goodland R. **The concept of environmental sustainability**. Annual Review of Ecology and Systematics. Vol 26. 1995. pp. 1 – 24.
- Guo, Z; Xiao, X; Li, D. **An assessment of Ecosystem services: water flow regulation and hydroelectric power production**. Ecological Applications. Vol 10. n° 3. 2000. pp 925 – 936.

- Hahn, C. M; Silva, A. N.; Oliveira, C; Amaral, E. M.; Soares, P.V; Manara M. **Recuperação Florestal: Da muda à Floresta**. Fundação Florestal. Secretaria Estadual do meio Ambiente. São Paulo. 2004.
- Hawken P; Loins, A; Loins H. **Natural Capitalism: Creating the next industrial revolution**. Earthscan. United States of America. 1999. 397 p.
- Holling, C. S. **Resilience and Stability of Ecological Systems**. Annual Review of Ecological Systems. 1973. Vol 4. 1 – 23 p.
- Hormay, A.L. 1970. **Principles of restoration grazing and multiple-use land management**. USDU BLM and USDA/ FS Traininn Text t2200k.
- INSTITUTO AGRONOMO DE CAMPINAS (IAC). **Boletim semanal do Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas**. CIIAGRO. 2014. Disponível em <http://ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/listagens/monagroatualeidr.asp>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cidades**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 2 de mar. de 2011.
- _____ **Senso Agropecuário 2006**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 15 de Abril de 2012.
- _____ **Senso Demográfico 2010**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 2 de Julho de 2012.
- _____ **Geociências**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 21 de Maio de 2013
- INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS (IPE). Relatório Técnico Final do Projeto “Semeando Água”. 2012. 63 p.
- Le Maitre, D. C; Kotzee, I. M; O’Farrell, P. J. **Impacts of land-cover change on the water flow regulation ecosystem service: invasive alien plants, fire and their policy implications**. Land use policy. Vol 36. 2014. pp. 171 – 181.
- Lima, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. ESALQ/USP. Piracicaba. 2008. 242 p.
- Lima, W. P.; Zakia, M. J. B. **Hidrologia de matas ciliares**. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. Matas ciliares: Conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2000. p.33-44.
- Lombardi Neto, F; Drugowich M. I. **Manual Técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral do Estado de São Paulo. 1994.
- Main, M.B; Fritz, M. R; Reed, F. N. 1999. **Evaluating costs of Conservation**. Conservation Biology. Vol 13. n°6. 1262-1272.
- McCalla G. R; Blackburn, W. H; Merrill, L. B. 1984. Effects of livestock grazing on infiltration rates, Edwards Plateau of Texas. The Journal of Range Management. Vol 37. n° 3. 265-269 p.

- Metzger, J. P; Rodrigues, R. Mapas-Síntese. Cap. 7.1. *in*: RODRIGUES, R. R. e BONONI, V. L. R. (Orgs.) **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica/Programa BIOTA/FAPESP, 2008.
- Meyers, J. **Conserving Ecosystem Function**. *in* The ecological bases of conservation: Heterogeneity, Ecosystem and Biodiversity. Springer. 1997.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). **Ecosystems and Human Well Being: A framework for Assessment**. Island Press. Washington. 2003. 245p.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA). **Ecosystems and Human Well Being: Synthesis report**. Island Press. Washington. 2005. 250p.
- Ministério Meio Ambiente (MMA). **Processo de atualização das áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira**. Brasília. 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/areas-prioritarias>.
- Ministério Meio Ambiente (MMA). **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs>
- Naidoo R; Adamowicz, W. L. 2006a. **Modelling opportunity costs of conservation in Transitional Landscapes**. Conservation Biology. Vol 20, n 2. pp 490-500.
- _____ Balmfor, A; Ferraro, P. J; Polasky, S; Ricketts, T. Rouget, M. 2006b. **Integrating economic costs into conservation planning**. Trends in Ecology and Evolution. Vol 21. n 12. pp. 681-687.
- Paschoalotti E; Martini Neto, W. **Sistema Cantareira: O desafio para atender regiões hidrográficas diferentes com uma disponibilidade hídrica limitada**. In Águas do Brasil. Disponível em <http://aguasdobrasil.org/edicao-06/sistema-cantareira.html> Acessado em Setembro 2014.
- Pearce, D. and Barrett, D., 1993. **Incremental costs and biodiversity conservation**. Paper prepared for the World Bank/Global Environment Facility seminar on Incremental Costs and the Global Environment, Washington, DC, September 1993. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment/University College, London (unpubl.), 20 pp.
- Pearce, D. W; Turner, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. The John Hopkins University Press. Great Britain. 1990. 378 p.
- Pereira, A. C; Souza, B. F; Redaelli, D. R; Imoniana, J.O. **Custo de Oportunidade: Conceitos e Operacionalização**. Caderno de Estudos n° 2. São Paulo. FIPECAFI. 1990. 22 p.
- Platts, W. S. **Livestock grazing and riparian/stream ecosystems: An overview**. US Forest Service. 1978. p. 39-45.

