



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/09.06.18.13-TDI

MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL E VALORAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DE COBERTURA E USO DA TERRA RELACIONADAS À EXPANSÃO CANAVIEIRA

Rodrigo de Campos Macedo

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Cláudia Maria de Almeida, e João Roberto dos Santos, aprovada em 26 de setembro de 2013.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3EPSPRS>

INPE
São José dos Campos
2013

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE

Gabinete do Diretor (GB)

Serviço de Informação e Documentação (SID)

Caixa Postal 515 - CEP 12.245-970

São José dos Campos - SP - Brasil

Tel.:(012) 3208-6923/6921

Fax: (012) 3208-6919

E-mail: pubtc@sid.inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE (RE/DIR-204):

Presidente:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Membros:

Dr. Antonio Fernando Bertachini de Almeida Prado - Coordenação Engenharia e Tecnologia Espacial (ETE)

Dr^a Inez Staciarini Batista - Coordenação Ciências Espaciais e Atmosféricas (CEA)

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação Observação da Terra (OBT)

Dr. Germano de Souza Kienbaum - Centro de Tecnologias Especiais (CTE)

Dr. Manoel Alonso Gan - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPT)

Dr^a Maria do Carmo de Andrade Nono - Conselho de Pós-Graduação

Dr. Plínio Carlos Alvalá - Centro de Ciência do Sistema Terrestre (CST)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon - Coordenação de Observação da Terra (OBT)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Marciana Leite Ribeiro - Serviço de Informação e Documentação (SID)

Yolanda Ribeiro da Silva Souza - Serviço de Informação e Documentação (SID)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Maria Tereza Smith de Brito - Serviço de Informação e Documentação (SID)

André Luis Dias Fernandes - Serviço de Informação e Documentação (SID)



Ministério da
**Ciência, Tecnologia
e Inovação**



sid.inpe.br/mtc-m19/2013/09.06.18.13-TDI

MODELAGEM DINÂMICA ESPACIAL E VALORAÇÃO DAS ALTERAÇÕES DE COBERTURA E USO DA TERRA RELACIONADAS À EXPANSÃO CANAVIEIRA

Rodrigo de Campos Macedo

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, orientada pelos Drs. Cláudia Maria de Almeida, e João Roberto dos Santos, aprovada em 26 de setembro de 2013.

URL do documento original:

<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3EPSPRS>

INPE
São José dos Campos
2013

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Macedo, Rodrigo de Campos.

M119m Modelagem dinâmica espacial e valoração das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira / Rodrigo de Campos Macedo. – São José dos Campos : INPE, 2013. xxx + 236 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m19/2013/09.06.18.13-TDI)

Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2013.

Orientadores : Dra. Cláudia Maria de Almeida, e João Roberto dos Santos.

1. modelagem dinâmica espacial. 2. valoração. 3. mudanças de cobertura e uso da terra. 4. expansão canavieira. I.Título.

CDU 528.873:633.61

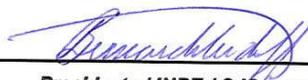


Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

Aprovado (a) pela Banca Examinadora
em cumprimento ao requisito exigido para
obtenção do Título de **Doutor(a)** em
Sensoriamento Remoto

Dr. Bernardo Friedrich Theodor Rudorff



Presidente / INPE / SJC Campos - SP

Dra. Cláudia Maria de Almeida



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. João Roberto dos Santos



Orientador(a) / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Diógenes Salas Alves



Membro da Banca / INPE / SJC Campos - SP

Dr. Britaldo Silveira Soares Filho



Convidado(a) / UFMG / Belo Horizonte - MG

Dr. Wilson Cabral de Sousa Junior



Convidado(a) / ITA / São José dos Campos - SP

Este trabalho foi aprovado por:

maioria simples

unanimidade

Aluno (a): **Rodrigo de Campos Macedo**

São José dos Campos, 26 de Setembro de 2013

“While there may be no right way to value a forest or a river, there is a wrong way, which is to give it no value at all”.

Paul Hawken

Para as minhas meninas Denise, Ângela e Lola.

AGRADECIMENTOS

Aos Orientadores, por toda luz, paciência, compreensão, ternura e firmeza na medida certa. Dr. Bernardo Rudorff, por ter acreditado e apoiado o estágio-sanduiche. Dr. Britaldo Alves Soares Filho e Hermann Rodrigues (UFMG), pelo grande auxílio no Dinamica EGO. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro (IE-Unicamp), pelas ótimas e produtivas aulas. Dr. Wilson Cabral Sousa Jr. (ITA), por ter me inspirado com seus artigos. Dr. Joshua Farley (University of Vermont - UVM) pelo incremento proporcionado através da temporada em Burlington. Dr. Abdon Schmitt (UFSC), pelas profícuas conversas no Gund Institute. Luiz Roberto de Campos Jacintho (IBGE) pela compreensão e apoio nas horas difíceis. Moisés Salgado (Agrosatélite), pelas informações a respeito do cálculo de perda de solo, dicas do USLE-2D e do SAGA GIS. Márcio Valeriano (INPE), pelos diálogos sobre o fator topográfico. Daniel Alves Aguiar, Juliana Silveira dos Santos, Edison Crepani e toda a turma do LAF (INPE), por ceder grande parte dos dados, principalmente a hidrografia e as APPs. Clodoaldo A. Gazzetta (Instituto Ambiental Vidágua), pelos dados acerca das APPs de Arealva. Milaine Trabuco, Johannes Peter Feldenheimer (EDR-Bauru) e Élcio Alves Macedo (CATI-Arealva), pelo imenso apoio no levantamento de campo. Mário Ivo Drugowich (CIAGRO), pelas coordenadas do LUPA. Wagner Carrupt Machado (IBGE), pela ajuda na revisão sobre levantamento de campo e geodésia. Luis Cesar Demarc e José Adriano (ambos da CATI), pelas respostas em relação aos aspectos agronômicos da cana-de-açúcar e da pastagem. Sr. Domingos (pecuarista), que contribuiu gentilmente respondendo à entrevista sobre criação de gado e pastagens. Associcana e José Reinaldo Schiavon (Assobari), que auxiliaram no cálculo dos custos relacionados à lavoura canavieira. Aline Salim (SMA), por ter cedido o mapa de cobertura e uso de SP, de 2005. Marco Aurélio Nalon e Ciro Matsukuma (IF), pelos inventários dos remanescentes de vegetação nativa de SP. Celso Vainer Manzatto (Embrapa), pela disponibilização do Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar. Ricardo Marques Coelho (IAC), pelo mapa pedológico. Aline Lopes Coelho (IBGE), Marcelo Maranhão (IBGE) e Sílvia Cristina de Jesus (Santiago & Cintra Consultoria), pela disponibilização de imagens orbitais. Marcos Rosa, Márcia Hirota (SOS Mata Atlântica) e Flávio Jorge Ponzoni (INPE), sobre as discussões acerca dos dados de vegetação da Mata Atlântica. Antônio Florido (IBGE), pelo auxílio com os dados do Censo Agropecuário. Gerson Salviano de Almeida Filho e José Luiz Albuquerque (ambos do IPT), pelos dados de erosão. Ailson da Cunha Martins (Sabesp), pelas questões relacionadas à qualidade de água. Felipe Soncine (Bombas Leão) e Carlos Eduardo Hernandez (Bombas Leão) e Ebara Bombas, pelas informações sobre

poços artesanais e semiartesianos. Gustavo Felipe Balué Arcoverde, Maikon Roberth Novaes, Natanael Sérgio Maciel, Márcia Faria e demais colegas do IBGE, do INPE e da ESALQ, pelas constantes trocas de informações, camaradagem e espírito de cooperação sempre presentes. INPE, por toda infra-estrutura necessária. IBGE, pelas liberações, principalmente do estágio no exterior. CAPES, FAPESP e FUNCATE, pelo apoio financeiro.

RESUMO

O problema exposto neste trabalho é relacionado à proposição de um modelo dinâmico e espacial acoplado à valoração das alterações de cobertura e uso da terra. O objetivo é desenvolver os modelos de alteração de cobertura e uso da terra e de valoração e acoplá-los, propiciando a geração de cenários futuros monetizados relacionados à expansão canavieira e seus impactos nos serviços ecossistêmicos. A área de estudo é o município de Arealva, localizado na região centro-oeste do estado de São Paulo. A proposição dos cenários levou em consideração a revegetação de APPs como estratégia de minimização de impactos ambientais e recuperação dos serviços ambientais já comprometidos. Foram definidos três conjuntos de cenários: i) cenários estacionários, em que foram mantidas as taxas de transição e reproduzidas as mudanças detectadas (tendência histórica); ii) cenários não-estacionários de readequação das APPs hidrográficas, recuperando-se 70% das APPs até 2020 e; iii) cenários não-estacionários de readequação das APPs hidrográficas, recuperando-se 100% até 2020. Para a geração dos cenários estacionários e não-estacionários, foi elaborado um modelo de mudança de cobertura e uso da terra. Esse modelo considerou as seguintes variáveis: distância às estradas, a rios e às usinas, declividade e tipo de solo. Na parametrização, calibração e validação do modelo, simulações pretéritas para 2005 e 2010 foram realizadas. Essas simulações foram ajustadas até se obter uma boa relação de similaridade entre a simulação e a base-referência. Foram testadas diversas proporções entre expansão e nucleação de classes. Para valorar e propor cenários futuros monetizados, uma função dose-resposta foi calculada, que, por sua vez, considerou o lucro operacional, os principais impactos ambientais associados à cana-de-açúcar e pastagem, e os principais serviços ecossistêmicos associados à vegetação nativa. Os serviços ecossistêmicos e os impactos ambientais selecionados foram os relacionados à conservação de solo e de água, visando minimizar os riscos de erosão e assoreamento. As mudanças mais relevantes estão relacionadas à expansão canavieira e retração de pastagens. A readequação ambiental reduziria o lucro operacional em cerca de 6% (R\$460.000,00.ano-1), representando cerca de R\$165,00.ha-1.ano-1 em APP. Todos os impactos ambientais considerados são dependentes da estimativa de quantidade de solo perdido, ou seja, quanto maior a erosão potencial, maior a ponderação de severidade do impacto ambiental. Os cenários de readequação ambiental podem reduzir os impactos em até 16% (R\$260.000,00.ano-1). Como há cerca de 4.600ha de APP em Arealva, essa atenuação dos impactos ambientais poderia contribuir com R\$56,52.ha-1.ano-1, valor competitivo com algumas pastagens degradadas. A readequação ambiental traz duplo benefício: aumenta a oferta de serviço ecossistêmico e diminui os riscos de impactos ambientais negativos. Ambos os benefícios são externos ao mercado, portanto de difícil percepção pelos agentes. A viabilização de um instrumento econômico de valorização dos serviços ecossistêmicos, atrelada à internalização dos potenciais impactos ambientais, poderia viabilizar a readequação ambiental.

SPATIAL DYNAMIC MODELING AND ECONOMIC VALUATION OF LAND USE AND COVER CHANGES RELATED TO SUGARCANE EXPANSION

ABSTRACT

The problem dealt with in this work is the proposition of a spatial dynamic model coupled to an economic valuation of land use and cover change (LUCC). The aim is to generate future monetized LUCC scenarios related to sugarcane expansion. The study area is Arealva, a municipality located in the central-west of São Paulo estate, southeast of Brazil. The proposed scenarios considered the revegetation of conservation areas as a strategy for minimizing environmental impacts as well as for recovering environmental services under threat. Three sets of scenarios were defined: i) stationary scenarios, where transition rates observed in the analyzed period were maintained and the detected changes reproduced historical trend (business as usual), ii) non-stationary scenarios, with a 70% recovery of vegetation in conservation areas along water streams by 2020, and iii) non-stationary scenarios, with a 100% recovery of vegetation in conservation areas along water streams by 2020. For the generation of stationary and non-stationary scenarios, we designed a dynamic spatially explicit LUCC model, comprising the following driving variables: distance to roads, distance to rivers, distance to Tietê waterway, slope and soil type. In order to parameterize, calibrate and validate the model, past simulations were accomplished for the period from 2005 to 2010. Such simulations were adjusted so as to achieve a satisfactory fit in relation to the reference map (real land use and cover map in 2010). The economic valuation considered operational profit and the main environmental impacts associated with sugar cane and pasture, besides key ecosystem services provided by native vegetation. The selected ecosystem services are related to soil and water conservation and are meant to minimize erosion and silting-up risks, which precisely regard the analyzed environmental impacts. The most significant changes are related to sugarcane expansion and decrease in pastures. The environmental readjustment reduce operating profit by about 6% (R\$460,000.00.year⁻¹), representing approximately R \$ 165.00 . 1.ano ha⁻¹. As the ecosystem service is dependent on classes inter-related to native vegetation, the environmental recovery scenarios presented higher values for such services than the stationary scenarios, approx. 75% (R\$900.0000,00.year⁻¹). All environmental impacts are regarded as dependent on the estimated amount of soil loss, i.e., the greater the potential erosion, the greater the environmental impact magnitude. The scenarios of environmental recovery can reduce environmental impacts by as much as 16% (R\$260,000.00.year⁻¹). This mitigation of environmental impacts could contribute to R\$ 56.52.ha⁻¹.year⁻¹, competitive value with some degraded pastures. The environmental recovery causes reduced opportunity cost (sacrificed income). On the other hand, its

benefits are twofold: it increases the supply of ecosystem services and reduces the risk of future undesirable environmental impacts. Both benefits are external to the market, therefore it is difficult for economic agents to acknowledge them. The design of economic policies targeted to valorize ecosystem services together with the endorsement of legal tools for internalizing potential environmental impacts would certainly enable feasible and competitive environmental recovery.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1 – a) Terminal portuário de cana-de-açúcar, b) barça utilizada no transporte, c) operação de carregamento e d) barça carregada.	15
Figura 2.2 – a) Pastagem bem manejada e b) mal manejada.	16
Figura 2.3 – Fragmentos de vegetação nativa.....	17
Figura 2.4 – APP desempenhando suas funções de proteção aos recursos hídricos. ...	18
Figura 2.5 – a) Preparo de solo para implantação de canavial e b) plantio.	24
Figura 2.6 – a) Erosão e b) assoreamento em canavial.....	26
Figura 2.7 – Efeitos do assoreamento em pastagens.....	29
Figura 2.8 – Sobrepastejo (excesso de pisoteamento).	29
Figura 2.9 – Focos de erosão em pastagens.....	30
Figura 2.10 – a) Área de reforma em canavial e b) de reforma em pastagem.	32
Figura 2.11 – Voçoroca em pastagens.....	33
Figura 2.12 – Turbidez nos cursos d’água próximos às pastagens.....	34
Figura 2.13 – Bebedouros comprometidos por turbidez e excesso de sedimentos.....	34
Figura 3.1 – Procedimento metodológico adotado.	93
Figura 3.2 – Localização da área de estudo.....	95
Figura 3.3 – Influência da área de amortecimento das UCPI (10km), originando áreas adequadas com e sem restrições no ZASP.....	97
Figura 3.4 – Exemplos das principais classes de uso e cobertura presentes na área de estudo.....	106
Figura 3.5 – Procedimento metodológico para a formação e validação dos mapas inicial e final.....	109

Figura 3.6 – Procedimento para a detecção de mudanças e geração das matrizes de transição, com seus respectivos cálculos de probabilidades de transição (<i>single e multiple steps</i>).....	113
Figura 3.7 – Procedimento metodológico para a parametrização, calibração e validação do modelo.	114
Figura 3.8 – Grade de distâncias às principais usinas de açúcar e álcool.	116
Figura 3.9 – Grade de distâncias à malha hidrográfica.	117
Figura 3.10 – Grade de distâncias à malha viária.....	118
Figura 3.11 – Grade de distância à Hidrovia do Álcool – Rio Tietê, entre as represas de Barra Bonita e de Jacanga.	119
Figura 3.12 – Classes de solos em Arealva,	120
Figura 3.13 – Classes de declividade em Arealva.....	121
Figura 3.14 – Procedimento metodológico para o cálculo espacializado do lucro operacional, serviço ecossistêmico e impactos ambientais.	125
Figura 3.15 – Acoplagem da valoração como um submodelo de valoração acoplado no modelo de mudança de cobertura e uso da terra, no Dinamica EGO....	136
Figura 3.16 – Detalhamento do submodelo de valoração no Dinamica EGO.....	137
Figura 4.1 – Distribuição espacial dos pontos obtidos em campo.....	139
Figura 4.2 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2005 (mapa inicial), utilizado na geração dos cenários estacionários.....	141
Figura 4.3 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2010 (mapa final), utilizado na geração dos cenários estacionários.	142
Figura 4.4 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2005 (mapa inicial), utilizado na geração dos cenários não-estacionários.. ...	145
Figura 4.5 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2010 (mapa final), utilizado na geração dos cenários não-estacionários.....	146

Figura 4.6 – Áreas abandonadas pelas atividades agropecuárias.....	151
Figura 4.7 – Mapa final (2010) de cobertura e uso da terra em Arealva, sem delimitação de APP.....	157
Figura 4.8 – Simulação estacionária de cobertura e uso da terra em Arealva para 2010.	158
Figura 4.9 – Mapa final de cobertura e uso da terra em Arealva, com delimitação de APP.	159
Figura 4.10 – Distribuição da área plantada, por classe de cobertura/uso da terra. ..	161
Figura 4.11 – Simulação estacionária referente ao ano de 2007, delimitada por setor censitário de Arealva.....	162
Figura 4.12 – Dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva para as classes selecionadas.....	164
Figura 4.13 – Dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva para as classes selecionadas.....	165
Figura 4.14 – Dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva para as classes selecionadas.....	166
Figura 4.15 – Dinâmica do lucro operacional para os cenários considerados, de 2011 a 2020 (R\$.ano ⁻¹), para Arealva.....	167
Figura 4.16 – Dinâmica dos valores considerados para potenciais pagamentos por serviços ambientais, para os cenários considerados, de 2011 a 2020 (R\$.ano ⁻¹), em Arealva.....	169
Figura 4.17 – Dinâmica da estimativa de perda de solo, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (t.ano ⁻¹).....	170
Figura 4.18 – Dinâmica dos impactos ambientais passíveis de serem internalizados pelo produtor rural, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano ⁻¹).....	172

Figura 4.19 – Dinâmica da estimativa do impacto ambiental relacionado à desvalorização nos preços da terras de Arealva, para os cenários considerados, de 2011 a 2020 (R\$.ano ⁻¹).....	173
Figura 4.20 – Microbacias de Arealva delimitadas para o cálculo da TAS.	174
Figura 4.21 – Dinâmica da estimativa do impacto ambiental relacionado às ações de dragagem e desassoreamento, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano ⁻¹).....	175
Figura 4.22 – Dinâmica da estimativa dos impactos ambientais agregados, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano ⁻¹).....	176
Figura 4.23 – Avaliação econômica (lucro operacional + serviços ecossistêmicos – impactos ambientais), para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano ⁻¹).....	177
Figura B.1 – Cenários estacionários de cobertura e uso da terra, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.....	227
Figura B.2 – Cenários não-estacionários de recuperação de 100% das APPs de Arealva-SP, de 2011 a 2020.	229
Figura B.3 – Cenários estacionários relacionados aos impactos ambientais agregados, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.....	232
Figura B.4 – Cenários não-estacionários relacionados aos impactos ambientais agregados, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.....	234

LISTA DE QUADROS E TABELAS

	<u>Pág.</u>
Tabela 2.1 – Comparação entre a economia convencional (neoclássica), ecologia convencional e economia ecológica.	72
Quadro 2.1 – Tipos de valores.....	79
Quadro 2.2 – Métodos de valoração.....	84
Quadro 2.3 – Relação entre métodos de valoração e tipos de valores.	90
Tabela 3.1 – Dados utilizados, indicando-se o tipo, a data de referência, a finalidade e a referência bibliográfica.	100
Tabela 3.2 – Aplicativos utilizados, indicando-se a finalidade.	103
Tabela 3.3 – Hierarquia entre as feições cartográficas para a elaboração dos mapas de cobertura/uso da terra.....	111
Quadro 3.1 – Mudanças potenciais de cobertura/uso da terra e processos associados.	113
Tabela 3.4 – Relação entre as classes de cobertura/uso da terra e os principais produtos.	126
Tabela 3.5 – Fator de erodibilidade por classe de solo.	129
Tabela 3.6 – Fatores de uso (C) e de práticas de conservação de solo (P) por classe de cobertura/uso da terra.....	130
Tabela 3.7 – Percentuais de impactos moderado e severo, por classe de cobertura/uso da terra.	131
Tabela 3.8 – Custos de produção, por classe de cobertura/uso da terra.	132
Tabela 3.9 – Preço de venda e produtividade por produtos representativos da classe de cobertura/uso da terra.....	132
Tabela 3.10 – Preço da terra, por classe de cobertura/uso da terra.	133