- Power, A. G. **Ecosystem Services and agriculture: tradeoffs and synergies**. Philosophical Transactions of the Royal Society. 2010. n 365. 2959-2971
- PROJETO ECOAGRI. Diagnóstico Ambiental da Agricultura em São Paulo: Bases para um Desenvolvimento Rural Sustentável. Campinas. UNICAMP. **Relatório II**. FAPESP, 2005. 93p.
- Rezzadori, V. R; Beuren, I. M. **Formas de calculo e contabilização do custo de oportunidade na perspectiva do juros sobre o capital**. Universidade de Brasília. UNBContabil. Vol 7. nº 2. 2004. pp. 9 – 49.
- Rodrigues, R.R.; Joly, C.A.; Brito, M.C.W.; Paese, A.; Metzger, J.O.; Casatti, L.; Nalon, M.A.; Menezes, N.A.; Bolzani, V.S. & Bononi, V.L.R. **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. Programa BIOTA/FAPESP & FAPESP & Secretaria do Meio Ambiente. 2008. 245 p.
- Romeiro, A. R.. **Meio Ambiente e Dinâmica de Inovações na Agricultura**. São Paulo. Ed. Annablume : FAPESP. 272 p. 1998.
- Schuh, V. R; Sehnem, S. **Pastoreio racional Voisin versus Sistema Tradicional de produção de leite: Análise comparativa de indicadores zootécnicos e econômicos**. Disponível em: <http://coperitaipu.com.br/fotos/noticias/artigo.pdf>. Acessado em 12/06/2013.
- SECRETARIA DE AGRICULTURA DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Levantamento Censitário das Unidades de Produção Agropecuária do Estado de São Paulo (Projeto LUPA)** 2007/2008. Disponível em : <http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/dadosmunicipais.php> Consultado em 15 Maio 2012.
- Souza Jr., W. C; Pereira, P. G. P. **Desafios econômicos para conservação ambiental**. Vol 2. nº 1 – 2. 2006. 166 p.
- Sparovek, G. et al. **The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation?** Environmental Science & Policy, v. 16, p. 65–72, fev. 2012.
- Stone, R. P; Hilborn, D. 2012. **Universal Soil Loss Equation (USLE)**. OMAFRA Factsheet.
- Swinton, S. M.; Lupi, F.; Robertson, G. P.; Hamilton, S. K. **Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystem for diverse benefits**. Ecological Economics Review. Vol 64. 2007. p. 245 – 252.
- Swinton, S. M., Lupi F., Robertson G. P., Landis D. A. **Ecosystem services from agriculture: looking beyond the usual suspect**. American Journal for agricultural economics. Numero 5. Vol 88. 2006. pp. 1160-1166.