Quadro 3. 2 – Dados qualitativos esperados para o lucro operacional, serviços ecossistêmicos e impactos ambientais considerados, por classe de cobertura e uso.	136
Tabela 4.1 – Pontos amostrados por classe.	140
Tabela 4.2 – Cálculo de áreas referentes aos mapas de cobertura e uso da terra utilizados na geração de cenários estacionários.....	142
Tabela 4.3 – Matriz de confusão, exatidão do produtor, exatidão do consumidor e índice <i>Kappa</i> do mapa inicial de cobertura e uso da terra.	143
Tabela 4.4 – Matriz de confusão, exatidão do produtor, exatidão do consumidor e índice <i>Kappa</i> do mapa final de cobertura e uso da terra.	143
Tabela 4.5 – Comparação entre os mapas inicial e final de cobertura e uso da terra e as pesquisas agropecuárias do IBGE (em ha).	144
Tabela 4.6 – Cálculo de áreas referentes aos mapas de cobertura e uso da terra utilizados na geração de cenários não-estacionários.	146
Tabela 4.7 – Uso e ocupação das APPs de Arealva, em 2005 e 2010.	147
Tabela 4.8 – Alterações de cobertura e uso da terra agregadas por classe.	148
Tabela 4.9 – Alterações de cobertura e uso da terra desagregadas – mapas sem delimitação de APP.....	149
Tabela 4.10 – Alterações de cobertura e uso da terra desagregadas – mapas com delimitação de APP.....	149
Tabela 4.11 – Processos de mudança de cobertura e uso da terra.	150
Tabela 4.12 – Probabilidades globais de transição para os cenários estacionários. ...	151
Tabela 4.13 – Probabilidades globais de transição para os cenários não-estacionários de readequação ambiental.	152
Quadro 4.1 – Relação entre os processos de mudança de cobertura/uso da terra e as variáveis explicativas, para todos os cenários, de 2005 a 2010.....	153

Tabela 4.14 – Proporção dos algoritmos de alocação espacial de mudanças de cobertura/uso da terra no modelo dinâmico espacial.	155
Tabela 4.15 – Índice de similaridade <i>fuzzy</i> em relação ao tamanho da janela móvel.	156
Tabela 4.16 – Comparação entre as pesquisas agropecuárias e as simulações pretéritas em Arealva de 2006 a 2009 (em ha).	160
Tabela 4.17 – Comparação entre os setores censitários e os cenários simulados (em percentagem) para Arealva em 2007.....	163
Tabela 4.18 – Lucro operacional, por classe de cobertura/uso da terra.	167
Tabela 4.19 – Valor considerado para potencial pagamento por serviços ambientais, por classe de cobertura/uso da terra.....	168
Tabela 4.20 – Cálculo da TAS, amplitude altimétrica, nome e comprimento do principal curso d'água e área das microbacias em Arealva.	174
Quadro A.1 – Entrevistas.	223

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AGRIANUAL	Anuário da Agricultura Brasileira
AIA	Avaliação de Impactos Ambientais
ANA	Agência Nacional das Águas
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANUALPEC	Anuário da Pecuária Brasileira
APP	Área de Preservação Permanente
ASSOBARI	Associação de Fornecedores de Cana da Região de Bariri - SP
ASSOCICANA	Associação dos Plantadores de Cana da Região de Jaú - SP
CA	<i>Coarse Aquisition</i>
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CATI	Coordenadoria de Assistência Técnica Integral
CE	Comissão Européia
CEPEA	Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada, da Esalq
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CF	Código Florestal
CIAGRO	Centro de Informações Agropecuárias, da CATI
CIAGRO	Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSECANA	Conselho dos Produtores de Cana-de-Açúcar, Açúcar e Álcool do Estado de São Paulo
CSR	Centro de Sensoriamento Remoto, da UFMG
CTC	Centro de Tecnologia Canavieira
DAEE	Departamento de Águas e Energia Elétrica
DPI	Divisão de Processamento de Imagens, da OBT/INPE
DSR	Divisão de Sensoriamento Remoto, da OBT/INPE
ECOECO	Sociedade Brasileira de Economia Ecológica
EDR	Escritório de Desenvolvimento Rural de Bauru - SP
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
ESALQ	Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i>
FAPESP	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo
FUNCATE	Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais
GPS	<i>Global Position System</i>
HDOP	<i>Horizontal Dilution of Precision</i>
IAC	Instituto Agronômico de Campinas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
IEA	Instituto de Economia Agrícola de São Paulo
IF	Instituto Florestal do Estado de São Paulo
IGBP	<i>International Geosphere-Biosphere Programme</i>
IHDP	<i>International Human Dimensions Programme</i>
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPEA	Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas
IPT	Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo
ISA	Instituto Socioambiental
ISEE	<i>International Society for Ecological Economics</i>
ITA	Instituto de Tecnologia Aeronáutica
ITR	Imposto Territorial Rural
JIU	<i>Joint Information Uncertainty</i>
LAF	Laboratório de Agricultura e Floresta, do INPE
LSPA	Levantamento Sistemático da Produção Agrícola, do IBGE
LUCC	<i>Land Use and Cover Change</i>
LUPA	Levantamento de Unidades de Produção Agropecuária do Estado de São Paulo, da CATI

MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MCT	Ministério de Ciência e Tecnologia
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
MEA	<i>Millenium Ecosystem Assessment</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MME	Ministério de Minas e Energia
NEPE	Núcleo de Pesquisa em Energia
OBT	Coordenação de Observação da Terra, do INPE
ORPLANA	Organização de Plantadores de Cana da Região Centro-Sul do Brasil
PAM	Pesquisa Agrícola Municipal, do IBGE
PDOP	<i>Planimetric Dilution of Precision</i>
PECEGE	Programa de Educação Continuada em Economia e Gestão de Empresas, da Esalq
PIB	Produto Interno Bruto
PNE	Programa Nacional do Etanol
PPM	Pesquisa Pecuária Municipal, do IBGE
RFL	Reserva Florestal Legal
RIMA	Relatório de Impactos ao Meio Ambiente
RUSLE	<i>Revised Universal Soil Loss Equation</i>
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SBT	Supervisão de Bases Territoriais, do IBGE
SID	Serviço de Informação e Documentação, do INPE
SMA	Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SOSMA	Fundação S.O.S. Mata Atlântica
SPG	Serviço de Pós-Graduação, do INPE
TAS	Taxa de Aporte de Sedimentos
TDI	Teses e Dissertações Internas
UCPI	Unidade de Conservação de Proteção Integral
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNICA	União da Agroindústria da Cana-de-Açúcar
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
UTM	<i>Universal Transverse Mercator</i> (sistema de projeção)
VDOP	<i>Vertical Dilution of Precision</i>
WGS84	<i>World Geographic System 1984</i> (datum)
ZAEC	Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar
ZASP	Zoneamento Agroambiental de São Paulo

LISTA DE SÍMBOLOS

Pág.

A	Solo erodido, em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$
R	Erosividade, em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$
K	Erodibilidade, em $t.h.MJ^{-1} mm^{-1}$
LS	Fator topográfico, adimensional
C	Fator de cobertura/uso da terra, adimensional
P	Fator de prática conservacionista, adimensional
L	Comprimento do principal fluxo
A	Amplitude entre a maior e menor altitudes na bacia
ha	Hectare
t	Tonelada
L	Litro
@	15kg
h	Hora
kg	kilograma

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO	1
1.1. OBJETIVO GERAL.....	4
1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
2 FUNDAMENTAÇÃO	7
2.1. Alterações de cobertura e uso da terra	7
2.2. Expansão canavieira	10
2.3. Lavoura canavieira, pastagens e fragmentos de Mata Atlântica e Cerrado	12
2.4. Áreas de Preservação Permanente	17
2.5. Impactos ambientais	22
2.6. Impactos ambientais relacionados à expansão canavieira	24
2.7. Erosão e sedimentação	31
2.8. Serviços ecossistêmicos.....	37
2.9. Detecção de mudanças de cobertura e uso da terra	42
2.10. Modelagem de mudanças de cobertura e uso da terra.....	43
2.11. Contextualização histórica da integração Economia & Natureza – Clássicos....	52
2.12. Conceitos econômicos.....	61
2.13. Bioeconomia e Economia ecológica.....	66
2.14. Economia ambiental.....	74
2.15. Economias do meio ambiente?.....	78
2.16. Tipos de valores.....	78
2.17. Métodos de valoração.....	82

2.18. Relação entre métodos e valores.....	90
3 MATERIAL E MÉTODOS	91
3.1. Área de estudo	93
3.2. Dados utilizados.....	100
3.3. Aplicativos utilizados	103
3.4. Procedimentos.....	104
3.4.1. Definição dos cenários	104
3.4.2. Levantamento de campo.....	105
3.4.3. Mapas de cobertura e uso da terra.....	108
3.4.4. Detecção de mudanças	112
3.4.5. Parametrização, calibração e validação do modelo.....	114
3.4.6. Lucro operacional	125
3.4.7. Serviços ecossistêmicos.....	127
3.4.8. Impactos ambientais	128
3.4.9. Função dose-resposta	134
3.4.10. Acoplagem.....	136
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	139
4.1. Levantamento de campo.....	139
4.2. Mapas de cobertura e uso da terra.....	140
4.3. Detecção de mudanças	147
4.4. Parametrização, calibração e validação do modelo.....	151
4.5. Lucro Operacional	166
4.6. Serviços ecossistêmicos.....	168
4.7. Impactos ambientais	170

4.8. Avaliação Econômica	177
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	179
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	183
APÊNDICE A - ENTREVISTAS.....	223
APÊNDICE B – CENÁRIOS	227

1 INTRODUÇÃO

A avaliação das mudanças na paisagem é fundamental para a eficiência na gestão territorial, pois subsidia a tomada de decisões relacionadas à ocupação do solo e conseqüentemente, na conservação de recursos naturais e ambientais. Para auxiliar no entendimento dessas alterações, a paisagem é comumente subdividida em classes de cobertura e uso da terra. A cobertura da terra está relacionada ao estado biofísico da superfície terrestre e seu subsolo imediato. O uso da terra diz respeito à finalidade para qual a terra é usada pela população humana local. A título de exemplo, a cobertura pode ser campo nativo, e o uso pode ser pecuária de leite.

Alterações de cobertura e uso da terra significam mudanças nas proporções de suas classes e, ao mensurar essas transformações no tempo e no espaço, é possível obter potenciais indicadores-chaves, já que elas agregam diversos aspectos bióticos e abióticos. É recomendável que a avaliação de alteração de cobertura e uso da terra seja espacialmente explícita e inclua o diagnóstico das transformações pretéritas, bem como o prognóstico das alterações futuras.

O diagnóstico das transformações pretéritas pode ser realizado a partir da detecção de mudanças ocorridas em um determinado período. Há diversas técnicas disponíveis. Dentre elas, a comparação temática direta entre duas datas é uma das mais indicadas para se analisar a influência de outras variáveis nas alterações pretéritas, tais como a influência das malhas viária e hidrográfica, relevo, solos etc. Cada data requer um mapa de cobertura e uso, e a capacidade de detectar as mudanças depende do nível de qualidade desse mapa.

O prognóstico das alterações futuras é realizado através da proposição de cenários preditivos¹, os quais podem representar a continuidade das alterações

¹ Também chamados de prospectivos.

pretéritas, simular alterações prescritas, ou ainda, explorar diferentes conjecturas político-socioeconômicas.

Cenários estacionários utilizam o diagnóstico das alterações pretéritas para prever as alterações que ocorrerão no futuro. São cenários que reproduzem o que ocorreu no passado. Devido a essa característica, são dependentes do nível de qualidade da detecção de mudanças.

Cenários não-estacionários podem utilizar o diagnóstico das alterações pretéritas para representar as alterações que ocorrerão, mas incorporam outras variáveis, tais como conjuntura econômica, alterações legais etc. Devido à arbitrariedade, são sensíveis às variáveis e premissas adotadas.

Ao considerar o diagnóstico das alterações pretéritas e o prognóstico das alterações futuras, é possível modelá-las dinamicamente e espacialmente (explicitando as dimensões temporal e espacial), auxiliando na avaliação das alterações de cobertura e uso da terra. Para avaliar adequadamente as consequências dessas alterações, é necessário considerar aspectos socioeconômicos e ambientais. Todavia, é complexo comparar variáveis tão díspares, envolvendo efeitos desconhecidos, escalas de tempos distintas etc.

Uma das formas para lidar com tal complexidade é a conversão dos impactos ambientais, serviços ecossistêmicos² e lucratividade em uma mesma base (valores monetários, por exemplo). Sendo assim, é possível avaliar, a título exemplificativo, se a expansão de um determinado tipo de uso compensa a diminuição de uma determinada cobertura, ou seja, se o aumento da receita marginal compensa a geração dos impactos ambientais associados ao novo uso e a redução de serviços ecossistêmicos associados à cobertura alterada.

² Também chamados de serviços ambientais, inclusive neste documento.

Os impactos ambientais e os serviços ecossistêmicos são convertidos em valores monetários através de diversos métodos de valoração. Dentre eles, há os métodos que atuam na função de produção, ou seja, se baseiam em alterações na produtividade ou nos custos de produção.

Os valores monetários referentes aos impactos ambientais, aos serviços ecossistêmicos e à lucratividade podem ser vinculados a um determinado tipo de cobertura ou uso da terra. Esse vínculo é realizado através de uma função do tipo dose-resposta, na qual a dose é a alteração de cobertura/uso da terra e a resposta é a consequência em termos monetários. Ao acoplá-las em modelagem dinâmico-espacial, torna-se possível considerar aspectos econômicos, sociais e ambientais de forma integrada.

A possibilidade de valorar espacialmente os lucros operacionais e os principais impactos ambientais e serviços ecossistêmicos, comparando alternativas, modelando cenários úteis para planejamento e monitoramento ambiental e, principalmente, integrando dados de diferentes formatos, compõe a motivação da presente pesquisa.

A incorporação de variáveis socioeconômicas pode aprimorar o modelo ao gerar cenários mais realistas e resultados mais confiáveis. Como exemplo, podem-se citar as variáveis “preço dos produtos agropecuários” e “preço da terra”, que, muitas vezes, têm peso superior às variáveis biofísicas, tais como declividade e fertilidade do solo, em processos de expansão agrícola. Variáveis socioeconômicas e biofísicas se complementam, já que as primeiras influenciam o comportamento dos agentes e as segundas condicionam e até limitam as atividades econômicas.

Alterações na cobertura e uso da terra se traduzem diretamente como alterações na receita marginal, na oferta dos serviços ecossistêmicos e na geração de impactos ambientais. Desta forma, é possível realizar um planejamento ambiental que expresse as consequências futuras – em termos de lucratividade, impactos ambientais e serviços ecossistêmicos. As diversas

alternativas relacionadas à conservação, modificação ou conversão de uma determinada classe de cobertura/uso da terra poderiam ser comparadas diretamente, facilitando a tomada de decisão.

O problema exposto aqui é relacionado à proposição de um modelo dinâmico e espacial acoplado à valoração das alterações de cobertura e uso da terra. Visando evitar uma análise somente teórica – e um tanto quanto abstrata – é necessário desenvolver um estudo de caso nos moldes de um experimento empírico.

Dentre tantas possibilidades de alterações na cobertura e uso da terra, optou-se pela expansão canavieira, que envolve a conversão direta de pastagens (principalmente) e a possível conversão indireta de vegetação nativa, além da modificação de agroecossistemas. No período compreendido entre 2005 e 2010, o estado de São Paulo concentrou a maior parte do crescimento de lavouras de cana-de-açúcar.

1.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é desenvolver os modelos de alteração de cobertura e uso da terra e de valoração e acoplá-los, propiciando a geração de cenários futuros monetizados relacionados à expansão canavieira e seus impactos nos serviços ecossistêmicos.

1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) gerar e avaliar mapas de cobertura e uso da terra para Arealva/SP, contemplando os anos de 2005 e de 2010;
- b) gerar cenários estacionários para o período compreendido entre 2011 e 2020;

- c) gerar cenários não-estacionários que considerem a readequação ambiental das áreas de preservação permanentes (APPs), para o período compreendido entre 2011 e 2020;
- d) valorar os impactos ambientais relacionados à erosão e assoreamento e elaborar funções dose-resposta relacionando o tipo de cobertura/uso da terra e os impactos ambientais e serviços ecossistêmicos associados;
- e) gerar cenários futuros monetizados para o período compreendido entre 2011 e 2020.

2 FUNDAMENTAÇÃO

Visando fundamentar a teoria necessária ao problema exposto na introdução, serão abordados os temas relacionados às alterações de cobertura e uso da terra, principalmente a expansão canavieira, detecção de mudanças, modelagem dinâmica espacial e alguns conceitos econômicos necessários à valoração.

2.1. Alterações de cobertura e uso da terra

A cobertura da terra está relacionada ao estado biofísico da superfície terrestre e seu subsolo imediato (TURNER II et al., 1995). É composta pelos elementos da natureza, tais como a vegetação, água, gelo, rocha nua, areia e superfícies similares (ANDERSON et al., 1979). Moser (1996) ressalta que o termo foi ampliado para incluir estruturas antrópicas, como edificações ou áreas pavimentadas.

O uso da terra diz respeito à forma de utilização da terra pela população humana local (TURNER II; MEYER, 1994; LAMBIN et al., 2000). É composto pelas atividades antrópicas relacionadas a uma extensão de terra, com a intenção de obter produtos e benefícios através da utilização dos recursos, ou seja, está relacionado à função socioeconômica – agricultura, habitação, proteção ambiental da superfície (HEYMANN, 1994), entre outras. É o emprego de uma certa cobertura da terra, o meio pelo qual a atividade humana se apropria dos resultados da produção primária líquida, conforme determinado por um complexo de fatores socioeconômicos (SKOLE, 1994).

Cobertura da terra é um termo que se refere às estruturas naturais ou antrópicas que recobrem a superfície terrestre, enquanto o uso da terra é o que se faz com ela. Um uso pode estar associado a um ou mais tipos de cobertura, e da mesma forma, uma cobertura pode comportar mais de um uso. A cobertura da terra tem natureza estrutural, estando afeita a aspectos biológicos, geológicos e químicos no caso de topologias naturais. Por sua vez,

o uso da terra tem natureza funcional, compreendendo dimensões sociais, econômicas e políticas. A cobertura está relacionada a padrões, enquanto o uso está relacionado a processos. Diferentes padrões espaciais de cobertura da terra estão associados a diferentes processos de uso da terra e possuem suas próprias dinâmicas temporais. Os conceitos atribuídos à cobertura e ao uso da terra guardam íntima relação entre si e costumam ser aplicados alternativamente (TURNER II; MEYER, 1994; BRIASSOULIS, 2000; IBGE, 2006).

Há dois tipos de mudanças de cobertura: conversão e modificação (TURNER II et al., 1995). Conversão ocorre quando há uma alteração de um tipo de cobertura para outro. Modificação ocorre quando há alterações na estrutura ou função sem alterar o tipo, envolvendo mudanças na produtividade, biomassa ou fenologia (SKOLE, 1994). Meyer (1995) salienta que mudanças de cobertura causadas pelo uso não implica, necessariamente, em degradação. Mais especificamente, Meyer e Turner II (1996) sugerem que o uso da terra altera a cobertura da terra de três maneiras: convertendo a cobertura da terra (alterando seu estado); modificando-a (alterando sua estrutura); mantendo as suas características mesmo sob agentes naturais de mudanças (manejo para conservação).

Em geral, fatores biofísicos não geram mudanças diretas de uso da terra. Eles causam alterações de cobertura, que, por sua vez, influenciarão nas decisões dos agentes quanto ao uso. Além disso, mudanças de uso podem resultar em mudanças de cobertura, que, por sua vez, influenciarão nas decisões quanto ao uso da terra (BRIASSOULIS, 2000).

Alterações de cobertura e uso da terra envolvem as atividades humanas que são diretamente relacionadas à terra, utilizando seus recursos e gerando algum tipo de impacto sobre eles e sintetizando diversas relações entre necessidades humanas e conservação da natureza. Ocorrem em diversas escalas espaciais e temporais e incorporam os efeitos das atividades humanas na paisagem

(FAO, 1995). Estão entre as principais causas da emissão de gases do efeito estufa e podem influenciar drasticamente nas questões ambientais. Essas alterações devem ser monitoradas, e o conhecimento de tais efeitos pode ajudar não só a traçar um panorama da ação antrópica no ambiente, mas também a direcionar processos de desenvolvimento. Sua adequada mensuração, análise e gestão pode ajudar a entender e gerir questões relacionadas à sustentabilidade (BRIASSOULIS, 2000).

Turner II et al. (2007) afirmam que a mensuração das alterações de cobertura e uso da terra pode ser um indicador-síntese para a análise dos ativos e passivos ambientais, pois ao alterar a paisagem, haverá mudanças em termos de impactos e serviços ambientais.

Faleiro e Farias Neto (2009) recomendam a realização de estudos de mudanças de cobertura e uso da terra, contemplando a projeção em diferentes escalas, o monitoramento das alterações, a calibração, a validação e a simulação espacialmente explícita para apoio à tomada de decisão e desenvolvimento de modelos agrícolas e ambientais.

Há diversos fatores que provocam alterações de cobertura e uso, tais como processos de desflorestamentos, de expansão urbana, expansão agrícola etc. Segundo Wertz-Kanounnikoff et al. (2008), um dos fatores mais relevantes de alterações de cobertura e uso, fora da Amazônia Legal, é a expansão agropecuária, principalmente a expansão de cana-de-açúcar, devido aos planos estratégicos de abastecimento e exportação de etanol, além do mercado de açúcar.

2.2. Expansão canavieira

Há, aproximadamente, 320 unidades produtoras de açúcar e álcool no Brasil, sendo processadas cerca de 390 milhões de toneladas de cana-de-açúcar. Produtos derivados da cana são a segunda maior fonte de energia nacional, atrás somente do petróleo (VEIGA FILHO, 2008). Sua participação na matriz brasileira de energia tende a aumentar, pois o Programa Nacional do Etanol (PNE) prevê acréscimo de produção e fomenta esforços para melhorar a produtividade em toda a cadeia do etanol, tais como os processos de extração, refino, distribuição, armazenagem e até mesmo a melhoria de eficiência nos motores. Ainda assim é esperado que haja aumento na área plantada com cana-de-açúcar em cerca de 1,7% ao ano, até 2030 (BRASIL et al., 2005; BRASIL, 2007).

Além do crescimento da produção nacional em si, há expectativas de redução da produção de etanol em outros países que não têm condições de incrementar a produção agrícola. A consolidação dessas expectativas deve representar uma demanda por mais de 700 milhões de toneladas de cana, ou seja, um incremento de 75% em relação à produção atual. Uma pequena parte poderá ser atendida com a ampliação da capacidade instalada nas unidades existentes, mas provavelmente haverá intensificação dos investimentos na construção de novas plantas e ampliação das áreas de cultivo, que podem superar os três milhões de hectares (NASSAR et al., 2010).

Essa expansão tem sido investigada sob muitos aspectos, principalmente relacionados com a redução da dependência de petróleo, aumento da participação do Brasil no abastecimento de etanol, questões de segurança alimentar e possíveis impactos ambientais, tais como o balanço energético da cadeia de produção do açúcar e álcool (JANK; NAPPO, 2009; von der WEID, 2009). Nass et al. (2007) reforçam a necessidade não somente de zoneamento, mas principalmente, de monitoramento das mudanças de

cobertura e uso, principalmente nos locais onde a expansão canavieira é mais expressiva.

De acordo com Brasil et al. (2005), a expansão canavieira contribuirá para a recuperação de áreas degradadas através da readequação legal nas APPs e nas áreas de Reserva Florestal Legal (RFLs). O Zoneamento Agroecológico da Cana-de-Açúcar (ZAEC) e o Zoneamento Agroambiental do Estado de São Paulo (ZASP) buscam direcionar a expansão canavieira. Para isso, foram indicadas as áreas de melhor aptidão agrícola de acordo com as condições edafoclimáticas e de uso da terra. Em sintonia com as propostas de certificação ambiental do etanol, os ZAEC e ZASP prevêm que o cultivo da cana-de-açúcar não substitua áreas de vegetação nativa e de alta biodiversidade (SMEETS et al., 2008; SÃO PAULO, 2008b; MANZATTO et al., 2009).

O risco de aumento de preço de outras culturas em virtude da redução na área plantada é minimizado no Brasil, principalmente devido à grande área atualmente ocupada por pastagens, que podem futuramente ceder espaço às lavouras, e pelas características agrônômicas favoráveis que permitem substancial melhoria de produtividade sem aumento da área plantada. No sudeste, a cana-de-açúcar compete com feijão, soja e milho, mas a principal concorrente é a pastagem (AGUIAR et al., 2009a; NASSAR et al., 2010).

Foram realizadas diversas avaliações da mudança de cobertura e uso da terra em decorrência da expansão do cultivo da cana-de-açúcar e, em geral, não há substituição de vegetação nativa, mas sim de pastagens e de outras lavouras (NASSAR et al., 2008; AGUIAR et al., 2009b; RUDORFF et al., 2009; SILVA et al., 2009; RUDORFF et al., 2010). Santos et al. (2011) verificaram que também há conversão indireta de pastagens para canaviais, intercaladas por pousio ou outras culturas agrícolas, tais como adubação verde.

Nassar et al. (2008) verificaram que a expansão recente da cana-de-açúcar ocorreu sobre áreas antropizadas, diminuindo o impacto ambiental da conversão no uso e na ocupação do solo. Um estudo realizado pela

Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB, 2008), com base em 343 entrevistas, indica que a expansão de cana-de-açúcar, em 2007, ocorreu majoritariamente em áreas de pastagem (64,72%), seguida por áreas de milho e soja (21,83%).

A expansão na área cultivada da cana-de-açúcar tem causado a modificação na paisagem em escala regional, resultando em mudanças na cobertura e uso da terra e na criação de padrões de conversão de outras coberturas para a cultura da cana-de-açúcar. Nassar et al. (2010) propuseram diversos cenários de expansão canavieira para o Brasil. Mesmo nos mais voltados à intensificação da pecuária, a tendência de conversão de pastagens em lavouras canavieiras é latente. A conversão de pastagens em canaviais pode ocasionar a expansão da fronteira pecuária em áreas de vegetação nativa, tal como a situação que motivou a moratória da soja (RUDORFF et al., 2011).

Uma das estratégias principais para minimizar os impactos ambientais da expansão canavieira é a otimização do aproveitamento de áreas antropizadas, principalmente a conversão de pastagens degradadas, com investimentos em técnicas de aumento da taxa de lotação de animais. É fundamental o esforço adicional no aproveitamento das pastagens, decorrente de uma melhoria na taxa de lotação e adensamento do rebanho (NASSAR et al., 2010).

2.3. Lavoura canavieira, pastagens e fragmentos de Mata Atlântica e Cerrado

A cana-de-açúcar foi a primeira cultura introduzida no país, cultivada há quatro séculos no litoral nordestino. Através dos seus produtos – açúcar e álcool – foi disseminada por quase todos os estados brasileiros, estabelecendo-se nos mais diferentes tipos de solos (UNICA, 2011). É uma gramínea, da classe *Monocotiledonea*, da ordem *Cyperales*, da família *Poaceae*, do gênero *Saccharum*. São mais de 30 espécies. É uma planta ereta, perene, rizomatosa,

formadora de touceiras. Seu colmo é cilíndrico, externamente glabro, de coloração variável e internamente com feixes vasculares inteiramente primários e amplamente dispersos. Seus entrenós são retos ou em zigue-zague, podendo estar ou não revestidos com camada cerosa. Seus nós apresentam-se protuberantes ou constrictos. As folhas são simples, alternadas, estreito-lanceoladas de ápice longa. As flores são praticamente destituídas de perianto e protegidas por brácteas e bractéolas secas, reunidas em típicas inflorescências. O fruto é seco, do tipo cariopse e com semente de endosperma abundante (CASTRO, 2001; EMBRAPA, 2010).

É considerada uma cultura semiperene, cujo período de crescimento vegetativo mais intenso ocorre entre os meses de outubro e março. O período de plantio, portanto, é de setembro a novembro, com pico em outubro (IBGE, 2008; 2012a). A partir de abril, o crescimento vegetativo passa a ser reduzido, quando deve ocorrer o acúmulo de sacarose nos colmos (ROLIM, 1993). Nesse período, dá-se início à colheita, que normalmente ocorre entre os meses de junho e outubro, com pico em agosto (FURLANI NETO et al., 1996; IBGE, 2008; 2012a).

A época de plantio e a variedade definem se a cana plantada (cana-planta) é de ano ou de ano-e-meio. Após o primeiro corte, as rebrotas da cana são denominadas soqueiras (ou cana-soca) e crescem normalmente durante um período de 12 meses. As soqueiras sofrem cortes anuais durante cinco a seis anos, quando então são renovadas por uma cana-planta (reforma do canavial). O ciclo completo da lavoura de cana-de-açúcar é variável, dependendo das condições edáficas e climáticas locais, das variedades utilizadas e das práticas agronômicas. No Brasil, o ciclo é, geralmente, de seis anos, compreendendo uma reforma, quatro cultivos de soqueira e cinco colheitas, com uma queda gradual na produtividade (MACEDO; SEABRA, 2006).

Desde 1980, a produtividade obtida nos canaviais paulistas vem crescendo, de menos de 70 t/ha (em 1980) a mais de 80 t/ha (em meados de 2000).

Atualmente, a produtividade média no estado de São Paulo pode alcançar 130 t/ha. Além do aumento quantitativo relacionado à produtividade, houve ganho qualitativo relacionado ao aumento no teor de sacarose (UNICA, 2011; CTC, 2011).

Comparando-se a cana-de-açúcar com as principais culturas comerciais do Brasil, esta apresenta algumas vantagens em relação aos potenciais impactos ambientais: plantio direto, relativamente pouca fertirrigação e pouca aplicação de agroquímicos (predominantemente herbicidas pós-emergentes). Devido às reformas a cada cinco anos, um dos principais pontos de atenção é o preparo de solo (RIPPOLI et al., 2007).

Especificamente em Arealva, a cana-de-açúcar é transportada através de barcaças pela chamada Hidrovia do Álcool, interligando o trecho compreendido entre os reservatórios de Ibitinga e de Barra Bonita. Na Figura 2.1, é possível visualizar o porto de embarque, o carregamento e o transporte.

As pastagens são compostas principalmente por gramíneas e podem ser classificadas em: implantadas, espontâneas ou nativas (COSTA, 1976; 1980; 2006). A utilização racional das pastagens nativas pode ajudar na conservação do cerrado (PINTO et al., 2007).



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 2.1 – a) Terminal portuário de cana-de-açúcar, b) barcaça utilizada no transporte, c) operação de carregamento e d) barcaça carregada.

O manejo das pastagens é fundamental para compatibilizar produtividade e minimizar potenciais impactos ambientais, tais como erosão, compactação e baixa infiltração de água no solo. Pastagens bem manejadas contribuem para o aumento de biomassa. Há uma grande diversidade de técnicas de manejo, tais como silagem e rotação de pasto (sistema de piquetes), mas, infelizmente, muitos pecuaristas não realizam qualquer atividade de manejo, ocasionando sobrepastejo, focos erosivos e assoreamentos de cursos d'água (PEREIRA,

2004). De acordo Vilela et al. (2005), 50 a 60% das pastagens paulistas estão com algum grau de degradação. O manejo incorreto das pastagens (ou ausência de qualquer manejo) é o principal responsável pela alta proporção de pastagens degradadas (PEREIRA et al., 2005). Na Figura 2.2, é possível visualizar exemplos de uma pastagem bem manejada (a) e mal manejada (b).



(a)

(b)

Figura 2.2 – a) Pastagem bem manejada e b) mal manejada.

Grande parte da vegetação remanescente nos biomas Mata Atlântica e Cerrado encontra-se em pequenas manchas e corredores ciliares e continuam sofrendo intenso processo de fragmentação (Figura 2.3). Apesar de o elevado nível de fragmentação comprometer parte das funções ecossistêmicas, essa vegetação remanescente é fundamental para a viabilização das atividades agropecuárias. (VILAR, 2009; SOUSA JR., 2011).



Figura 2.3 – Fragmentos de vegetação nativa.

Eliasch (2008) salienta a importância dos fragmentos florestais e seus serviços ecossistêmicos, elegendo a conservação do solo e da água como um dos mais importantes. Os efeitos da remoção e degradação florestal podem comprometer severamente a regulação do fluxo hídrico das bacias, incluindo a conservação de solos e controle de assoreamento e de sedimentos (HAMILTON; KING, 1983).

Machado et al. (2004) verificaram uma perda de 1,1% a.a. de vegetação nativa em virtude de atividades agropecuárias no Cerrado. Para Euclides Filho (2008), a expansão agrícola é a principal causa das mudanças de cobertura nesse bioma.

2.4. Áreas de Preservação Permanente

APP é “*uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas*” (BRASIL, 2012). Pode ser classificada em APP topográfica e APP hidrográfica. A primeira apresenta critérios de demarcação relacionados à altitude e relevo, enquanto que a segunda apresenta critérios de demarcação relacionados aos cursos d’água e nascentes (Figura 2.4).



Figura 2.4 – APP desempenhando suas funções de proteção aos recursos hídricos.

A APP hidrográfica é geralmente ocupada por vegetação caracterizada por matas ciliares, matas de galeria, floresta aluvial, floresta ribeirinha etc. Tais locais se encontram sob constante influência do lençol freático e são denominados zonas ripárias (LEÃO, 2000; KLAPPROTH; JOHNSON, 2000; BORGES, 2008). Em relação às principais funções das matas ciliares, é possível citar:

- reduzir as perdas do solo e os processos de erosão, evitando-se o assoreamento (arrastamento de partículas do solo) das margens dos corpos hídricos;
- garantir o aumento da fauna silvestre e aquática, proporcionando refúgio e alimento para esses animais;
- manter a perenidade das nascentes e fontes;
- evitar o transporte de defensivos agrícolas para os cursos d'água;

- possibilitar o aumento de água e dos lençóis freáticos, para dessedentação humana e animal e para o uso nas diversas atividades de subsistência e econômicas;
- garantir o repovoamento da fauna e maior reprodução da flora;
- controlar a temperatura, propiciando um microclima mais ameno;
- valorização da propriedade rural; e
- formar barreiras naturais contra a disseminação de pragas e doenças na agricultura.

O quadro legal acerca das APPs hidrográficas encontra-se nas seguintes práticas:

- Decreto Federal n. 23.793, de 23 de janeiro de 1934. Instituiu o Código Florestal (CF);
- Lei 4.771, de 15 de setembro de 1965. Alterou o CF;
- Lei 7.803, de 18 de julho de 1989. Alterou alguns conceitos do CF;
- Resolução CONAMA n. 303, de 20 de março de 2002. Dispôs sobre parâmetros, definições e limites de APP hidrográfica;
- Lei 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispôs sobre a proteção da vegetação nativa e alterou o CF;
- Lei 12.727, de 17 de outubro de 2012. Alterou alguns conceitos da Lei 12.651;
- Resolução SMA 30, de 11 de junho de 2007. Instituiu o Banco de Áreas para Recuperação Florestal no âmbito do Projeto Mata Ciliar.

Além destas, a constituição paulista, em seu artigo 197, define como áreas de proteção permanente, as nascentes, os mananciais e as matas ciliares. De acordo com Brasil (2012), a delimitação das APPs, para propriedades acima de quatro módulos fiscais, segue as seguintes condicionantes:

- I. *as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:*
 - a. *30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;*
 - b. *50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;*
 - c. *100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;*
 - d. *200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;*
 - e. *500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros.*
- II. *as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:*
 - a. *100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;*
 - b. *30 (trinta) metros, em zonas urbanas.*

(...)

IV. as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros.

Além das faixas marginais, também são consideradas de preservação permanente as áreas declaradas de interesse social³ e as áreas cobertas com florestas ou outras formas de vegetação destinadas a uma ou mais das seguintes finalidades (BRASIL, 2012):

- I. conter a erosão do solo e mitigar riscos de enchentes e deslizamentos de terra e de rocha;*
- II. proteger as restingas ou veredas;*
- III. proteger várzeas;*
- (...)*

Momoli (2011) confirma as funções supracitadas e estima que cerca de 70% do impacto da gota de chuva é atenuado por APP florestada, além de aumentar sensivelmente o tempo entre a precipitação e escoamento/infiltração, características que previnem a erosão e o assoreamento, respectivamente. Ressalta-se que a presença de matas ciliares nas áreas ribeirinhas constitui condição básica para garantir a manutenção da integridade dos processos hidrológicos e ecológicos. Assim, devido a sua importância para a proteção dos recursos hídricos regionais, a recuperação das áreas ciliares é extremamente necessária (GIAMPIETRO, 2005).

³ Por ato do Chefe do Poder Executivo.

2.5. Impactos ambientais

De acordo com Brasil (1986), impacto ambiental é *qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante da atividade humana que, direta ou indiretamente, afetam:*

- *a saúde, a segurança e o bem-estar da população;*
- *as atividades sociais e econômicas;*
- *a biota;*
- *as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;*
- *a qualidade dos recursos ambientais.*

O quadro legal acerca dos impactos ambientais encontra-se nas seguintes práticas:

- Lei Federal N. 6.938, de 1981, instituindo a Política Nacional do Meio Ambiente;
- Resolução CONAMA N. 001, de 23 de janeiro de 1986, versando sobre impactos ambientais;
- Resolução CONAMA N. 237, de 19 de dezembro de 1997, versando sobre licenciamento ambiental.

O objetivo de se estudar os impactos ambientais é, principalmente, o de avaliar as consequências de algumas ações ou projetos, para que possa haver a

prevenção da perda da qualidade ou da quantidade de determinado aspecto ambiental (DONAIRE, 1995).

A avaliação de impactos ambientais é um instrumento de política ambiental, formado por um conjunto de procedimentos capazes de assegurar que se faça um exame sistemático dos aspectos e impactos ambientais, considerando alternativas. O Estudo de Impacto Ambiental (EIA) é um dos principais instrumentos legais para a realização de uma avaliação de impactos ambientais (GILBERT, 1996; ROMEIRO, 2004).

Em um EIA-RIMA, há muitas formas para se realizar uma avaliação de impactos ambientais, tais como a abordagem P.E.R. (Pressão, Estado, Resposta), a análise SWOT (*Strenght, Weakness, Oportunity, Threats*⁴), a análise FMEA (*Failure Mode and Effect Analysis*⁵), a análise TCO (*Total Cost of Ownership*⁶), análises custo-benefício, listagem de controle (*checklist*), modelos matemáticos, matrizes ou diagramas de interação (de Leopold, de Singer etc.), matrizes de ponderações, otimização, projeções, construção de cenários etc. (CARVALHO, 2002; ROMEIRO, 2004).

Muitas técnicas dependem de ponderações, tornando a avaliação dependente do grau de confiabilidade dos pesos envolvidos. Como o ambiente envolve fatores físicos (bióticos e abióticos) e sociais (socioeconômicos e culturais), a avaliação de impactos será mais assertiva se envolver a maior quantidade de especialidades possível e congregá-las adequadamente (MIRRA, 1998; SILVA, 2010).

⁴ Forças, Fraquezas, Oportunidades, Ameaças.

⁵ Análise do Efeito e Modo de Falhas.

⁶ Custo Total para o Proprietário.

2.6. Impactos ambientais relacionados à expansão canavieira

De acordo com Coelho et al. (2008), a expansão canavieira pode ocasionar impactos positivos e negativos, dependendo da forma como é gerida. Os impactos negativos são comumente classificados em socioeconômicos e ambientais. Dentre os primeiros, as questões relacionadas à segurança alimentar, concentração fundiária, concentração de renda e condições de trabalho são citadas de maneira recorrente (ANDRADE, 1994; GONÇALVES, 2005).

Os principais impactos ambientais negativos da agroindústria canavieira podem ser subdivididos entre a usina e o campo propriamente dito. Em relação ao campo, é possível citar: substituição de remanescentes de vegetação nativa, emissão de gases do efeito estufa pela queimada pré-corte, consumo de água para irrigação, lixiviação do solo durante a fase de preparo para plantio (Figura 2.5), contaminação por agrotóxicos e eutrofização dos corpos d'água por adubação (ANDRADE; DINIZ, 2007; GOLDEMBERG et al., 2008). Fiorio et al. (2000) relacionaram a cana-de-açúcar com uma das principais causas de assoreamento em Anhumas, região de Piracicaba-SP.



(a)

(b)

Figura 2.5 – a) Preparo de solo para implantação de canavial e b) plantio.

Corbi et al. (2006) afirmam que a aplicação e o uso de herbicidas, pesticidas e fertilizantes durante os diferentes estágios de cultivo da cana-de-açúcar, aliados ao problema da supressão das matas ciliares, têm acarretado em impactos sobre os recursos hídricos das áreas adjacentes a essas plantações, sobretudo através do processo de lixiviação do solo de áreas cultivadas com adubos nitrogenados e defensivos agrícolas. A prática da queimada antes do corte apresenta um alto potencial de impacto ambiental, relacionado às emissões de monóxido de carbono (CO), metano (CH₄), óxidos de nitrogênio (NO_x) e óxido nitroso (N₂O) (OMETTO et al., 2005). Além dos impactos já citados, Andrade e Diniz (2007) citam a destruição de estradas rurais e edificações antigas, supressão de árvores isoladas e eliminação de frutíferas.