- Tabacchi, E; Planty-Tabacchi A. M; Lanty-Tabacchi; Salinas M. J; Decamps H. 1996. **Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study**. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12: 367-390.
- Tansley, A. G. **The use and abuse of Vegetational Concepts and Terms**. *Ecology*. Vol 16. nº 3. July. 1935. pp. 284 – 307.
- TEEB, 2010. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. In: Edited by P. Kumar, Earthscan, London.
- TerceiraVia. Resultado das análises de uso e ocupação do solo na área mapeada para o projeto “Canareira em rede – Mobilização e proposição de ações socioambientais”. Relatório Técnico. 2012.
- Triviños, A. N. S. **Introdução à pesquisa em ciências sociais: a pesquisa qualitativa em educação**. São Paulo: ed. Atlas, 1987. 175 p.
- Tomazela, J. M. **São Paulo vai construir reservatórios de apoio ao Sistema Cantareira**. *Jornal O Estado de São Paulo*. Disponível em www.estadao.com.br/noticias/geral,sp-vai-construir-dois-reservatorios-de-apoio-ao-sistema-anareira,1129216. Consultado em 11 Fevereiro 2014.
- UNITED NATIONS (UN) Millennium Ecosystem Assessment (MEA). **Ecosystems and human well-being**. Island Press. Washington. 2003. 200 p.
- UNITED NATIONS (UN) Millennium Ecosystem Assessment (MEA). **Ecosystems and human well-being: Synthesis Report**. Island Press. Washington. 2005. 155 p.
- Vital, M. H. **Impacto ambiental das florestas de eucalipto**. *Revista BNDES*. Rio de Janeiro. V 14, nº 28. P. 235-276. Dezembro 2007.
- Voisin, A. **Dinâmica das pastagens**. Ed. Mestre Jou. 1ª edição. São Paulo. 1975. 392 p.
- Voisin, A. **Produtividade do pasto**. Ed. Mestre Jou. 1ª edição. São Paulo. 1974. 510 p.
- Whately M; Cunha P.; **Cantareira 2006 – Um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo**. Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira. 2007.
- Wischmeier, W.H; Smith, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning**. US Department of Agriculture. Agriculture handbook. nº 537. 1978.
- World Health Organization (WHO). **Guide for generalized cost-effectiveness analysis**. 2003. 313 p.

ANEXOS

ANEXO 1. Fatores utilizados na EUPS – Equação Universal de Perda de Solos

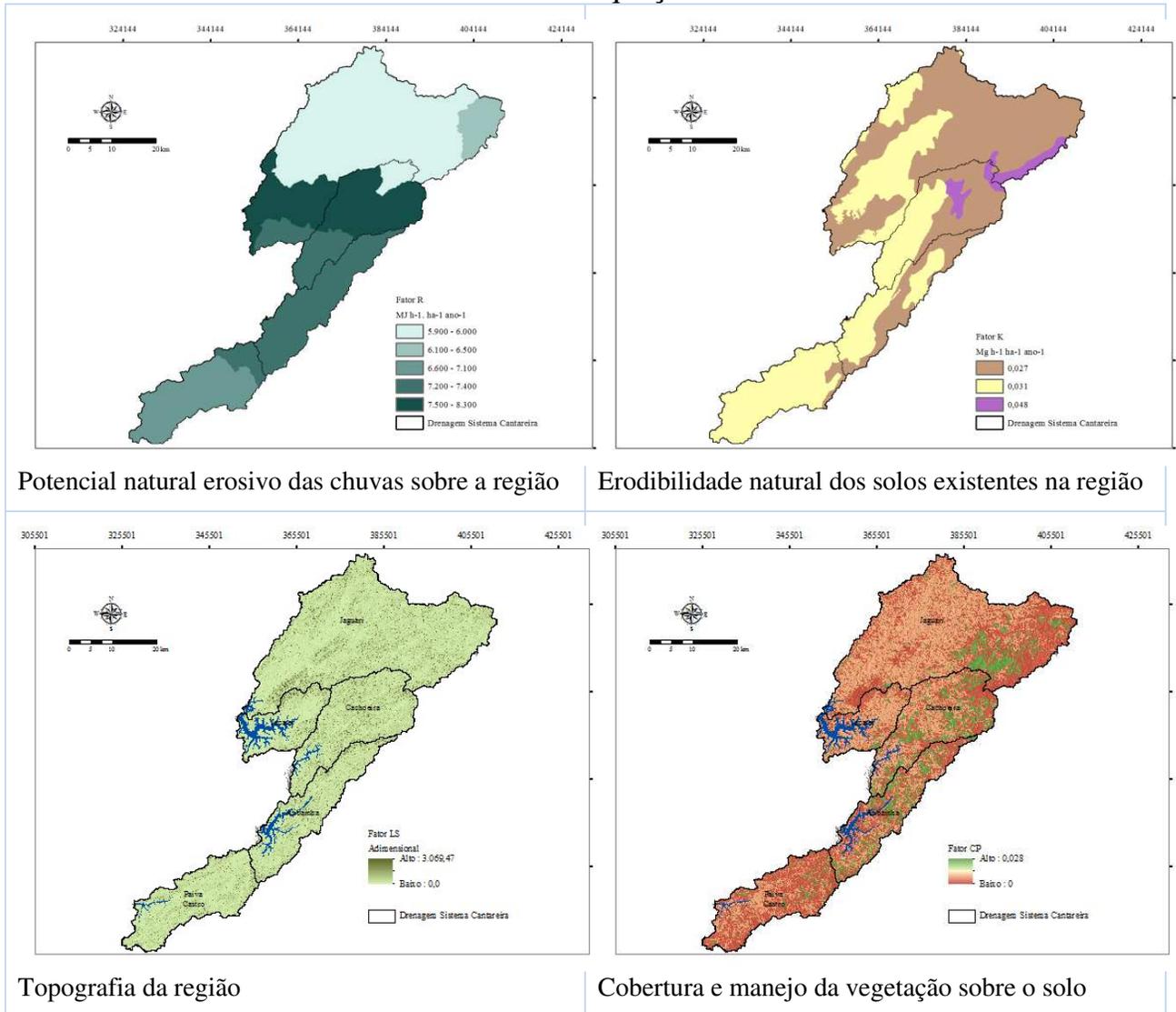


Figura 13: Comportamento dos Fatores R (erosividade das chuvas), K (erodibilidade dos solos), LS (topografia da região) e CP (cobertura e manejo da vegetação sobre o solo) na região do corredor Cantareira.

Fator R - Erosividade das chuvas

O fator R mede o potencial erosivo da precipitação das chuvas e seu efeito sobre a perda de solo a partir das características de intensidade e duração das chuvas na região. Quanto maior a intensidade e a duração das chuvas, maior seu potencial erosivo. Nesta investigação procedeu-se com o cálculo do fator R utilizando o *software* disponibilizado pela Universidade Federal de Viçosa *Neterosividade* para os estados de São Paulo e Minas Gerais.

Fator K – Erodibilidade do solo

O fator K representa a susceptibilidade natural dos solos presentes na região à erosão. São consideradas as características naturais dos solos como sua textura, estrutura física, o teor de matéria orgânica presente e a permeabilidade. Diferentes tipos de solos possuem diferentes faixas de susceptibilidade à erosão, seja pela sua estrutura física capaz de suportar o impacto das gotas da chuva no solo, seja pela sua textura argilosa capaz de suportar o escoamento superficial da água pelas encostas. Nesta investigação, utilizou-se a metodologia proposta por Denardin 1990 e, posteriormente modificada por Levy 1995 para o cálculo do fator K. Os resultados são apresentados na tabela 18.

Tabela 17: Erodibilidade dos solos encontrados na área de drenagem do Sistema Cantareira.