Em síntese, é possível listar os principais impactos ambientais relacionados à expansão canavieira (MOREIRA; GOLDEMBERG, 1999; PIACENTE, 2005; SMEETS et al., 2008; COELHO et al., 2008; SILVA; FERREIRA, 2010):

- supressão de remanescentes de vegetação nativa, relacionada à expansão de cana;
- consumo de água, relacionado ao próprio desenvolvimento da planta;
- contaminação das águas superficiais (incluindo eutrofização), subterrâneas e do solo, por meio da prática excessiva de adubação inorgânica, corretivos minerais e aplicação de defensivos agrícolas;
- erosão de solo, relacionada à fase de corte, baldeio, transporte e preparo (Figura 2.6);
- assoreamento e turbidez de corpos d'água, devido à erosão do solo, principalmente em áreas de reforma (Figura 2.6);

- compactação do solo, pelo tráfego de máquinas pesadas, durante o plantio, tratos culturais e colheita;
- redução de biodiversidade, relacionada à supressão de remanescentes de vegetação nativa e queimada pré-corte;
- emissão de fuligem, demais particulados, dióxido de carbono, dióxido de enxofre e gases de efeito estufa, na queima, ao ar livre, de palha, durante o período de pré-colheita e, em menor grau, na emissão dos veículos utilizados nas operações agrícolas e transporte.



(a)



(b)

Figura 2.6 – a) Erosão e b) assoreamento em canavial.

Há esforços de redução de impactos ambientais negativos realizados pelo setor canavieiro, tais como a recuperação de APPs, seleção de variedades,

melhorias nos sistemas de cultivo, cuidados no uso de defensivos agrícolas e progressiva mecanização e eliminação de queimadas (SMEETS et al., 2008; AGUIAR et al., 2011). A evolução tecnológica do cultivo da cana-de-açúcar é constante, mas ela é diferenciada segundo os interesses e as estratégias das empresas. Essas interações variam no tempo com o desenvolvimento e a introdução de novas tecnologias, tais como o reaproveitamento do vinhoto⁷, o controle biológico da broca da cana, a colheita mecanizada de cana crua etc. (STRAPASSON; JOB, 2006; MACEDO et al., 2008). Dematté (1993) reforça que o preparo de solo é uma das atividades-chave para se implantar técnicas conservacionistas, minimizando os impactos.

Além dos esforços citados, há iniciativas do poder público, tais como a resolução SMA n. 88, de 19 de dezembro de 2008 (SÃO PAULO, 2008c), que define as diretrizes técnicas para o licenciamento de empreendimentos do setor sucroalcooleiro no estado de São Paulo; O ZASP, que indica as áreas propícias à implantação da cultura, e o Programa Etanol Verde, que tem o objetivo de desenvolver ações que estimulem a sustentabilidade da cadeia produtiva de açúcar, etanol e bioenergia (SÃO PAULO, 2008b; 2008c).

A Lei Estadual n. 11.241, de 19 de setembro de 2002, regulamenta o fim da prática da queimada pré-corte até 2031, estabelecendo um cronograma do ano 2002 a 2031, com porcentagens de áreas plantadas onde a queima deve ser eliminada, que vão de 20% em 2002 a 100% em 2021, para áreas mecanizáveis, e até 2031 para áreas não-mecanizáveis. Além disso, a lei proíbe queimada a 1 km do perímetro de áreas urbanas e de reservas indígenas, e exige dos plantadores um planejamento anual a ser entregue à Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), adequando as áreas de produção ao plano de eliminação das queimadas (SÃO PAULO, 2002a; 2009b).

⁷ Também chamado de vinhaça, inclusive neste documento.

Em 2007, o governo do estado de São Paulo e a União da Indústria de Cana-de-açúcar (UNICA) assinaram protocolo de intenções fixando novas metas para a mecanização, no qual, nas áreas mecanizáveis, a queimada deverá ser abandonada até 2014 e, nas de declividade maior que 12%, até 2017. Já para fornecedores de cana, a proposta é que a eliminação total ocorra até 2021. O protocolo cobre alguns dos principais pontos de redução de impactos da cultura. Entre eles, citam-se a antecipação dos prazos de eliminação da queima da palha da cana, a proteção dos remanescentes florestais de nascentes e de matas ciliares, o controle das erosões e melhores práticas no uso do solo, o adequado gerenciamento das embalagens de agrotóxicos, além da redução de consumo de água na etapa industrial (SÃO PAULO, 2008b; 2008c).

Como o processo de expansão canavieira envolve a conversão de pastagens, é necessário citar alguns impactos ambientais desta última. Globalmente, o setor da pecuária é responsável por 18% das emissões antropogênicas de gases do efeito estufa. Os principais fatores que determinam esse efeito são as mudanças de uso da terra, especialmente o desmatamento, causado pela expansão de pastagens. A atividade pecuária é, também, responsável por 64% das emissões antropogênicas de amônia e gás metano, que contribui significativamente para a ocorrência de chuvas ácidas e para a acidificação do solo (MACEDO; ZIMMER, 1993).

Os principais impactos ambientais negativos da pastagem estão relacionados ao assoreamento (Figura 2.7) e contaminação da água com dejetos animais (presença de coliformes), antibióticos, hormônios e fertilizantes e pesticidas usados no cultivo de rações, compactação do solo por pisoteamento (Figura 2.8) e erosão (Figura 2.9). Além desses, pode ocorrer lixiviação de nitrato, provenientes das adubações nitrogenadas mal conduzidas (PRIMAVESI et al., 2006). Há iniciativas de minimização desses impactos, através de pastagens mais produtivas, rodízio de pastagens, limitação no tamanho do rebanho etc. (IRIAS et al., 2004).



Figura 2.7 – Efeitos do assoreamento em pastagens.



Figura 2.8 – Sobrepastejo (excesso de pisoteamento).



Figura 2.9 – Focos de erosão em pastagens.

O efeito da falta de cobertura do solo aliado ao sobrepastejo pode ser um dos fatores mais graves no tocante ao impacto ambiental (Figura 2.8). As perdas de solo e nutrientes, associadas à menor capacidade de produção de biomassa, condicionam o assoreamento dos mananciais e cursos. Segundo Dedeczek et al. (1986), pastagens descobertas podem perder até 59 toneladas de solo.ha⁻¹.ano⁻¹. Os mesmos autores afirmam que as pastagens, quando bem formadas, representam um sistema de boa proteção aos riscos de erosão.

2.7. Erosão e sedimentação

Há processos erosivos naturais e antrópicos. Os primeiros estão relacionados ao desgaste natural que esculpiu os morros e escavou os vales. Também é chamado de erosão geológica. A cobertura do solo faz com que esta remoção seja muito lenta e compensada por contínuos processos de formação do solo. Em condições naturais, portanto, o ciclo de desgaste é normalmente equilibrado pela renovação (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

Os processos erosivos antrópicos são mais acelerados que os naturais. A erosão acelerada pode ser tecnicamente definida como a remoção das partículas do solo das partes mais altas, pela ação das águas das chuvas ou dos ventos, e o transporte e deposição dessas partículas para as partes mais baixas do relevo, ou para o fundo dos lagos, rios e oceanos. Suas variantes mais comuns são: erosão hídrica e erosão eólica (IPT, 1997a; 1997b).

A erosão hídrica, no Brasil, é mais importante que a erosão causada pelos ventos. Ela é composta de duas fases: desagregação e transporte. A desagregação é ocasionada tanto pelo impacto das gotas de chuva como pelas águas que escorrem pela superfície. O impacto direto das gotas de chuva em um solo desprovido de vegetação provoca a desagregação das partículas, sendo o primeiro passo para a erosão. Quando a superfície do solo está devidamente protegida, a cobertura absorve a maior parte da energia cinética das gotas das chuvas (LOMBARDI NETO; DRUGOWICH, 1995).

Grande quantidade de solo pode ser removida, desde que suas partículas estejam desagregadas e suspensas nas águas das enxurradas. As argilas e o limo são as mais facilmente carregadas pelas águas devido à pequena dimensão de suas partículas (LOMBARDI NETO; DRUGOWICH, 1995).

A perda de solo por erosão hídrica ocorre principalmente durante a fase de reforma (tanto do canavial, quanto da pastagem) (Figura 2.10) e implantação/manutenção das estradas. Existem basicamente três tipos de

erosão hídrica: a remoção gradual de uma fina camada superficial de espessura relativamente uniforme, cobrindo praticamente todo o relevo, conhecida como erosão laminar; o desgaste em faixas estreitas dirigidas ao longo dos maiores declives do terreno, chamado de erosão em sulcos; e o deslocamento de massas de solo, formando grandes desbarrancamentos ou cavidades no solo, denomina-se erosão em voçorocas⁸ (Figura 2.11) (CAREY; SILBURN, 2006).



(a)

(b)

Figura 2.10 – a) Área de reforma em canavial e b) de reforma em pastagem.

⁸ Ou boçorocas.



Figura 2.11 – Voçoroca em pastagens.

Desses três tipos, a erosão laminar é a mais importante. As perdas de solo por esse tipo de erosão superam em muitas vezes as outras duas formas, mas, no entanto, ela chama menos atenção que os sulcos e as voçorocas e, por isto, essas duas outras formas causam comumente preocupação ao público. A erosão em sulcos e as voçorocas afetam imediatamente a capacidade de produção da terra em uma determinada propriedade, ao passo que a natureza lenta e insidiosa da erosão laminar faz com que muitos agricultores não percebam o problema, antes de atingir maiores proporções, para poder ser corrigido (PIERZYNSKI et al., 2000).

A aceleração do ritmo da erosão tem produzido condições anormais bastante notáveis: presença de voçorocas, plantas raquíticas, raízes expostas, barreiras caídas em estradas, caminhos profundos nas pastagens, assoreamento de reservatório de água, inundações em campos agricultáveis, águas turvas ou barrentas em rios e riachos (Figura 2.12). O arraste dos solos e adubos para águas fluviais e lacustres acarreta a mudança da microfauna aquática e, conseqüentemente, da fauna, com graves prejuízos para os peixes. Portanto, a erosão antrópica, além de depauperar o solo, agrava a poluição das águas, podendo comprometer a qualidade dos bebedouros de gado (Figura 2.13).



Figura 2.12 – Turbidez nos cursos d’água próximos às pastagens.



Figura 2.13 – Bebedouros comprometidos por turbidez e excesso de sedimentos.

A maior ou menor susceptibilidade de um terreno à erosão pela água depende de uma série de fatores, dos quais quatro são considerados como principais: clima na região; tipo de solo; declividade do terreno; manejo do solo. Os fatores mais importantes do clima com respeito à erosão são a distribuição, quantidade e intensidade das chuvas. Em relação aos solos, a susceptibilidade à erosão depende especialmente de suas características físicas, notadamente textura,

permeabilidade e profundidade. Da declividade do terreno, vai depender a maior ou menor velocidade da enxurrada e por consequência, um maior ou menor arrastamento superficial das partículas de solo. E, por fim, o manejo, ou seja, o modo como a terra está sendo utilizada condiciona a mobilidade dos solos (SPAROVEK et al., 2007).

Com o recobrimento do terreno por uma densa camada de vegetação ou por resíduos de cultivos anteriores, o impacto direto das gotas das chuvas é absorvido e há maior infiltração da água, porque a vegetação causa obstáculos ao escoamento superficial. Além disso, as raízes entrelaçam-se segurando mais o solo. A desagregação e o transporte das partículas podem variar então de acordo com o sistema de cultivo do solo. Certos cultivos tornam o solo mais susceptível à erosão que outros. Em geral, solos com culturas anuais estão mais expostos que solos cultivados com plantas perenes ou semiperenes. Pastagens bem manejadas são eficientes para conservar o solo, porém pastagens mal manejadas podem ser até pior que culturas anuais (DRUGOWICH et al., 2010).

A maneira com que as culturas são plantadas também influi muito. Em qualquer tipo de cultivo existe uma série de precauções que devem ser observadas para proteger o solo, tais como plantio em nível, terraceamento e plantio direto. Essas práticas podem ser divididas em práticas de caráter edáfico, vegetativo e mecânico (ALMEIDA et al., 2000).

- edáfico: ajustamento da capacidade de uso, eliminação ou controle das queimadas, adubações, rotação de culturas;
- vegetativo: zoneamento, reflorestamento, culturas em faixas com interceptação do escoamento de água com vegetação, plantio de grama nos taludes das estradas, quebra-ventos, controle adequado das capinas, cobertura do solo (*mulching*), plantio direto;

- mecânico: preparo e plantio em curva de nível; subsolagem; terraços do tipo camalhão; terraceamento, disposição racional dos carregadores, estruturas para desvio e infiltração das águas que escoam das estradas, estruturas para controle de voçorocas, bacias de retenção.

Em São Paulo, existem cerca de 6.700 focos erosivos, sendo que a maior parte é de médio e grande porte (IPT; DAEE, 1997). Na área rural, estima-se que cerca de 80% das terras cultivadas esteja sofrendo processo erosivo além dos limites de recuperação natural do solo. De acordo com Scanavaca (2011), o estado perde 200 milhões de toneladas de solo por ano. Cerca de 50 milhões são depositados em rios e córregos. Essa situação gera menos solo fértil, mais assoreamento, desvaloriza a propriedade rural e encarece o tratamento de água. O balanço entre consumo e produção é desfavorável, podendo chegar a 10 kg de solo para 1 kg de alimento. Além da perda do recurso em si, a maior parte do carbono está fixado no solo (BUSTAMANTE; OLIVEIRA, 2008).

Deposição é a quantidade de sedimento acumulado em um determinado período de tempo, que não ultrapassou o limite de uma dada área em questão. Para que haja tal deposição, deve haver transporte ou movimento descendente de água e sólidos em suspensão, através de sulcos ou do fluxo laminar nas áreas entre sulcos (RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001). Essa deposição é segmentada, com parte dos sedimentos sendo levada pelos cursos d'água, parte depositada próxima à fonte de sedimentos, e também uma parte redistribuída em uma grande extensão da planície aluvial da bacia à jusante ou em reservatórios hídricos (BERTOLINI et al., 1993).

Parte dos sedimentos originados em eventos erosivos é carregada vertente abaixo e pode ser depositada na própria vertente, enquanto outra parte pode alcançar os cursos d'água (DOUGLAS, 1990). O sedimento desprendido que não alcança os cursos d'água é depositado em depressões ou concavidades da vertente, sob a vegetação ou em outros locais onde o fluxo superficial perde

sua capacidade de transporte (RHOTON et al., 1982). A sedimentação ocorre após e/ou durante os eventos chuvosos, quando muitas partículas de solo são desprendidas e transportadas vertente abaixo, sendo retidas pelas plantas, depressões ou qualquer outro obstáculo situado à jusante da vertente (BRYAN, 2000).

A erosão propicia a geração de sedimentos, que por sua vez, podem deflagrar processos de turbidez e/ou assoreamento de corpos d'água (ANDRADE, 2009). Machado et al. (2003) relacionam processos de erosão e assoreamento com mudanças de cobertura e uso da terra. Zhou et al. (2005) confirmam a abordagem de mudanças de cobertura e uso da terra para avaliação de impactos ambientais negativos.

Há muitas formas de se mensurar a quantidade de solo perdido. Uma das mais utilizadas é o cálculo da Equação Universal de Perda de Solo⁹, com grande potencial de automação através de SIGs e/ou processamento digital de imagens.

2.8. Serviços ecossistêmicos

Além da minimização dos impactos ambientais relacionados à lavoura canavieira e pastagem, há a possibilidade de haver recuperação dos remanescentes de vegetação nativa através de adequação ambiental. Neste sentido, pode haver aumento de seus serviços ecossistêmicos, definidos como aqueles capazes de sustentar e satisfazer as condições de vida humana, como a purificação do ar, proteção do solo e controle natural de pragas (DE GROOT, 1992). Ainda:

⁹ Amplamente conhecida pela sigla da terminologia em inglês - USLE, de *Universal Soil Loss Equation*, ou RUSLE, versão revisada da USLE.

“São aqueles que a natureza presta, ao absorver, filtrar e promover a qualidade da água; ao reciclar nutrientes e assegurar a estrutura dos solos; manter a estabilidade do clima, amenizando desastres como enchentes, secas e tempestades; ao garantir e incrementar a produção agropecuária e industrial, seja ao prover a necessária biodiversidade e diversidade genética para melhoria das culturas ou para fármacos, cosméticos ou novos materiais, seja complementando processos que a tecnologia humana não domina nem substitui, como polinização, fotossíntese e decomposição de resíduos” (JOHN, 2008; p. 459).

A caracterização dos serviços ecossistêmicos derivou dos estudos de valoração ambiental e da inclusão de fatores ambientais em negociações comerciais e acordos internacionais. A princípio, os serviços eram considerados custos ambientais e estavam associados às avaliações de impactos. Essa caracterização negativa, de custo, evoluiu para um conceito positivo, de serviços prestados e, geralmente, não remunerados adequadamente. Costanza et al. (1997) revelam que, considerando os serviços prestados por todos os biomas existentes, o valor anual médio estimado desses serviços é de US\$33 trilhões, praticamente o dobro do PIB de toda a economia mundial.

A Avaliação Ecológica do Milênio (MEA, 2003; 2005) sugere a existência de um amplo número de funções do ecossistema e de seus bens e serviços associados, agrupando as funções ecológicas em quatro categorias principais:

- funções de regulação: relacionam-se com a capacidade natural do ecossistema regular processos ecológicos e com a manutenção dos processos bióticos através dos ciclos biogeoquímicos de benefício para os seres vivos, tais como: ar limpo, balanço hídrico, conservação do solo, polinização, controle sanitário e epidemiológico;
- funções de habitat/suporte: os ecossistemas naturais provêm habitat de reprodução a espécies animais e vegetais, contribuindo desta maneira

para a conservação biológica *in situ* e diversidade genética. Trata-se da manutenção de processos ecológicos e biológicos (ciclagem de nutrientes, formação de solos, produção primária etc.);

- funções de provisão: correspondem aos processos de fotossíntese e processos autótrofos que convertem dióxido de carbono, água e nutrientes em estruturas de carboidratos, os quais são usados para geração de maior biomassa (provisão de matéria prima, como água, alimentos, fibras, recursos genéticos, bioquímicos, florestais e pesqueiros etc.);
- funções de informação: resultantes dos momentos em que o ecossistema natural contribui para manutenção da saúde humana ao prover princípios ativos para a indústria farmacêutica, ou ainda, quando promove funções de reflexão, enriquecimento espiritual e recreação/turismo.

Segundo Burstein et al. (2002), existe uma tipologia básica de serviços ecossistêmicos que se diferenciam em:

- sequestro de carbono, que inclui a conservação dos estoques existentes, bem como o incremento de carbono fixado em produtos provenientes das florestas e de outras áreas;
- serviços hídricos e monitoramento do desempenho das bacias hidrográficas, que incorporam serviços como abastecimento e recarga de aquíferos subterrâneos, prolongamento da vida útil e da infraestrutura hidráulica, prevenção e mitigação de desastres causados por fenômenos meteorológicos extremos;

- conservação da diversidade biológica, incluindo a conservação de nichos e redução da fragmentação de hábitat na paisagem regional, mediante a formação de corredores ecológicos;
- beleza cênica, considerada como um fator de valorização de propriedades naturais e como um componente da oferta de serviços de recreação.

A gestão integrada do território deve considerar os riscos da redução da oferta de serviços ecossistêmicos em virtude de alterações de cobertura e uso da terra relacionadas às conversões de ecossistemas nativos ou silvestres.

Serviços ecossistêmicos relacionados aos fragmentos de vegetação nativa

Os remanescentes de vegetação nativa abrigam funções ecossistêmicas que, por sua vez, originam serviços ecossistêmicos, tais como a proteção das nascentes e cursos d'água; a cobertura do solo; a ciclagem de nutrientes; a retenção de solo nas encostas íngremes; a provisão de alimentos, fibras e energia; a manutenção dos recursos genéticos para o desenvolvimento de produtos industriais, farmacológicos e agrícolas; a provisão de madeira e minerais; a estabilização do clima; o controle de pragas e doenças; a purificação do ar e da água; a regulação do fluxo e qualidade dos recursos hídricos; o controle da sedimentação; a manutenção da fertilidade do solo e do ciclo de nutrientes; a decomposição dos rejeitos orgânicos; os benefícios estéticos e culturais e as possibilidades de lazer (VILAR, 2009). Por outro lado, caso o ecossistema esteja desajustado, como uma área degradada, submetida a exíguos atributos ambientais e baixa resiliência, o cenário de desempenho de

serviços é invertido, condicionando a capacidade de gerar serviços ambientais com a integridade do ecossistema e seu estado de conservação (DAILY, 1997).

Os serviços ecossistêmicos desempenhados por matas ciliares estão associados à quantidade (perenização) e qualidade da água (pureza), como a proteção do solo contra impacto da gota de chuva, redução da suscetibilidade erosiva, infiltração, interceptação vertical, redução dos riscos de cheias, deslizamentos, ou seja, todas as variáveis que interferem no ciclo hidrológico (TONHASCA JR., 2004).

Pagamentos por serviços ecossistêmicos

Há muitos exemplos de mecanismos de captura dos valores referentes aos serviços prestados pela natureza – taxas ambientais, protocolos verdes, impostos-verde, multas etc. A valoração e as políticas de pagamento por serviços ecossistêmicos são estratégias de compatibilização entre crescimento econômico e manutenção dos benefícios provenientes da natureza, adotadas pelas principais agendas ambientais (FEARNSIDE, 2004).

Lee e Mahanty (2009) salientam que o pagamento por serviço ecossistêmico é uma atitude política. Adotando-se o princípio do “protetor-recebedor”, visa prover incentivos financeiros aos que contribuem para o aumento ou manutenção da oferta de serviços ecossistêmicos. Reconhece a figura do protetor-recebedor e propicia a adequação do modelo produtivo convencional para um sistema mais sustentável, que garanta ao mesmo tempo melhorias ambientais e geração de renda. Não se trata de indenização e nem de interpretação da conservação ambiental como ônus (ISA, 2008).

2.9. Detecção de mudanças de cobertura e uso da terra

As alterações de cobertura e uso da terra podem ser detectadas a partir de diversos métodos. Os métodos para detecção de mudanças com imagens orbitais são classificados em dois grandes grupos: detecção de mudança bitemporal e análise de trajetória de mudança (SINGH, 1989; JIANYA et al., 2008). Radke et al. (2005) os classificam em análise de séries temporais (dados discretos) e análise harmônica (dados contínuos).

A análise de trajetória de mudanças envolve a descrição dos perfis temporais através de várias estatísticas descritivas (BORAK et al., 2000) ou momentos-chaves de ciclos fenológicos, no caso de coberturas vegetadas (de BEURS; HENEERY, 2005).

A detecção de mudança bitemporal pode ser realizada através de diversas técnicas, como comparação direta (pixels, feições e objetos); operações aritméticas entre imagens, como razão de bandas, subtração de imagens e índices de vegetação (LU et al., 2004); comparações pós-classificação (CARDILLE; FOLEY, 2003); análise do vetor de mudanças multivariada (LAMBIN; STRAHLER, 1994); modelos de regressão; transformações *tasseled-cap* (KAUTH; THOMAS, 1976; DESCLEE et al., 2006); componentes principais; modelo de mistura espectral; redes neurais artificiais; *wavelets* ou transformada de Fourier (COPPIN et al., 2004).

A comparação pós-classificação se equipara à álgebra de mapas, que utiliza uma sequência de funções matemáticas para realizar análises. Nesse sentido, ela é semelhante à álgebra tradicional, na qual operadores primitivos - adição, subtração, exponenciação - são logicamente sequenciados com variáveis para se formar uma equação. Além disso, a álgebra cartográfica inclui primitivas de processamento cartográfico para transformar, combinar e filtrar camadas, além de realizar certas análises estatísticas (BERRY, 1993).

As principais vantagens da utilização de álgebra de mapas para detectar mudanças são a minimização do problema da calibração radiométrica entre as datas e a possibilidade de eliminar processos de mudanças que não são tão significativos, evitando a propagação de erros (MAS, 1999). Ressalta-se que a exatidão da detecção de mudança é dependente da exatidão dos mapas. Além disso, a detecção de mudanças através de álgebra de mapas permite a produção de metadados, propiciando melhor consistência da base de dados. Após a comparação entre as duas datas, obtém-se uma matriz completa das alterações, denominada matriz de transição (BONHAM-CARTER, 1994).

2.10. Modelagem de mudanças de cobertura e uso da terra

Um modelo pode ser descrito como uma representação da realidade, podendo simular o passado, o presente e o futuro (PEARCE; TURNER, 1990). Mais especificamente em modelos aplicados às alterações de cobertura e uso da terra, realiza-se a simulação numérica de processos do mundo real, em que o estado de uma localização na superfície terrestre muda em resposta a variações em suas forças direcionadoras (BURROUGH, 1998). Assim, o prognóstico das alterações é realizado através da modelagem das mudanças de cobertura e uso da terra pretéritas. O modelo deve começar com um entendimento teórico do comportamento humano em relação a diferentes tipos de cobertura/uso da terra e suas distribuições no território (GEOGHEGAN et al., 1998). Turner II (1999) ressalta que estudos de mudanças deveriam integrar três tradições epistemológicas: i) observar e descrever para entender (abordagem indutiva); ii) modelar para entender (abordagem dedutiva) e; iii) integrar para entender (abordagem dialética).

De acordo com a finalidade dos modelos, Briassoulis (2000) sugeriu alguns tipos de objetivos: descrever, explorar, explicar, otimizar, prever, mensurar impactos ambientais, prescrever e avaliar a própria alteração da paisagem. Modelos descritivos buscam descrever ou propiciar o entendimento do

funcionamento de um sistema. Modelos exploratórios envolvem a análise paramétrica de vários estados, por meio de variações nos elementos dos sistemas e nos seus relacionamentos, sem interferência externa sobre ele. Esses tipos de modelos destinam-se a responder perguntas do tipo “o que aconteceria se”. Já os modelos prescritivos buscam mostrar “o que deveria ser” e fornecer cenários de acordo com alguma recomendação. Modelos preditivos auxiliam no entendimento do “que poderá vir a ser” (ECHENIQUE, 1968; NOVAES, 1981).

Em um processo de simulação a dinâmica do sistema é modelada, reproduzindo-se em ambientes computacionais, a complexidade de seus mecanismos de desenvolvimento e os processos de trocas de materiais, formas de energia e espécies entre os elementos do sistema. Operar a simulação significa então testá-la frente às diferentes hipóteses. À luz dessas possibilidades, podem ser então avaliadas as melhores normas e diferentes planos de manejo ambiental (AGARWAL et al., 2002).

Além da finalidade e da epistemologia, os modelos podem ser classificados de acordo com diversos critérios:

- abordagem – modelos quantitativos ou qualitativos;
- base teórica – modelos fundamentados em teorias ou modelos empíricos (exploratórios). Modelos baseados em teoria são aqueles cujo conjunto de suposições, premissas e equações (se existentes) destinados a elucidar o comportamento do sistema são definidos “a priori”. Modelos empíricos baseiam-se em dados disponíveis para conduzir conclusões “a posteriori”, empregando métodos estatísticos, não-paramétricos ou mesmo simples regras determinísticas. Lidam exclusivamente com estudos de caso reais. Modelos híbridos combinam equações empíricas de probabilidades de transição de estados das células, mas alguns parâmetros podem ser estabelecidos, por exemplo,

por meio de modelos gravitacionais ou econométricos (maximização de utilidades ou otimização de vantagens locacionais) (ALMEIDA, 2003a);

- escala – modelos que atuam em nível local, regional, global, biescalar ou multiescalar;
- incorporação de efeitos probabilísticos – modelos determinísticos ou estocásticos. Modelos determinísticos estabelecem relações funcionais entre as variáveis e sempre se comportam da mesma forma para uma dada situação inicial. Alguns exemplos: BASS II (CLARKE et al., 1997), SACI (POLIDORI, 2004) e PCRASTER (DEURSEN; WESSELING, 1995). Modelos estocásticos consideram a chance de ocorrência de vários eventos ao longo do tempo, pressupondo efeitos aleatórios. Alguns exemplos são: SLEUTH (SILVA; CLARKE, 2002), SimLucia (WHITE et al., 1998), CLUE-S (VERBURG et al., 2002) e DINAMICA EGO (RODRIGUES et al., 2007);
- tratamento da dimensão temporal – modelos estáticos ou não-dinâmicos, compreendendo os comparativos estáticos (PERRATON; BAXTER, 1974), recursivos (BUTLER, 1969), dinâmicos implícitos (HILL, 1965) ou quase-dinâmicos (LOWRY, 1964), e os modelos dinâmicos propriamente ditos;
- tratamento da dimensão espacial – modelos não-espaciais ou espacialmente explícitos;
 - segundo Almeida (2003), há modelos espaciais e não-dinâmicos (CHAPIN; WEISS, 1968), não-espaciais e dinâmicos (CZAMANSKI, 1965) e modelos dinâmicos e espaciais, tais como o SimLucia, CLUE-S, DINAMICA EGO, entre outros. Um modelo dinâmico espacial pode ser definido como uma representação matemática de um processo real, no qual a superfície muda em respostas às forçantes (variáveis direcionadoras), e que

apresenta uma dimensão temporal explícita, suas entradas e saídas variam com o tempo e seus estados dependem de estados anteriores (WEGENER et al., 1986). Qualquer sistema de modelagem espaço-temporal deve incorporar atributos de vizinhança e proximidade, além de incluir procedimentos para discretizar o espaço-tempo e para a computação de novos atributos para as unidades espaciais e temporais afetadas pelas forças direcionadoras;

- nível de integração – modelos constituídos de vários subsistemas (representando os aspectos ambientais, sociais e econômicos) ou modelos integrados;
- paradigma empregado – modelos que utilizam autômatos celulares, a exemplo do SimLucia, CLUE-S, DINAMICA EGO, ou espaços celulares, tais como o CLUE (VERBURG et al., 1999) e o TERRA-ME (CARNEIRO et al., 2013);
- premissas adotadas – modelos baseados em processos, os quais focam nas transições de estados e não nos atores de tais mudanças (ALMEIDA, 2003a; SOARES-FILHO et al., 2002), ou baseados em agentes (também chamados de modelos multiagentes), que são aqueles que se prestam a simular as ações e interações entre agentes autônomos, humanos ou não, tratados de forma individual ou coletiva (PARKER et al., 2002). Exemplo de modelos baseados em agentes incluem o STARLOGO (COLELLA et al., 2001), REPAST (NORTH et al., 2006) e MICE¹⁰ (BOONE et al., 1998).

¹⁰ Consultar o site <http://geo.arc.nasa.gov/sge/health/projects/hanta/hanta.html> para mais informações.

Todos os modelos são simplificações da realidade, mas ao generalizar os componentes de um sistema complexo, é possível explorar as relações entre fatores relevantes nesses sistemas. Modelos são, assim, ferramentas analíticas valiosas e podem ser utilizados para uma variedade de objetivos em pesquisas de mudanças de cobertura da terra (EVANS et al., 2009). Muitas vezes há conflitos de interesses entre a redução/simplificação do mundo real *versus* modelos dotados de uma estrutura muito complicada, que acabam por se tornar operacionalmente inviáveis para fornecerem respostas aos problemas práticos, dentro das restrições de tempo e outros recursos (BRIASSOULIS, 2000).

O paradigma de autômatos celulares

Autômatos celulares são abstrações ou modelos matemáticos que precedem qualquer implementação computacional e dela independem, pois foram concebidos nas primeiras décadas do século XX pelos matemáticos Stanislaw Ulam e John von Newman (BURKS; VON NEUMANN, 1966), quando ainda não havia sido inventado o computador. São considerados sistemas dinâmicos discretos, relativamente simples em sua construção e capazes de reproduzir comportamento emergente (WOLFRAM, 1984). A utilização de autômatos celulares em modelagem é vantajosa sob diversos aspectos: a sua estrutura é compatível com operações matemáticas e lógicas em múltiplas camadas, possibilitando ampla capacidade analítica; possui a complexidade necessária para simular mudanças de cobertura e uso da terra; apresenta simplicidade operacional; possui representações espaciais articuláveis com sistemas de informações geográficas (ALMEIDA, 2003b). Eles oferecem muitas possibilidades para se abstrair padrões, ordem e tendências dinâmicas prevaletentes em processos do mundo real (BATTY, 1976; OPENSHAW, 1998).

Apresentam quatro elementos: célula, estado, vizinhança e regras de transição. A célula é a unidade espacial do modelo e está relacionada à resolução espacial, podendo ter forma regular ou ser uma feição como ponto ou polígono regular (quadrado, hexágono etc.). O estado é o atributo discreto de cada célula, havendo apenas um estado por célula em um determinado passo de tempo. É resultado das regras de transição, que consideram o estado da célula em análise, bem como o estado das células vizinhas a ela. A vizinhança é assimilada através de um filtro móvel, cuja dimensão e formato definirá o grau de influência das células vizinhas. As regras de transição referem-se às condições para a alteração dos estados celulares ao longo dos passos (BATTY, 1998).

Cenários

Através de modelagem, é possível propor diversos tipos de cenários preditivos. Há cenários que representam a continuidade das alterações pretéritas (cenários estacionários), que exploram diferentes conjecturas políticas, sociais e econômicas (cenários não-estacionários) e que simulam alterações prescritas (cenários prescritivos).

Cenários estacionários podem ser propostos por meio de modelos markovianos simples conjugados a autômatos celulares (COUCLELIS, 2002). Cenários não-estacionários podem utilizar o diagnóstico das alterações pretéritas para representar as alterações que ocorrerão, mas incorporam outras variáveis, tais como conjuntura econômica, alterações legais etc. (FRANCO, 2007). Cenários prescritivos estão em conformidade com um quadro legal existente e/ou que irá ser certamente implementado, tais como readequações, mudanças na legislação etc. (MORITZ, 2004).

Parametrização, calibração e validação de modelos dinâmicos espaciais

Em modelos dinâmicos espaciais probabilísticos, a parametrização visa conferir pesos às variáveis de entrada ou independentes (ALMEIDA, 2003a). Considera as principais forçantes biofísicas e de infraestrutura, tais como malha viária, malha hidrográfica, relevo etc.

A calibração busca obter os valores dos parâmetros especificados para um modelo. Trata-se de um procedimento iterativo de ajuste de parâmetros através da contínua comparação entre a referência e a simulação, estimando os valores dos parâmetros que produzem o melhor ajuste entre o modelo e os dados observados (ALMEIDA, 2003a). Couclelis (1997) salienta a importância de critérios e parâmetros subjetivos e qualitativos durante a calibração. De acordo com Hosmer e Lemeshow (1989), não se pode basear modelos inteiramente em testes de significância estatística. Há inúmeras outras considerações que irão influenciar a decisão para se incluir ou excluir variáveis de um modelo.

A validação requer que se compare o modelo em relação a alguma referência. Trata-se do emprego de métodos estatísticos para avaliar o grau de conformidade entre referência e a simulação, comumente normalizado de 0 a 1 (PONTIUS JR., 2000; 2002). Em modelos de mudanças de cobertura e uso da terra, é interessante utilizar métodos estatísticos que avaliam o ajuste, flexibilizando a rigidez da exatidão pixel a pixel entre a cena real e a simulação. Há vários métodos que empregam o ajuste por múltiplas resoluções, a exemplo do *Goodness of fit* de Turner e Costanza (1989) e medidas de similaridade *fuzzy* (HAGEN, 2002). Os resultados fornecidos pelas estatísticas devem ser usados de maneira sábia e crítica (ALMEIDA, 2003a), pois a análise visual é decisiva para a identificação de erros e acertos presentes no modelo.

Acoplagem de modelos

As acoplagens são junções de modelos distintos. São necessárias em modelagens que integram diversos aspectos, tais como socioeconômico, ecológico, geofísico etc. Há dois tipos de acoplagens *loose-coupling* e *tight-coupling* (BIVAND; LUCAS, 1994). Segundo Almeida (2003), as definições são as seguintes:

- *Loose-coupling (off-line)* é aquela em que as saídas de um modelo contribuirão na entrada de outro modelo. É necessário concluir a execução da simulação do primeiro modelo, para que os resultados alimentem o segundo modelo.
- *Tight-coupling*, por sua vez, ocorre quando as saídas de um modelo alimentam simultaneamente um ou mais modelos em execução concorrente. Assim, a cada passo de tempo, há uma interlocução entre os modelos, sendo que a saída de um deles, em cada passo de tempo, será a entrada de outro(s) modelo(s) no passo de tempo seguinte.

A acoplagem de modelos de escalas distintas, tanto em nível temporal quanto espacial, amplia as aplicações de modelagem de mudanças de cobertura e uso da terra. Briner et al. (2012) avaliaram os impactos oriundos de variáveis climáticas e econômicas em região montanhosa dos Alpes Suíços. Britz et al. (2011) analisaram as conversões de cobertura e uso no continente europeu. Além de acoplagens, a junção de técnicas de análise espacial e geoestatística podem potencializar ainda mais as aplicações de modelagem. Freitas et al. (2013) utilizaram uma combinação de análise de correspondência canônica, modelos de regressão espacial linear e local e procedimentos de aglomeração espacial com o aplicativo SKATER, para aprimorar a modelagem de processos de transição de cobertura e uso da terra na bacia do Alto Uruguai, contemplando variáveis biofísicas e socioeconômicas.

A necessidade de integrar variáveis socioeconômicas e espaciais é recorrente (LOW et al.,1999; NALLE et al., 2004; ANDERSEN; GRANGER, 2007; ROBINSON et al., 2008; SMITH et al., 2009; SWETNAM et al., 2011).

Turner et al. (1989) já demonstraram a importância dos modelos espacialmente explícitos para análises econômico-ambientais. Maxwell e Costanza (1997) descrevem os principais elementos que uma linguagem de programação deve ter para permitir a construção de modelos espacialmente explícitos, tais como o MIMES (*Multi-scale Integrated Models of Ecosystem Services*), o ARIES (*ARtificial Intelligence for Ecosystem Services*) e o InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*).

O MIMES (<http://www.uvm.edu/giee/mimes>) e o ARIES (<http://www.ariesonline.org>) são plataformas, cuja intenção é integrar os modelos de serviços ecossistêmicos. Envolvem diversos submodelos que auxiliam no entendimento da contribuição dos serviços ecossistêmicos, através da quantificação dos efeitos das mudanças de uso e cobertura da terra, em níveis global, regional e local.

Outro importante conjunto de ferramentas para modelagem econômico-ecológica é o InVEST (<http://invest.ecoinformatics.org>), que permite mapear e valorar serviços ecossistêmicos. Há um grupo de profissionais chamado *Natural Capital Project*¹¹ que atua ativamente para desenvolver plataformas que integrem modelagem dinâmica espacial e dados monetários (TALLIS; POLASKY, 2009).

¹¹ Projeto de Capital Natural.

2.11.Contextualização histórica da integração Economia & Natureza – Clássicos

As questões relacionadas à sociedade, cultura e natureza estão presentes em diversas escolas e diversas épocas. Mais especificamente em relação à interação entre a economia e a natureza, há indícios na literatura econômica, publicados antes da consolidação dos conceitos de ambiente, natureza e ecologia.

A noção de que a terra é provedora dos recursos necessários ao funcionamento da sociedade ocorre desde os autores clássicos. O trabalho humano é considerado, juntamente com a terra, fatores necessários e imprescindíveis à sociedade. William Petty (1662) afirmou que “(...) *o trabalho é o pai (...) da riqueza, como a terra é a mãe...*”, expressando a necessidade de se considerar o capital construído (trabalho) e o capital natural (terra).

François Quesnay (1765) afirmou que “(...) *A nação se reduz a três classes de cidadãos: a classe produtiva, a classe dos proprietários e a classe estéril. A classe produtiva é a que faz renascer, pelo cultivo do território, a riqueza da nação...*”. Nesta frase fica saliente a importância do cultivo do território como parte integrante da riqueza da nação. A fonte da riqueza deixaria de ser associada ao comércio e acumulação de metais preciosos. A origem da riqueza estaria na agricultura. As dádivas da natureza permitiam a obtenção de um excedente superior ao esforço empregado na produção. Quesnay (1758) ajudou a consolidar uma corrente chamada fisiocracia, que significa domínio ou reinado da natureza. Esses ideais, desenvolvidos principalmente entre 1756 e 1763, salientavam a importância da natureza e dos recursos naturais. A fisiocracia foi reconhecida como a primeira escola organizada do pensamento econômico, mantinha que a produtividade agrícola era o eixo do processo econômico e a base para poder compreendê-lo. Baseando seus conceitos em uma "lei natural" e em uma "lei moral", os fisiocratas tinham a forte crença de

que a natureza era a principal fonte da riqueza e deixaram duas contribuições científicas cruciais para os desenvolvimentos posteriores da economia:

- a ideia de interdependência entre os vários processos produtivos e de equilíbrio do sistema econômico;
- a representação das trocas econômicas como um fluxo circular de bens e dinheiro entre os vários setores econômicos.

Jean Baptiste Say (1803), ao citar os serviços ocultos da natureza, tece os primeiros conceitos dos serviços ecossistêmicos: *“...quando um campo é lavrado e semeado, além dos conhecimentos e do trabalho postos nessa operação, além dos valores já formados que são utilizados, (...) existe um trabalho executado pelo solo, pelo ar, pela água e pelo sol, do qual o homem em nada participa e que contribui, no entanto, para a criação de um novo produto que será colhido no momento da colheita. É a esse trabalho que chamo de serviço produtivo dos agentes naturais”*.