Classe		Solo	Fator K Mg h ⁻¹ MJ ⁻¹ mm ⁻¹
Solos São Paulo	Cambissolo Háptico	CX19	0,0482
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVA17	0,0270
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVA20	0,0270
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVA23	0,0270
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVA49	0,0270
Oliveira (1999)	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA18	0,0307
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA26	0,0307
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA41	0,0307
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA42	0,0307
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA44	0,0307

	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA55	0,0307
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVA63	0,0307
Solos Minas Gerais Oliveira (1999)	Cambissolo Háptico	CXd110	0,0482
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVAd127	0,0270
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVAd138	0,0270
	Latossolo Vermelho Amarelo	LVAd158	0,0270
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVAd26	0,0307
	Argissolo Vermelho Amarelo	PVAd33	0,0307

Fonte: Elaboração própria a partir dos resultados obtidos com a metodologia proposta por Levy 1995; Mapa de Solos elaborado a partir de Oliveira 1999.

Fator LS – Topografia do terreno

O fator LS reúne os fatores declividade do terreno e o comprimento das encostas, sendo considerado por muitos especialistas como os fatores mais críticos para a perda de solos em uma região. Área de maior declividade tendem a apresentar maiores taxas de perda de solos. Nesta investigação, o fator LS foi calculado utilizando-se o software *InVest*, desenvolvido pela Universidade de Stanford, e tendo como base o Modelo Digital de Elevação (DEM) gerado a partir dos dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) com resolução espacial de 30 metros. O *software* InVest calcula o fator LS a partir da metodologia sugerida por Desmet e Govers (1996) para duas classes de declividade:

$$L_i \cdot S_i = S_i \frac{(A_i + D^2) - A_i^{m+1}}{D^{m+2} \cdot x_i^m \cdot 22.13^m}$$

onde,

S_i = comprimento de rampa calculado para um *grid* de células em função de duas classes de declividade, a saber:

$S_i = 10.8 \cdot \sin(\theta) + 0.03$, quando a declividade for < 9%;

$S_i = 16.8 \cdot \sin(\theta) - 0.50$, quando a declividade for > 9%;

A_i = a área de contribuição (m²);

D = a dimensão linear do grid de células (m);

X_i = fator de ajuste.

Fator CP – Cobertura e manejo do solo

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto 1999, a taxa de perda de solo em uma determinada área mantida continuamente descoberta pode ser obtida pelo produto dos fatores R, K, L e S da Equação Universal de Perda de Solos. Entretanto, a cobertura vegetal do solo influencia diretamente reduzindo as perdas potenciais. O fator C representa, portanto, o potencial de redução da perda de solos que a cobertura vegetal do solo oferece, a partir de suas características biofísicas (densidade e índice de área foliar). A cobertura florestal apresenta as melhores características de cobertura do solo, com valores para o fator C próximos a 0,001. Os valores adotados para a pastagem e para silvicultura de eucalipto foram 0,008 e 0,007 respectivamente. O fator P da Equação Universal de Perda de Solos refere-se a implantação ou manejo da cobertura vegetal do solo a partir de práticas conservacionistas. Para as principais atividades agropecuárias encontradas na região inexistem qualquer tipo de prática conservacionista. Tanto na pecuária extensiva como também na silvicultura de eucalipto, foi possível verificar através de visitas a campo que não há preocupação dos proprietários das terras, em sua grande maioria, em adotar práticas de conservação do solo. Para os objetivos desta investigação o fator P variou apenas para a comparação dos resultados ecológicos obtidos para pastagem extensiva, 0,8, e pastagem manejada, 0,2. A tabela 19 apresenta os valores para o fator CP utilizados pela investigação.

Tabela 18: Valores utilizados para o fator CP para cada classe de uso do solo encontrado na região e cenário conservacionista investigado.

Uso e ocupação do solo	Cenário atual	Cenários conservacionistas
	Fator CP	
Cobertura florestal	0,001	0,001
Pastagens	0,008	0,002
Silvicultura de eucalipto	0,007	0,007
Manchas urbanas	0,0	0,0
Lagos e reservatórios	0,0	0,0

Fonte: Valores de referência obtidos a partir de Ecoagri 2005.