David Ricardo (1817) aprimorou o conceito de terra no sistema produtivo, ao ponto de, posteriormente, ser denominada de terra ricardiana. Além disso, salientou que os recursos são finitos, sustentou que a terra tem diferentes qualidades e que sua área é fixa, sendo que o homem nada pode fazer para aumentá-la. David Ricardo não foi tão otimista sobre as possibilidades de crescimento econômico a longo prazo. O limite estaria na oferta de terras de boa qualidade, e, portanto, nos retornos decrescentes da produção agrícola. A ideia de retornos decrescentes é que depois de certo ponto, mesmo com aplicação de quantidades crescentes de trabalho na terra, o produto por trabalhador diminuiria. A partir daí, o crescimento da população implicaria em queda no padrão de vida, que por sua vez, levaria à estabilização da população (BARBER, 1979).

Jon Stuart Mill (1848) aprofundou e desenvolveu a ideia de que seria imprescindível a busca por um estado estacionário, visando manter um determinado nível de bem-estar social. Concebeu o progresso econômico como uma corrida entre mudança tecnológica e retornos decrescentes na agricultura. Até a chegada do estado estacionário, o progresso técnico já teria possibilitado satisfazer as vontades materialistas da humanidade, e a sociedade estaria livre para perseguir outras metas sociais, em um padrão de vida mais elevado do que o de sua época (BARBER, 1979).

A primeira referência explícita que se conhece sobre a participação da natureza na geração de valor, renda e preço, é a de Alfred Marshall, que, em seu tempo, questionou a validade do sistema de contabilidade da Inglaterra, que não considerava, de forma alguma, as dádivas da natureza — como a água dos rios e mares, o clima, que servem efetivamente para o consumo doméstico, para o transporte, para gerar energia e para a saúde, em geral — e sua influência nos níveis de desenvolvimento histórico dos povos. Marshall (1879) consolidou ainda mais os fatores de produção, inserindo a terra e considerando os serviços embutidos (e gratuitos) da natureza: “... *os agentes da produção classificam-se, comumente, em Terra, Trabalho e Capital. Por terra, entende-se a matéria e as forças que a natureza oferece livremente para ajudar o homem, em terra e água, em ar e luz e calor...*”. Em 1890, Marshall classificou os recursos em exauríveis e perenes (MARSHALL, 1890). Marshall ajudou a consolidar a chamada corrente marginalista, um dos fatores mais influentes para distinguir os clássicos dos neoclássicos. Através da corrente marginalista, a demanda adquiriu importância maior na formação dos preços e o conceito de utilidade passou a ser de extrema importância na economia.

No período em torno do ano de 1900, um grupo de estudiosos denominados “economistas holísticos”, formou uma escola crítica aos modelos econômicos daquela época (GRUNCHY, 1947). Os “holistas” reclamaram que economistas clássicos davam pouca atenção à economia como um todo dinâmico em funcionamento, contentando-se apenas em centrar as suas atenções nas

partes separadas. Conseqüentemente, os modelos econômicos tendiam a ser rígidos e mecanicistas, fornecendo previsões insatisfatórias sobre o mundo real. A economia holística foi a primeira vertente alternativa à economia *mainstream*. De certa forma, ela influenciou as correntes alternativas subsequentes.

Gray (1913), em um artigo sobre a conservação dos recursos naturais, indicou que o grau de uso desses recursos depende da taxa de juros do mercado, da produtividade marginal decrescente e do valor final dos recursos no mercado. Sobre os juros, afirmou que quanto mais elevados são estes, maior o interesse por ter os recursos como bens líquidos hoje, e menor por postergar seu uso para o futuro.

Arthur Cecil Pigou (1912) estava entre os primeiros economistas a contestar a capacidade do mercado como alocador eficiente de recursos, indicando, assim, uma perturbação que ocorre quando o interesse privado prejudica o interesse público. Ele sugeriu uma taxa que reflita o custo social externo ligado à degradação ambiental e à intervenção do Estado para corrigir as falhas iniciais na alocação de recursos e formação de preços. Para ele, seria necessária a implantação de impostos e subsídios como um meio de se igualarem os custos particulares e sociais (ODUM, 1988). Mais tarde, essa taxa corretiva seria chamada de taxas pigouvianas.

Para Pigou, a poluição ambiental se origina de uma falha no sistema de preços que não reflete de forma correta os danos causados a terceiros e ao ambiente. Daí, a necessidade de mecanismos corretivos para as externalidades. A ideia geral é corrigir as externalidades através da cobrança de um tributo corretivo aplicado ao poluidor. Trata-se da adoção do princípio poluidor-pagador. A contribuição de Pigou foi chamada de Economia do Bem-Estar Social e, posteriormente, conhecida como Economia da Poluição.

Em 1925, John Ise refere-se explicitamente à questão da necessidade de se considerar as chamadas dádivas gratuitas no sistema econômico. Ele indica

que o valor e preço dos recursos naturais devem corresponder aos preços de seus substitutos mais imediatos ou até mesmo devem ser mais altos que os prevalecentes em sua época, assegurando a sua conservação e uso racional. Pode-se perceber um embrião do método de custo de substituição e, de certa forma, uma certa aplicação dessa atribuição de valor como instrumento de gestão ambiental.

Harold Hotelling (1931; 1932) desenvolveu o que pode ser chamada de economia dos recursos naturais, que lida com os aspectos da extração e exaustão dos recursos naturais ao longo do tempo, buscando encontrar o nível ótimo de exploração dos recursos - renováveis e não renováveis (SILVA, 2003).

Com o foco na natureza como matéria-prima para os processos produtivos, Hotelling elaborou equações e modelos, esforçando-se em aprimorar técnicas para utilizar racionalmente as reservas naturais. Explicitou a necessidade da classificação dos recursos em renováveis (com ou sem zona crítica) e não-renováveis (consumíveis, recuperáveis, recicláveis), visando gerenciá-los adequadamente. O principal critério para a classificação é a capacidade de recomposição de um recurso no horizonte do tempo humano: *“Um recurso que é extraído mais rápido do que é reabastecido por processos naturais é um recurso não-renovável. Um recurso que é reposto tão rápido quanto é extraído é certamente um recurso renovável”*. Demonstrou sua preocupação com a exaustão dos recursos naturais não-renováveis e os prejuízos para as gerações futuras (ARROW; LEEHMAN, 2006).

Hotelling mostrou que o nível dos lucros depende tanto do nível da produção atual como das reservas que ainda permanecem. Assim, quanto maior a extração, maiores os custos incorridos para extrair e vice-versa. Mais extração significa maior oferta desses bens e, portanto, menor preço de mercado. Seu modelo possui os seguintes pressupostos:

- detentor da reserva é um proprietário privado atuando em um mercado concorrencial;
- a procura acumulada que esgota o estoque do recurso é decrescente em relação ao preço do recurso que, por sua vez, se esgotará;
- o volume (estoque) inicial da reserva é conhecido;
- a informação é perfeita ao longo de toda a extração.

Amazonas (1998) diz que o modelo de Hotelling faz com que o aumento progressivo da escassez de um recurso provoque o aumento de seu preço. Com isso, espera-se que o valor desse estoque vá crescer, havendo assim, uma motivação para que ele não seja extraído agora e sim em algum momento posterior. Dado que o valor desse estoque é o valor presente de suas vendas futuras, em equilíbrio intertemporal, a taxa de retorno segundo a qual esse valor deve crescer é a taxa de juros, e portanto, com base no desconto a essa taxa, determina-se assim as quantidades ótimas a serem extraídas a cada momento no tempo, ou seja, determina-se a taxa ótima de extração.

Obviamente, o modelo de Hotelling tem muitas críticas, tais como a existência de falhas de mercado, o desconhecimento da demanda futura, as discrepâncias entre as taxas de desconto social e de mercado, mas originou múltiplas derivações utilizadas atualmente.

Keynes (1935) introduz o conceito de custo de uso, e o aplica, entre outros, aos recursos naturais (cobre, por exemplo); tal custo seria igual à diferença entre o valor futuro provável e o valor presente de venda desses estoques, deduzidos o custo de juros e o custo suplementar (obsolescência). O custo de uso atual, diz Keynes, *“é igual ao máximo dos valores descontados dos rendimentos potenciais esperados em todas as datas futuras...”*. À medida que o excedente (reserva de recursos) diminui, o custo de uso eleva-se, e o preço de oferta de

qualquer ativo deve ser igual “à soma do custo marginal de fatores e do custo marginal de uso”.

Solow (1974), baseando-se no trabalho de Hotelling, fez significativos acréscimos. Reiterou que o valor dos recursos não-renováveis (valor líquido = valor da venda - custo de extração) depende das perspectivas de sua exploração e venda no futuro. Esses recursos são iguais a qualquer outro ativo da economia, ou seja, se os acréscimos previstos no valor líquido dos recursos for inferior à taxa de juros do mercado, ninguém se interessará em conservar esses depósitos no campo, aumentando, assim, sua extração e encurtando o tempo limite de sua exaustão. Se os acréscimos previstos no valor líquido forem superiores à taxa de juros de mercado, no curto e médio prazo, pode ser que o preço de mercado decresça e a renda da escassez cresça. Existem limites superiores a esses aumentos, dados pelos preços dos substitutos mais imediatos. Solow (1974) reforça a importância de se definir uma adequada taxa de desconto, que pode ser tanto a taxa de juros do mercado como a taxa social de preferência intertemporal.

Ronald Coase (1937; 1960), preocupado com os custos de transação que prejudicam os agentes na busca por soluções aos problemas ambientais, elaborou o que veio a ser chamada posteriormente de trocas coaseanas. Elas deram origem às licenças negociáveis (ou certificados negociáveis) e mesmo ao Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). O Teorema de Coase diz que se houver direito de propriedade e custos de transação baixos, as transações privadas são suficientes e os mercados podem eliminar as externalidades (até mesmo internalizando-as nos preços). De acordo com ele, as externalidades existem porque há ausência de direitos de propriedade.

De certa forma, Pigou contribuiu para o desenvolvimento de instrumentos de comando-e-controle e Coase contribuiu para o desenvolvimento de instrumentos econômicos. Tanto Pigou quanto Coase são extremamente importantes para o desenvolvimento do estudo da economia do meio ambiente,

pois ambos buscaram mensurar e valorar os custos impostos à sociedade. Os princípios da economia da poluição (Pigou), da economia dos recursos naturais (Hotelling) e o teorema de Coase, foram fundamentais na formação de uma abordagem neoclássica para lidar com a problemática ambiental.

Após a disseminação da chamada revolução marginalista, surgem diversas críticas à economia neoclássica. Keneth Boulding (1966) escreveu: *“Os economistas não estão acostumados a pensar sobre o papel dos sistemas biológicos na economia, e muito menos sobre a condição destes sistemas. A mesa de trabalho do economista pode estar coberta de referências que contêm os indicadores mais recentes da saúde da economia, porém, raramente, o economista preocupa-se com a saúde dos principais sistemas biológicos da Terra. Esta falta de consciência ecológica tem contribuído a algumas das falhas nas análises econômicas e formulações de políticas”*.

Como Brown (1981) assinalou, a economia global depende, fundamentalmente, de certos ecossistemas básicos, como os mares, as florestas e agricultura. Quando esses recursos são gastos ou perturbados, a economia mundial sofre consequências e os bens e serviços de todos os tipos tornam-se mais escassos, custando mais para serem produzidos ou preservados.

Souza-Lima (2004) afirma que a teoria neoclássica não é inteiramente satisfatória para tratar dos problemas do meio ambiente, porque se baseia nos valores monetários do mercado, sendo que o meio ambiente não tem "cotação" no mercado. As principais críticas à economia neoclássica podem ser sintetizadas em Cavalcanti (1997):

- falta uma base científica e teórica adequada para discutir intercâmbio internacional equitativo, compromissos entre gerações humanas e critérios para alocação de recursos entre as classes econômicas;
- está separada da realidade biofísica. Os recursos biofísicos são a força motriz do sistema econômico, que, por sua vez, dependem da existência

de fluxos de energia, materiais e transformações. Ela falha ao não captar a realidade biofísica dos sistemas reais;

- está arraigada no esquema das preferências individuais e não considera adequadamente as preferências coletivas¹²;
- não lida bem com assuntos que envolvem tempo, tais como depreciação de recursos naturais ou mudanças no sistema de suporte da vida terrestre. Só responde às questões das perdas de recursos naturais, mudanças no clima, aumento do nível do mar, erosão de terras e outros assuntos críticos relacionados ao bem estar humano, quando há alterações significativas nos preços.

Para muitas decisões de pequena escala e atividades rotineiras de mercado, o modelo neoclássico pode ser apropriado. Porém, para assuntos que incluem grandes extensões espaciais e de longo prazo, não. Não há garantias de que a otimização de custos-benefícios com a inclusão dessas externalidades conduza a uma utilização sustentável dos recursos ambientais, afinal de contas, otimalidade não significa sustentabilidade (ROMEIRO, 2003).

Como respostas às críticas à economia neoclássica, aliado ao surgimento de uma conscientização ambiental, surgiu o esforço de se contabilizar os inter-relacionamentos entre os sistemas econômicos e ecológicos para poder atribuir valores adequados aos serviços dos ecossistemas e aos recursos naturais que sustentam a vida humana. Esse esforço conceitual gerou duas vertentes principais e antagônicas que giram em torno de uma questão de valores: Uma que, partindo da própria economia neoclássica, visa estabelecer uma nova contabilidade dessa valoração e, lançando mão do valor simulado de mercado

¹² Apesar de que justamente os esforços individuais poderiam gerar o êxito coletivo (GIANNETTI, 2007).

para bens e serviços ambientais e de outros modelos e métodos de avaliação monetária, pretende oferecer insumos para tomada de decisão. E outra que, partindo do meio biofísico, usando princípios ecológicos e termodinâmicos para analisar o processo econômico, lança mão de várias metodologias, principalmente de caráter energético, pretendendo estabelecer, em definições diferenciadas de energia, indexadores únicos que possam contabilizar recursos naturais e atividades humanas de produção de maneira integrada.

2.12. Conceitos econômicos

Bator (1958) define as falhas de mercado em termos da teoria da alocação, como o *“insucesso de um sistema mais ou menos idealizado de instituições do mercado de preços em sustentar atividades ‘desejáveis’ e interromper atividades ‘indesejáveis’”*. Elas ocorrem quando os mecanismos de mercado originam resultados econômicos não eficientes ou indesejáveis do ponto de vista social. Tais falhas são geralmente provocadas pelas imperfeições do mercado, como informação assimétrica dos agentes econômicos, custos de transação elevados, existência de externalidades e ocorrência de estruturas de mercado do tipo concorrência imperfeita (monopólios, oligopólio, oligopsonio, formação de cartéis).

Em geral, quando se trata da alocação de recursos naturais e ambientais, ocorrem falhas de mercado. Parte do problema deriva da forte dicotomia entre os valores de mercado e os externos a ele. Os bens e serviços industriais, tais como automóveis ou eletricidade recebem valores monetários, enquanto que os bens e serviços ambientais permanecem, na maior parte, externos ao sistema econômico, recebendo pouco ou nenhum valor monetário.

Externalidade é um tipo de falha de mercado e ocorre quando a ação de produção ou de consumo de um agente acaba gerando efeitos sobre outro

agente sem que haja compensação pelo mecanismo de mercado. Pode ser positiva ou negativa (FARNWORTH et al., 1983).

- positiva: quando resulta em aumento de renda para outros agentes econômicos sem estar computado nos custos/benefícios;
- negativa: quando resulta em perda para outros agentes econômicos sem estar computado nos custos/benefícios.

Farnworth et al. (1981) classificam as externalidades em:

- valores atribuíveis e consignáveis – podem receber valores monetários dentro de uma linguagem convencional da economia de mercado. Ex.: o valor de um rio para a assimilação de efluentes;
- valores não-atribuíveis, intangíveis – não podem ser tratados no sistema econômico convencional de contabilidade de custos ou de análise de custos e benefícios. Trata-se de valores individuais e públicos em vez de privados (estando, muitas vezes, em conflito com estes). Ex.: valores de manutenção da vida próprios de ecossistemas naturais, tais como florestas, campos naturais, rios, lagos e oceanos, que operam, tamponam e estabilizam ciclos atmosféricos, minerais e hidrológicos.

Nessa classificação, o primeiro grupo está diretamente relacionado aos valores de uso direto, enquanto que o segundo grupo está relacionado principalmente aos valores de uso indireto.

A presença de externalidades, distorcendo o sistema de preços, é uma fonte de ineficiência na alocação dos recursos naturais, dos fatores de produção e na repartição dos bens produzidos. Segundo Pearce (1993), as externalidades surgem por divergência entre interesses sociais e privados: os mercados

seriam baseados num estreito interesse pessoal, onde o gerador da externalidade não tem qualquer incentivo para contabilizar os custos que impõe a terceiros. Se a externalidade for negativa, há maior produção desta pelo agente gerador do que seria socialmente desejável. A eliminação total da externalidade impõe custos e despesas adicionais.

Capital pode ser definido como sendo o estoque de recursos que proporciona os fluxos atual e futuro de equipamentos e serviços. Ele pode ser categorizado (COSTANZA; DALY, 1992; SENA, 2003) da seguinte forma:

- capital produzido: é toda a produção decorrente da atividade humana, tanto de materiais quanto de serviços;
- capital natural: é o estoque de recursos naturais renováveis, recursos naturais não-renováveis e a capacidade assimilativa do ambiente;
- capital humano: é a experiência e o conhecimento associados à produção.

De acordo com Cavalcanti (1994), bens públicos são caracterizados pelo fato de serem não-rivais e não-excludentes.

A não-rivalidade ocorre quando o custo marginal de prover o bem para um consumidor adicional é zero para qualquer nível de produção. Isto significa que o bem não-rival, mesmo depois de adquirido por um consumidor qualquer, continua disponível aos demais consumidores.

A não-exclusão ocorre quando os indivíduos não podem ser excluídos do consumo do bem. Em outras palavras, o bem não-excludente é aquele que se encontra disponível mesmo para os consumidores que não pagaram por ele.

Os bens públicos estão ao alcance de todos. Os consumidores não revelam suas preferências mediante transações no mercado, mas tenderão a agir como oportunistas¹³, priorizando os interesses individuais em detrimento dos interesses coletivos (HARDIN, 1968).

A taxa de desconto mede a taxa pela qual as gerações atuais descontam o futuro. De acordo com Pearce et al. (1989), uma taxa de desconto baixa tenderá a favorecer as gerações futuras, e uma taxa alta tenderá a prejudicá-las. Solow (1974) recomenda uma taxa de desconto que permita igualar a proporção do consumo *per capita* entre todas as gerações, destacando o papel do governo e o planejamento nessa tarefa. Pode ser tanto a taxa de juros do mercado como uma taxa social, de preferência intertemporal.

Sustentabilidade fraca e sustentabilidade forte faz parte de uma terminologia criada por Pearce e Turner (1990) e foi um marco histórico no entendimento de como a economia incorpora a questão ambiental. A sustentabilidade fraca se baseia no paradigma neoclássico (economia ambiental neoclássica), enquanto a sustentabilidade forte está relacionada à uma visão alternativa, tais como as propostas da economia ecológica.

A sustentabilidade fraca tem como referência dois trabalhos de economistas neoclássicos: Robert Solow e John Hartwick. É baseada na seguinte ideia: o que importa para as futuras gerações é o estoque total agregado de capital produzido e de capital natural (além de outras formas de capital, como humano, social e cultural) e não somente o capital natural (SOLOW, 1993). O capital natural é definido de forma genérica, como sendo o estoque de recursos

¹³ Caronas ou *free ride*.

naturais renováveis, recursos naturais não-renováveis e a capacidade assimilativa do ambiente. No entendimento da sustentabilidade fraca, o capital natural pode ser substituído pelo capital produzido, característica conhecida como sendo o “paradigma da substituição” ou do “otimismo de recurso”. A escassez crescente de um determinado bem leva ao aumento de preço, o que induz a introdução de inovações que permitem poupá-lo ou substituí-lo por outro recurso mais abundante. A definição e aplicação de técnicas de valoração ambiental pela sustentabilidade fraca estão baseadas na premissa de que a natureza somente tem valor se o ser humano atribuí-lo. Portanto, o valor da natureza é antropocêntrico.

Para a sustentabilidade forte, é importante manter o estoque de recursos e serviços ambientais constante, pois não é possível a completa substituição desses recursos pelo capital produzido. A sustentabilidade forte é conhecida como sendo o “paradigma da não-substituição”, baseada no conceito de que o capital natural não pode ser substituído por outro tipo de capital (PEARCE, 1993).

Existem duas linhas de interpretação sobre a sustentabilidade forte:

- o valor total agregado do capital produzido com o capital natural e o valor total intrínseco do capital natural devem ser, no mínimo, constantes;
- deve haver a preservação do capital natural não substituível, em termos de estoque físico. Ou seja, o recurso deve ser utilizado de forma a não ultrapassar a sua capacidade de regeneração. As razões:
 - há uma grande incerteza ou ignorância com relação à depleção de capital natural;
 - a perda de capital natural frequentemente é irreversível;

- algumas formas de capital natural fornecem funções básicas de suporte à vida;
- existe uma grande rejeição individual na perda de capital natural.

A valoração ambiental dada pela sustentabilidade forte está baseada em princípios físicos e biológicos, como a capacidade de suporte, resiliência, medidas físicas do capital natural e fluxo de energia.

A diferença básica entre a sustentabilidade fraca e forte, com relação ao paradigma da não-substituição, pode ser ilustrada da seguinte forma: o aumento de consumo não pode compensar as gerações futuras pela degradação ambiental.

2.13. Bioeconomia¹⁴ e Economia ecológica¹⁵

Qualquer desenvolvimento posterior de uma economia holística foi relegado a um segundo plano, pelo rápido crescimento na riqueza monetária e material ocasionado pelo petróleo. Por volta dos anos 1960, emergiu novamente uma vertente crítica às economias clássica e neoclássica, incluindo valores culturais e ambientais, juntamente com valores monetários (ODUM, 1988). Alguns trabalhos clássicos seminais, tanto de economistas quanto não-economistas, surgiram no período, promovendo forte impacto nos meios acadêmicos e ambientalistas, como "*The Economics of the Coming Spaceship Earth*" (1966) de Kenneth Boulding, "*On Economics as a Life Science*" (1968) de Herman Daly, "*The Entropy Law and the Economic Process*" (1971), de Nicholas Georgescu-Roegen, "*Environment, Power and Society*" (1971), de Howard T. Odum, entre outros. De tais autores provém uma linha de raciocínio com base

¹⁴ Também chamada de economia biofísica.

¹⁵ Também chamada de economia da sobrevivência ou economia dos ecossistemas (MUELLER, 1998; ANDRADE; ROMEIRO, 2011).

nos princípios e conceitos biofísicos ambientais e ecológicos envolvidos, o que levou naturalmente a que esses princípios entrassem na discussão em torno da própria natureza do processo econômico e de suas relações com os recursos ambientais. Deste modo, constituiu-se um campo próprio de análise do sistema econômico, apoiado em conceitos e ferramentas biofísico-ecológicas, o qual produziu abordagens e resultados diferenciados (e mesmo divergentes) dos encontrados pelas teorias econômicas convencionais.

Desde então, surgiram diversas correntes teóricas e técnicas de mensuração, tentando estabelecer uma nova disciplina que lidasse com a totalidade do problema de valores de mercado e externos a ele. A Bioeconomia é um termo que foi sugerido para denominar uma disciplina que consideraria o papel dos sistemas bióticos, abióticos e antrópicos na sustentação da economia geral (GEORGESCU-ROEGEN, 1977). Além das ferramentas econômicas, alguns conceitos ecológicos, tais como as abordagens de entradas e saídas e de sistemas, passam a ser utilizados.

Comar (1998) diz que a vertente da economia biofísica é caracterizada por uma gama de intelectuais de diferentes áreas de investigação, fazendo com que ela analise o processo econômico lançando mão de princípios básicos da ecologia e da termodinâmica.

O ponto de partida é a primeira escola econômica, a fisiocracia de Quesnay, cujo pressuposto básico, como fonte geradora de valor, é a terra (FOLADORI, 2001).

Segundo Costanza et al. (1989), a percepção da dimensão biofísica surgiu a partir de 1971 com o trabalho do Georgescu-Roegen sobre as leis da termodinâmica:

- 1ª lei da termodinâmica - lei da conservação da energia: a energia não pode ser criada nem destruída e sim transformada de uma forma a outra; há uma quantidade única e constante de energia no universo;

- 2ª lei da termodinâmica – lei da entropia: palavra de origem grega que pode significar tanto conversão como confusão. Trata-se de um conceito físico que expressa o grau de ordem ou desordem de um sistema em função da quantidade de energia que é dissipada – desperdiçada - em seu funcionamento. Representa uma estimativa da desordem de um processo de transformação que pode ser mensurada. Há uma tendência inexorável de dissipação da energia do universo; a entropia aumenta constantemente. Indica a energia não disponível em um sistema isolado, expressando aquela quantidade de energia que não é mais capaz de realizar trabalho.

A termodinâmica e o estudo dos fluxos de energia tornaram-se índices universais pelo quais muitos processos biológicos e físicos diferentes foram passíveis de quantificação e comparação (CLEVELAND, 1987). As experiências de Carnot com os motores a vapor demonstraram a relevância da segunda lei da termodinâmica na economia, ou seja, quanto trabalho útil podia ser realizado a partir de uma transformação energética. *"As experiências de Carnot também demonstraram que as leis termodinâmicas são essencialmente formulações econômicas de relações físicas, pois os termos energia 'útil' e energia 'não-disponível' referem-se à habilidade da economia de usar energia para elevar o estado organizacional dos recursos naturais para bens e serviços úteis"* (CLEVELAND, 1991).

Segundo Georgescu-Roegen (1981), *"o processo econômico altera o ambiente de forma irreversível, sendo alterado, por sua vez, por essa mesma alteração também de forma irreversível: entre o processo econômico e o meio ambiente há um nexó dialético"*. O sistema econômico funciona como um processo entrópico, governado pelas leis da termodinâmica que explicam fisicamente o comportamento da matéria e dos fluxos de energia que determinam o funcionamento da biosfera (CECHIN, 2011).

Os processos econômicos, portanto, são de natureza entrópica. Seus aspectos quantitativos estão embutidos na 1ª lei da termodinâmica, uma vez que os processos produtivos absorvem e expõem matéria e energia. Transformam matéria e energia de um estado a outro, sem produzir aportes suplementar em relação à quantidade de energia colocada originalmente. Seus aspectos qualitativos estão contidos na 2ª lei: materiais de baixa entropia são transformados em materiais de alta entropia, evidenciando uma diferença – de natureza qualitativa - do que entra e o que sai do processo econômico (COSTANZA et al., 1994).

Georgescu-Roegen (1975) mostrou sua discordância com a concepção mecânica dos economistas clássicos, dizendo que o que deveria vigorar é a termodinâmica, uma vez que não é certa a existência de uma base estacionária e reversível dos insumos e produtos, mas uma perda contínua e gradual no processo de produção (lei da entropia). A crise ambiental e a busca por sustentabilidade motivam a inclusão da problemática da entropia no pensamento econômico, uma vez que a sustentabilidade do planeta está associada à capacidade de absorver a alta entropia do meio gerada pela atividade econômica e a base material que serve de suporte – a relação entrópica do processo econômico é representada pela degradação dos recursos naturais e poluição do meio ambiente (CAVALCANTI, 1997; SOUZA-LIMA, 2004). Georgescu-Roegen introduz a ideia de irreversibilidade e de limites como decorrência da segunda lei da termodinâmica (ROMEIRO, 2003).

A economia ecológica surgiu no final dos anos 1980 nos EUA, na *New School*, de Boston. A fundação da *International Society for Ecological Economics*¹⁶ (ISEE), em 1988, e a criação da revista *Ecological Economics*, em 1989, ajudaram a consolidar a economia ecológica enquanto corrente teórica (COSTANZA, 1991). A Sociedade Brasileira de Economia Ecológica

¹⁶ Sociedade Internacional para Economia Ecológica.

(ECOECO) define a economia ecológica como o *campo de conhecimento transdisciplinar, desenvolvido a partir do reconhecimento de que, de um lado, o sistema socioeconômico baseia-se e depende dos sistemas naturais e, de outro lado, ele interfere e transforma o funcionamento destes últimos* (AMAZONAS, 2001). Ela busca integrar a análise de ecossistemas aos sistemas econômicos, associando as ciências econômicas com as ciências físicas e biológicas e desenvolvendo análises do funcionamento do sistema econômico e das inter-relações entre este e o sistema ambiental (MAY et al., 2003).

A economia ecológica toma o ponto de vista do produtor, ou seja, dos próprios recursos naturais, tentando contabilizar que tipo e quantidade de valor está embutido em cada recurso natural disponível, posto que o recurso foi gerado e tem seu custo em termos das energias despendidas naturalmente na sua produção e das que o mantêm em existência. Os insumos da economia ecológica são os fluxos de energia e matéria, informações e equipamentos, máquinas e trabalhadores organizados sob a forma de processos energéticos, materiais e informativos (PENTEADO, 2008; MAY, 1995).

Sua limitação está atrelada à presunção, válida ou não, de que os seres humanos seguem as mesmas leis dos sistemas naturais e, se não o fazem, deveriam assim fazê-lo. Ou seja, uma vez averiguadas as maneiras e as proporções nas quais se dá a troca de energia nos vários níveis das cadeias alimentares, que lhes permite sobreviver dentro da capacidade de suporte dos relativos ecossistemas e biomas, a sociedade humana, para também poder viver dentro da capacidade de suporte do seu meio, deveria simular essas formas de organização e proporções de incorporação e trocas energéticas. A economia deveria, então, conhecer, acatar e seguir fielmente os moldes dos processos naturais, principalmente das cadeias tróficas nos ecossistemas para ser sustentável a longo prazo (MARTINS, 2004).

A Tabela 2.1 apresenta algumas das diferenças importantes entre economia ecológica, economia convencional e ecologia convencional. Segundo Costanza e Maxwell (1994), esses enfoques "convencionais" são figuras alegóricas construídas simplesmente para enfatizar os contrastes, tendo como efeito colateral indesejado de mascarar a grande diversidade de enfoques que se encontram atualmente tanto na ecologia quanto na economia.

Tabela 2.1 – Comparação entre a economia convencional (neoclássica), ecologia convencional e economia ecológica.

	Economia Convencional	Ecologia Convencional	Economia Ecológica
Visão básica do mundo	Recursos ilimitados devido ao progresso técnico e paradigma da substituição.	Recursos limitados. Seres humanos são só mais uma espécie, mas raramente estudada.	Tecnologia e a organização coevoluem. Seres humanos são responsáveis por compreenderem seu papel dentro do sistema maior e por gerenciarem-no para a sustentabilidade.
Quadro temporal	Curto prazo. 50 anos no máximo, 1-4 anos em geral.	Escala múltipla. Dias a eras, mas escalas temporais muitas vezes definem subdisciplinas que não se comunicam.	Escala múltipla. Dias e eras, síntese em escala múltipla.
Quadro espacial	Local e internacional. Estrutura invariante em escala espacial crescente, unidades básicas mudam de indivíduos para firmas e para países.	Local e regional. Maior parte da pesquisa concentrada em sítios relativamente pequenos dentro de um só ecossistema, mas escalas maiores vêm-se tornando mais importantes ultimamente.	Local a global. Hierarquia das escalas.
Quadro de Espécies consideradas	Apenas humana. Plantas e animais apenas raramente incluídos para o seu valor de contribuição.	Apenas não-humanos. Tentativas de encontrar ecossistemas "primitivos", intocados pelos seres humanos.	Todo ecossistema, inclusive os seres humanos. Considera as interconexões entre os humanos e o resto da natureza.
Micro-objetivo principal	Max. lucros (firmas). Max. utilidade (indivíduos). Todos os agentes seguindo micro-objetivo levam à realização do macro-objetivo. Custos e benefícios externos são superficialmente reconhecidos.	Max. sucesso reprodutivo. Todos os agentes seguindo micro-objetivo levam à realização do macro-objetivo.	Precisa ser ajustado para refletir os objetivos do sistema. Organização social e instituições culturais, em níveis mais elevados da hierarquia espaço-tempo, aperfeiçoam os conflitos produzidos pela busca míope de micro-objetivos..
Pressupostos sobre o progresso técnico	Muito Otimistas.	Pessimistas.	Ponderados.
Postura acadêmica	Disciplinar. Monística, enfatiza ferramentas matemáticas.	Disciplinar. Mais pluralista do que a economia mas ainda focalizando as ferramentas e técnicas. Poucas recompensas por um trabalho abrangente integrador.	Transdisciplinar. Pluralística, enfoque em problemas.

Fonte: Adaptada de Costanza e Maxwell (1994).

De acordo com Boulding (1962; 1978), o conceito de evolução é uma linha mestra tanto para a ecologia quanto para a economia ecológica. Conforme Costanza e Maxwell (1994), a economia ecológica difere da economia e da

ecologia convencionais tanto em termos de amplitude da sua percepção do problema, quanto na importância que atribui à interação entre o meio ambiente e a economia. Pode ser verificado outro elemento diferenciador da economia ecológica em relação à convencional. A primeira atribui aos seres humanos, enquanto espécie, maior ênfase sobre a mútua importância da evolução cultural e biológica.

Talvez o ponto mais polêmico entre as ciências convencionais e a economia ecológica sejam suas hipóteses implícitas, acerca do progresso técnico. Schumacher (1973) criticou o otimismo tecnocêntrico, mostrando as limitações da tecnologia, principalmente no que tange aos problemas ambientais em escala global. Simon (1981) afirmou que os ambientalistas estão perpetuando o mito de uma crescente escassez de recursos e minimizou o papel dos fatores biológicos, afirmando que *“nossos suprimentos de recursos naturais não são finitos em nenhum sentido econômico”* e que *“não há razão alguma para que a engenhosidade e a iniciativa humanas não possam continuar para sempre a responder a escassezes iminentes e problemas existentes com novos expedientes que, após um período de ajustamento, deixam-nos em melhor situação do que antes do surgimento do problema”*. Um número consideravelmente reduzido de estudiosos em qualquer disciplina aceitam essa visão extrema (BOULDING, 1982).

Tal questionamento vem exigindo posturas no mínimo prudentes no trato da questão tecnológica. Neste particular, a economia ecológica reconhece que o progresso tecnológico constantemente promove a superação de limites naturais pelo aumento de eficiência e pela substituição de recursos exauríveis por renováveis, porém reconhece que há limites físicos, seja de recursos renováveis ou não-renováveis, adotando uma posição de "ceticismo prudente", a qual busca justamente delimitar as escalas em que as restrições ambientais podem constituir limites efetivos às atividades econômicas. De qualquer modo, segundo Costanza (1991), a garantia da sustentabilidade dos sistemas econômicos e ecológicos depende da capacidade para traçar objetivos locais e

de curto prazo consistentes com objetivos globais e de longo prazo, como a sustentabilidade e a qualidade de vida mundial.

A economia ecológica não rejeita os conceitos e instrumentos da economia convencional e da ecologia convencional e irá utilizá-los sempre que estes se fizerem necessários, mas reconhece a insuficiência destes para o propósito de uma análise integrada, apontando para a necessidade do desenvolvimento de novos conceitos e instrumentos (DALY; FARLEY, 2003).

Para a economia ecológica, capital e recursos naturais são essencialmente complementares. O progresso científico e tecnológico é visto como fundamental para aumentar a eficiência na utilização dos recursos naturais em geral (renováveis e não-renováveis), mas não é capaz de superar indefinidamente os limites ambientais globais – a capacidade de carga do planeta. O progresso técnico pode atenuar relativamente essa pressão, mas não eliminá-la. É crucial a elaboração de indicadores de sustentabilidade e de sistemas de contas ambientais para viabilizar e fundamentar o processo de tomada de decisões em face da incerteza sempre presente no tratamento da maioria dos problemas ambientais importantes. Os primeiros fornecem subsídios científicos para a definição da escala aceitável de uso dos recursos ambientais, de modo a minimizar o risco de perdas irreversíveis. O segundo contribui decisivamente para a orientação e elaboração de políticas ambientais nacionais (MÉRICO, 1996; DALY; FARLEY, 2003).

2.14. Economia ambiental

A economia ambiental pode ser interpretada como a resposta da própria economia neoclássica para os problemas ambientais. Abarca um grande número de aspectos da questão ambiental, envolvendo o desenvolvimento e crescimento econômico, as políticas públicas e a mensuração monetária dos

custos e benefícios ambientais. De certa forma, duas abordagens contribuíram para a sua formação (ROMEIRO et al., 1997; MOTTA, 2006):

- economia dos recursos naturais (entradas): trata do aspecto de exaustão dos recursos naturais, buscando encontrar o nível ótimo de exploração dos recursos renováveis e não-renováveis ao longo do tempo;
- economia da poluição (saídas): parte do pressuposto de que a degradação ambiental significa uma externalidade negativa. Isso se dá pelo caráter público dos recursos naturais. O processo de internalização conduz ao nível ótimo de poluição/degradação. Esses danos ambientais devem ser incorporados aos custos privados e sociais, possibilitando a determinação do nível socialmente ótimo de poluição – equalização dos custos e benefícios da poluição ou despoluição.

A economia da poluição analisa os recursos ambientais no seu papel de depositário de rejeitos, *outputs* indesejáveis dos processos produtivos. A economia dos recursos naturais, por sua vez, analisa os recursos ambientais no seu papel de matérias-primas, de *inputs* para os processos produtivos. Assim, a economia ambiental desenvolveu duas distintas construções teóricas, elegendo em cada uma distintos aspectos da problemática ambiental, a serem empregados dependendo da relação que os recursos ambientais guardem com os processos produtivos, se como *inputs* ou como *outputs* (AMAZONAS, 2002).

Inicialmente, os recursos naturais não eram representados na função de produção (apenas o capital e o trabalho). A economia funcionava sem recursos naturais. Com o tempo, estes passaram a ser incluídos nas representações de função de produção, mas assumindo a substituição perfeita entre capital, trabalho e recursos naturais e, portanto, a suposição de que os limites impostos pela disponibilidade de recursos naturais podem ser indefinidamente superados

pelo progresso técnico que os substitui por capital (ou trabalho). Em outras palavras, o sistema econômico é visto como suficientemente grande para que a disponibilidade de recursos naturais se torne uma restrição à sua expansão, mas uma restrição apenas relativa, superável indefinidamente pelo progresso científico e tecnológico (ROMEIRO, 1999). A economia ambiental considera que os recursos naturais (como fonte de insumos e como capacidade de assimilação de impactos dos ecossistemas) não representam, a longo prazo, um limite absoluto à expansão da economia (ROMEIRO, 2001).

De acordo com Agüero (1996) e Kolstad (2000), a economia ambiental possui as seguintes premissas conceituais:

- individualismo metodológico – o agente econômico é um ser racional e procura maximizar a sua utilidade. Ou seja, a escolha é uma ação racional realizada pelo agente econômico que procura sempre ter a maior satisfação;
- utilidade – o consumo reflete a transformação de bens, serviços e amenidades (consumo direto de serviços ambientais) em satisfação para o indivíduo. Ou seja, o consumidor procura escolher, dentre os diversos tipos de mercadoria, aquelas que são as suas preferidas, maximizando a sua satisfação ou utilidade. Caso exista uma atividade que degrade o ambiente, esta está afetando a utilidade (a satisfação) de um agente econômico. Para que o equilíbrio ótimo seja estabelecido, esses custos externos devem ser internalizados;
- equilíbrio – pressupõe-se que o sistema é capaz de atingir uma posição de equilíbrio único e estável. O equilíbrio de mercado se dá pela interação entre suprimento e demanda. Ou seja, o preço de equilíbrio no mercado é atingido onde a curva de demanda de mercado (somatória de todas as demandas individuais) encontra a curva de oferta de mercado. O equilíbrio competitivo segue o princípio de eficiência;

- eficiência – a eficiência é atingida principalmente através da economia privada de mercado. Visa:
 - atingir um dado objetivo com o menor custo;
 - atingir a melhor renda com os meios adequados.

Condições para que isso ocorra:

- direitos de propriedade;
- inexistência de custos de transação;
- informação perfeita;
- competição perfeita;
- existência de mercados atuais e futuros.

Se uma dessas condições não é satisfeita, a eficiência não é atingida, e há as falhas de mercado, expressas em externalidades (COSTA, 2005). Como consequência:

- mais recursos são explorados - exploração ineficiente de recursos;
- poluição demais é gerada - externalidade negativa;
- o preço do recurso é muito baixo - não inclui os custos ambientais.

Na economia ambiental, o valor é derivado das preferências individuais, ou seja, acredita-se que seja possível medir o meio ambiente pela atribuição individual de valor (STAVINS, 2000).

2.15. Economias do meio ambiente?

O otimismo tecnológico foi colocado em cheque, sendo uma variável “divisora de águas” entre economistas ambientais neoclássicos e economistas ecológicos. Essas duas correntes (economia ambiental e economia ecológica) não precisam ser necessariamente conflitantes. Em caso no qual haja pareceres técnicos ou a opinião pública identifique alto potencial de risco ou incerteza influenciada por uma dada estratégia ou decisão, uma abordagem de prudência (princípio da precaução) da economia ecológica deveria ser justificável. Para situações em que isso não ocorra, a análise da economia ambiental (análises custo-benefício, por exemplo) pode ser adequada. De uma perspectiva de sustentabilidade, ambas são significativamente superiores às avaliações baseadas simplesmente no mercado (VIVIEN, 2011).