ANEXO II – Questionário utilizado nas entrevistas com proprietários rurais para obtenção das características socioeconômicas dos Sistemas Produtivos

Questionário nº _____	Data (dd/mm/aaaa): ____	Município: _____	
Bairro rural: _____	Sub-bacia: _____	_____ ° _____ ' _____ '' ' Longitude	_____ ° _____ ' _____ '' Latitude

A. Conhecendo a propriedade

1. Nome da propriedade rural: _____

2. Nome do proprietário rural: _____

3. Qual o tamanho aproximado da propriedade: _____ hectares

4. Há quanto tempo tem posse desta propriedade? _____ anos

5. O senhor (a) possui algum tipo de documento da terra? Sim Não

Se **Sim**, qual documento? Escritura Matrícula

6. Quantas pessoas da família trabalham na propriedade? _____

Insumos	Produção Agropecuária/Florestal	Venda
Atividade 1 (principal ocupação do solo na propriedade) _____ Área: _____ hectares		
1. Trabalho		
Quantas pessoas são contratadas?		Quantidade (unidade) vendida em 2011?
Custo da diária (R\$)?		
Tempo dedicado a esta atividade (dias por ano)?		Preço (R\$) de venda no sítio?
2. Insumos		
Quantas vezes adubou a plantação em 2011 e o custo?		Onde vende (local)?
Defensivos (Quantidade utilizada nesta atividade em 2011 e o custo)?		
Sementes/mudas (Quantidade utilizada nesta atividade em 2011 e o custo)?		
		Periodicidade da venda em 2011 (diária / mensal / anual)?
3. Serviços		
Quantas pessoas foram utilizadas para o plantio desta atividade em 2011?		
Assistência técnica (R\$/mês)		Observações:
Quantas pessoas foram utilizadas para a colheita desta atividade em 2011?		
Quantas pessoas foram usadas na capina e roçada da área?		
4. Máquina		
Utilizou trator em 2011 (R\$/hora)?		
5. Manejo		
Tipo de manejo (como fez a condução da cultura em 2011)?		
6. Outros gastos na atividade (R\$/ano)		

7. O senhor (a) estaria disposto a implementar praticas de conservação do solo [*explicar o que são estas práticas e dar exemplos ao entrevistado - barraginhas, rotação de pastagens*] nas suas áreas de produção agropecuária desde que não houvessem custos adicionais?

sim

não

8. Essa propriedade contém:

Mata original

Mata plantada

Nascente

Riachos

Lagos

Beira a represa

Outra: _____

9. Se existe mata, por que você a mantém?

Cumprimento da lei

Área não serve para outro uso

Proteção do solo e da água

Apreciação da beleza

Outra: _____

10. Você utiliza recursos da mata ou dos cursos d'água? (Por exemplo: cabo de enxada, mourão, apicultura, lenha, madeira, carne de caça, outros)

sim

não

Se sim, quais?

ANEXO III – Custos da restauração florestal utilizando dois modelos distintos de reflorestamento.

Tabela 19: Variação do custo de restauração florestal em 1 hectare utilizando diferente modelos de restauração

	Modelo condução e enriquecimento da regeneração natural	Modelo plantio total
Operação	R\$/hectare	R\$/hectare
Limpeza do terreno e preparo do solo	1.260,00	2.240,00
Plantio e manutenção	3.850,00	6.545,00
Adubação de cobertura	168,00	336,00
Cercamento	1.785,00	1.785,00
<i>Total operacional – (A)</i>	<i>7.063,00</i>	<i>10.906,00</i>
Insumos		
Plantio e manutenção	8.985,60	10.951,80
Cercamento	2.482,00	2.489,00
Combustível	30,00	30,00
<i>Total insumos – (B)</i>	<i>11.497,60</i>	<i>13.470,80</i>
TOTAL A + B	18.560,60	24.376,80

Fonte: Elaboração própria a partir do modelo proposto por HAHN et al (2004); Castanho Filho (2007);

* Os custos de mão-de-obra considerados estão em valores de diárias para serviços rurais na região de Nazaré Paulista (São Paulo)