2.16. Tipos de valores

Talvez a maior expectativa da aplicação de técnicas de valoração seja a obtenção do verdadeiro valor. Um ponto inicial útil é o conceito de Valor Econômico Total (VET), cuja estimativa é oposta à concentração dos preços baseados em mercado, atualmente predominante nos processos de tomadas de decisões (PEARCE; TURNER, 1990). O Quadro 2.1 ilustra como o VET pode ser subdividido em tipos.

Quadro 2.1 – Tipos de valores.

Valor Econômico Total					Valores Não-Humanos
Valores Humanos			Valores Não-Uso		
Valor de Uso Direto	Valor de Uso Indireto	Valor de Opção	Valor de Quase-Opção ¹⁷	Valor de Existência	Valor Intrínseco

Fonte: Adaptada de Seralgedin (1993), Bateman (1995) e Maia (2002).

Os valores mais comumente analisados referem-se aos de uso direto – relacionados ao preço de mercado. O valor de uso indireto diz respeito aos produtos e serviços externos ao sistema de preços de mercado (externalidades, serviços ecossistêmicos, impactos ambientais). O valor de opção – que pode ser classificado como valor de uso futuro) refere-se à capacidade de escolha entre utilizar um determinado recurso ou conservá-lo para o futuro, como, por exemplo, potenciais soluções relacionadas à biodiversidade, ainda desconhecidas no tempo presente. Trata-se de ganhos de utilidade individual que não foram pensados somente para o tempo presente, mas também para um provisionamento às futuras gerações (GIANNETTI, 2005). Valores de não-uso são mais comumente identificados com os valores relacionados à satisfação por saber que um determinado recurso existe, tais como certos habitats e/ou espécies da fauna e flora. Isto é, simultaneamente, um valor intra e inter-geracional. Quanto ao valor de existência, trata-se do direito que algo tem de simplesmente existir. Há discussões teóricas sobre a pertinência do valor de existência (YOUNG; FAUSTO, 1997; 1998). Abaixo, algumas definições sobre os valores que compõem o VET.

¹⁷ Também chamado de Valor de Legado ou Herança.

Valor de uso direto

Trata-se do benefício individual internalizado através de alguma forma de atividade produtiva ou consumo direto do recurso. É o proveito que se pode obter pelo uso e consumo direto de seus derivados, desde que o nível da extração ou qualquer forma de exploração não afete a sua integridade natural, avaliados por seu correspondente valor do mercado. Exemplos: madeira, folhas, resinas.

Valor de uso indireto

Trata-se do benefício do recurso derivado de funções ecossistêmicas, como, por exemplo, a proteção dos corpos d'água decorrente da preservação das florestas. Os serviços ecossistêmicos e os impactos ambientais estão relacionados aos valores de uso indireto. Ambos influenciam nas características ambientais – tais como qualidade do solo e da água – afetam a produtividade da terra e influenciam o preço da propriedade (ROMEIRO; MAIA, 2010).

Valor de opção

Valor relacionado a usos futuros dos recursos naturais que podem gerar alguma forma de benefício ou satisfação aos indivíduos. Este conceito surge como parte das especulações existentes nas últimas décadas sobre o significado e transcendência dos bens coletivos ou públicos, especialmente quando se considera sua propriedade, gestão, financiamento e suas projeções no futuro. Especificamente, Weisbrod (1964) desenvolveu o conceito de valor de opção, como sendo igual ao valor que qualquer bem tem quando se consideram as possibilidades de seu uso futuro. Disto, deduz-se que, quando um bem é pouco utilizado e existem restrições na oferta, o grau de seu valor de

opção é maior, tais como parques e reservas naturais. Exemplos: reservas biológicas.

Valor de existência

Representa um valor atribuído à existência independentemente do seu uso atual ou futuro. Trata-se do valor conferido pelos agentes econômicos a certos recursos naturais, como florestas e animais em extinção, mesmo que não pretendam usá-los ou apreciá-los. Este conceito surge como um esforço para traduzir valores subjetivos em valores econômicos. Krutilla e Fisher (1976) formalizaram este conceito em um trabalho orientado para definir o valor econômico das terras públicas dos Estados Unidos. Eles indicam que, entre os benefícios desses recursos, deveriam ser considerados os benefícios dos consumidores que simplesmente exteriorizam sua satisfação por tomar conhecimento que certas espécies da natureza, conhecidas ou raras, ainda existem, e para cuja preservação eles mostram disposição a pagar. Trabalhos posteriores vieram enriquecer os esclarecimentos sobre este conceito, como:

- a disposição a pagar por esses bens é totalmente independente de qualquer expectativa do uso presente ou futuro desses ativos (DESAIGUES; POINT, 1990);
- o valor marginal da existência desses ativos é uma função positiva, porém decrescente, do tamanho do estoque desses recursos (JOHANSSON, 1987).

Valor de quase-opção

Está relacionado com o legado para as futuras gerações. As pessoas teriam interesse em deixar para as futuras gerações um bem tangível, como os recursos naturais, que contribua para o seu bem-estar.

Definições de valores passam por uma referência moral. Questões que envolvem tratamentos de seres humanos, plantas, animais e ecossistemas devem ser avaliadas sob o prisma das preferências humanas. Um bom ponto de partida do utilitarismo convencional é proposto por Turner (1992; 1999), que argumenta que todos os elementos do VET podem ser vistos como secundários para um valor ambiental, o qual seja pré-requisito para a geração dos valores subsequentes.

Motta (1997) afirma que determinar o valor econômico de um recurso ambiental é estimar o valor monetário deste em relação aos outros bens e serviços disponíveis na economia. Qualquer que seja a forma de gestão a ser desenvolvida por governos, organizações não-governamentais, empresas ou mesmo famílias, o gestor terá que equacionar o problema de alocar um orçamento financeiro limitado, frente a inúmeras opções de gastos que visam diferentes opções de investimentos ou de consumo.

2.17. Métodos de valoração

Os métodos de valoração podem ser categorizados de diversas formas, dependendo dos critérios adotados. Hufschmidt et al. (1983) classificaram os métodos em três grupos:

- preços obtidos através de mercados reais (análises custos/benefícios);
- preços obtidos através de mercados substitutos (custos de viagem, preços hedônicos);
- preços obtidos através de mercados hipotéticos (valoração contingente).

Bateman e Turner (1992) classificaram os métodos da seguinte maneira:

- abordagens com curva de demanda (custos de viagem, preços hedônicos, valoração contingente);
- abordagens sem curva de demanda (dose-resposta, custos evitados, custos de reposição).

Pearce (1993) os classificou em:

- abordagens de mercado convencional (dose-resposta, custos de reposição);
- funções de produção doméstica (custos evitados, custos de viagem);
- métodos de preços hedônicos;
- métodos experimentais (valoração contingente).

Bateman (1999) utilizou uma classificação dos métodos em relação à função de produção (curva de oferta) e função de consumo (curva de demanda). De acordo com Foladori (2000), Maia (2002), Romeiro e Maia (2010), os métodos de valoração podem ser classificados em métodos indiretos e métodos diretos. Estas classificações combinadas estão ilustradas no Quadro 2.2.

Quadro 2.2 – Métodos de valoração.

Métodos de Valoração							
Indiretos / Curva de Oferta / Função de Produção					Diretos / Curva de Demanda / Função de Demanda		
Produtividade Marginal	Mercado de Bens Substitutos				Preferência Revelada	Preferência Relatada	
Dose-Resposta	Custos Evitados	Custos de Mitigação ¹⁸	Custos de Recuperação ¹⁹	Custos de Oportunidade ²⁰	Custos de Viagem	Preços Hedônicos	Valoração Contingente

Fonte: Adaptada de Bateman (1999), Foladori (2000), Maia (2002) e Romeiro e Maia (2010).

Métodos indiretos procuram obter o valor do recurso através de uma função de produção, relacionando o impacto das alterações ambientais a produtos com preços no mercado. Em geral, atuam na curva de oferta e utilizam o excedente do produtor. A função de produção pode ser classificada em métodos da produtividade marginal e de mercados de bens substitutos, tais como custos evitados, custos de recuperação, custos de mitigação e custos de oportunidade (NOGUEIRA; RODRIGUES, 1997).

Métodos diretos procuram captar as preferências dos agentes econômicos, utilizando-se de mercados hipotéticos ou de mercados de bens complementares para obter a disposição dos indivíduos a pagar pelo bem ou serviço ambiental. Consideram as preferências dos consumidores avaliadas segundo sua disposição a pagar por um bem ou serviço ambiental ou sua disposição a receber por alguma compensação de um determinado impacto ambiental. Em geral, atuam na curva de demanda e utilizam o excedente do consumidor (funções de consumo). Há os métodos de preferência relatada, que incluem a valoração contingencial, e os métodos de preferência revelada, incluem, em sua concepção, o custo de viagem e os preços hedônicos (NOGUEIRA; RODRIGUES, 1997).

¹⁸ Também chamado de custos de controle.

¹⁹ Também chamado de custo de reposição ou custo de substituição.

²⁰ Também chamado de renda sacrificada ou renda malthusiana ou custo de uso.

Os métodos de valoração mais adotados são os métodos da função de produção. Permitem observar o valor do recurso ambiental em razão de sua contribuição como insumo ou fator de produção de um produto qualquer, ou seja, permite o cálculo do valor de sua contribuição em determinada atividade econômica. A adoção desses métodos depende da possibilidade de se obterem os preços de mercado para variações na quantidade do produto ou de seus produtos substitutos (NOGUEIRA et al., 2000).

A elaboração de métodos para avaliar economicamente os recursos naturais deve se sustentar, por um lado, na teoria econômica pertinente e, por outro, nas particularidades próprias de cada recurso natural (MAY e MOTTA, 1994). Lustosa e Vinha (2003) afirmam que falta ainda considerar a natureza de cada recurso natural, bem como sua localização geográfica, seu estoque, transporte, tecnologia e outros condicionantes que também participam do valor e preço desses recursos.

Métodos indiretos (função de produção)

Os métodos indiretos de valoração estimam o valor de um bem ambiental, indiretamente por meio de uma função de produção. O objetivo é calcular o impacto de uma alteração do recurso ambiental na atividade econômica, utilizando, como referência, produtos no mercado que sejam afetados pela modificação na provisão do recurso ambiental. Os métodos indiretos de valoração são divididos em dois outros subgrupos: o método de produtividade marginal e o método de bens substitutos (MÉRICO, 1996).

A racionalidade desses métodos está em supor que a presença do recurso natural afeta a função de produção de um determinado bem ou serviço. O valor do recurso natural para a produção pode ser medido pela sua contribuição à produtividade do bem ou serviço analisado, medindo-se como variações na oferta do atributo natural, o que resulta em variações na produção. Os

problemas desses métodos estão na determinação da forma pela qual o recurso ambiental é inserido na função de produção (relação linear ou não-linear), bem como também, na consideração de fatores não-ambientais que também interferem na função de produção. Além disso, deve-se ressaltar que esses métodos somente capturam valores de uso diretos e indiretos, gerando uma subestimativa do VET. Embora as estimativas indiretas sejam quase sempre subestimadas, pois captam apenas valores de uso dos recursos ambientais, muitas vezes são suficientes para viabilizar, por exemplo, o uso sustentável de um ambiente (MOTTA, 1997; MAIA et al., 2004; MAIA, 2002; ROMEIRO; MAIA, 2010).

Produtividade marginal e função dose-resposta

O método de produtividade marginal atribui um valor relacionando a quantidade, ou qualidade, de um recurso ambiental diretamente à produção de outro bem com preço definido no mercado. O recurso ambiental será representado no processo produtivo por uma função dose-resposta, que relaciona o nível de provisão do recurso ambiental com o nível de produção respectivo do produto no mercado. Essa função irá mensurar o impacto no sistema produtivo através da variação marginal na provisão do bem ou serviço ambiental, e, a partir dessa variação, estimar o valor econômico de uso do recurso ambiental (MOTTA, 1997).

A função dose-resposta procura estabelecer um relacionamento entre variáveis que retratam a qualidade ambiental e o nível do bem ou serviço de mercado, quer em termos de quantidade ou qualidade. Trata a qualidade ambiental como um fator de produção. São empregadas para estabelecer a relação entre a ação causadora, o atributo ambiental e os efeitos finais sobre a saúde humana, avaliando a perda social por um dano marginal associado a mudanças na qualidade de um recurso natural. Em outras palavras, a função dose-resposta estabelece uma relação entre a dose (fonte causadora) e a resposta (efeito ou

mudança), para em seguida atribuir um valor a essa resposta ou efeito observado. A avaliação econômica é efetuada através de estimativa, considerada como função de produção de utilidade, das variações nos lucros das empresas ou das perdas ou ganhos dos agentes econômicos (CE, 2003). Trata-se de um método válido para estimar apenas valores de uso.

As aplicações mais comuns estão relacionadas aos impactos da qualidade do ar sobre a produção agrícola e aos impactos da poluição sobre a pesca. Por exemplo, em um estudo econômico sobre produtividade agrícola, a "dose" seria a erosão do solo e a "resposta" seria a correspondente redução de safra. Dose também pode ser o número de predadores naturais das pragas que prejudicam uma produção, cuja queda terá como resposta a diminuição da produtividade agrícola.

A construção da função dose-resposta envolve duas etapas básicas: a primeira exige a elaboração de uma função física dos danos, relacionando a dose de poluição ou degradação à resposta do ativo ambiental poluído ou degradado na produção; a segunda corresponde à formulação de um modelo econômico que mensure o impacto financeiro dessas alterações no processo produtivo. Entretanto, a função de produção pode não ser tão trivial, caso as relações biológicas e tecnológicas sejam demasiadamente complexas (MOTTA, 1997). A função exigiria a inclusão de múltiplas variáveis e um estudo de campo bem detalhado para conhecimento de todos os agentes que participam do processo.

É muito difícil precisar as relações causais ambientais, pois diversos benefícios tendem a ser afetados pela queda da qualidade ambiental, não somente aqueles do processo produtivo. Para conhecimento dos benefícios ou danos gerados, é necessário profundo conhecimento dos processos biológicos, capacidades técnicas e suas interações com as decisões dos produtores, além do efeito da produção no bem-estar da população (HANLEY; SPASH, 1993).

Custos evitados

Os custos evitados estimam o valor de um recurso ambiental através dos gastos com atividades defensivas substitutas ou complementares, que podem ser consideradas uma aproximação monetária sobre as mudanças desses atributos ambientais. Por exemplo, quando uma pessoa paga para ter acesso à água encanada, ou compra água mineral em supermercados, supõe-se que esteja avaliando todos os possíveis males da água poluída, e indiretamente valorando sua disposição a pagar pela água descontaminada.

Custos de controle

Custos de controle representam os gastos necessários para evitar a variação do bem ambiental e garantir a qualidade dos benefícios gerados à população. É o caso do tratamento de esgoto para evitar a poluição dos rios e um sistema de controle de emissão de poluentes de uma indústria para evitar a contaminação da atmosfera. Por limitar o consumo presente do capital natural, o controle da degradação contribui para manter um nível sustentável de exploração, permitindo o aproveitamento dos recursos naturais pelas gerações futuras. As maiores dificuldades deste método estão relacionadas à estimativa dos custos marginais de controle ambiental e dos benefícios gerados pela preservação.

Custos de recuperação

A racionalidade deste método está na determinação de que o atributo ambiental vale ao menos o custo necessário para sua recuperação ou restauração. A diferença é que, neste caso, os gastos não foram efetuados, tratando-se de valores potenciais (enquanto que os gastos de mitigação são despesas efetivas). A estimativa dos custos de recuperação ou restauração se

dá a partir da identificação dos possíveis danos causados pelo impacto ambiental à sociedade, estimando os gastos necessários para a recomposição do ambiente ao estado mais próximo possível do original. A estimativa dos benefícios gerados por um recurso ambiental será dada pelos gastos necessários para a recuperação ou reparação após o mesmo ser danificado. É o caso do reflorestamento em áreas desmatadas e da fertilização para manutenção da produtividade agrícola em áreas onde o solo foi degradado. O método é frequentemente utilizado como medida do dano causado, sendo comum a estimativa do custo de restauração do ambiente danificado após ocorrência do prejuízo. As estimativas baseiam-se em preços de mercado para repor ou reparar o bem ou serviço danificado, partindo também do pressuposto de que o recurso ambiental possa ser devidamente substituído. Uma das desvantagens do método é que, por maiores que sejam os gastos envolvidos na reposição, nem todas as complexas propriedades de um atributo ambiental serão repostas pela simples substituição do recurso. Em geral o método tem sido aplicado com base em concepções extremamente reducionistas dos ecossistemas, como no caso do solo erodido, valorado apenas pelos custos da adubação para repor os nutrientes.

Custos de mitigação

Este método estima o valor dos recursos ambientais através dos gastos efetivamente incorridos para mitigar os danos causados pela degradação ambiental, ou seja, considera-se que a perda do atributo ambiental vale, pelo menos, os gastos incorridos na sua recuperação. O problema mais importante dos gastos de mitigação como método de valoração é não se tratar de uma estimativa da importância do recurso natural *per se*, mas apenas dos gastos efetuados na sua recuperação. Além de ignorar valores de opção e existência, caso os danos causados ao ambiente sejam irreversíveis, ao menos no curto

prazo, pode haver grande subestimativa do valor total do recurso natural atingido.

2.18. Relação entre métodos e valores

O Quadro 2.3 relaciona os métodos de valoração e os tipos de valores a serem estimados.

Quadro 2.3 – Relação entre métodos de valoração e tipos de valores.

Métodos de valoração	Tipos de valores			
	Valor de Uso			Valores de Não-Uso
	Valor de Uso Direto	Valor de Uso Indireto	Valor de Opção	
Produtividade Marginal	X	X		
Custos Evitados	X	X		
Custos de Controle	X	X		
Custos de Mitigação	X	X		
Custos de Recuperação	X	X		
Custos de Oportunidade	X	X		
Custos de Viagem	X	X		
Preços Hedônicos	X	X	X	
Valoração Contingente	X	X	X	X

Fonte: Adaptada de Maia et al. (2004) e Maia e Romeiro (2008).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Visando gerar e propor cenários para a expansão canavieira em Arealva-SP, foram definidas as seguintes classes: cana-de-açúcar, pastagem, vegetação nativa, corpos d'água, mancha urbana, outras culturas, APP vegetada e APP não vegetada, sendo que as duas últimas são exclusivas dos cenários não-estacionários de readequação ambiental.

As classes corpos d'água e mancha urbana foram extraídas de bases cartográficas oficiais e mantidas nas duas datas de análise (máscaras), ou seja, não foram mapeadas alterações para estas classes.

Para as demais classes, buscou-se minimizar classificações e maximizar a utilização de dados publicados. Em virtude de serem várias fontes, em diversas escalas, com diferentes níveis de detalhamento, essa junção de classes requereu esforços consideráveis em edição vetorial, notadamente em topologia de polígonos. Após a devida edição e ajuste dos polígonos, foi necessária alguma confirmação (interpretação e edição vetorial em tela) para complementar os mapas de cobertura e uso da terra.

Os mapas inicial e final (2005 e 2010, respectivamente) foram corrigidos. Para avaliar esses mapas, foi gerada a matriz de confusão e calculado o índice *Kappa*, utilizando-se as coordenadas obtidas em campo, sendo o levantamento de campo para o mapa de 2010, e os dados do Levantamento das Unidades Produtivas Agropecuárias (LUPA) para o mapa de 2005.

A pesquisa se iniciou em 2010, e por este motivo, o término do período analisado corresponde à data limite de disponibilidade de dados quando do começo da pesquisa, que foi 2010. O ano de 2005 foi escolhido por representar o início da franca expansão canavieira no município, delimitando um quinquênio com condições de contorno homogêneas para a expansão das lavouras de cana em Arealva. Ademais, a Secretaria do Meio Ambiente dispunha de dados sobre vegetação nativa, imprescindível para a realização

desta pesquisa, datados de 2005, o que corroborou para a delimitação do tempo inicial do período de estudo.

Com o mapeamento de cobertura e uso da terra em duas datas, foi calculada a matriz de transição, ou seja, a detecção das mudanças ocorridas para as classes definidas. Para calcular a matriz de transição dos processos de mudanças, utilizou-se a tabulação cruzada, ou seja, foi gerada uma tabela “de – para” referentes às mudanças ocorridas no período.

Na geração dos cenários estacionários e não-estacionários, foi elaborado um modelo de mudança de cobertura e uso. Esse modelo considerou as seguintes variáveis: distância às estradas, aos rios e às usinas, declividade e tipo de solo. Para parametrizar, calibrar e validar o modelo, foram realizadas simulações pretéritas para 2005 e 2010. Essas simulações foram ajustadas até se obter uma boa relação de similaridade entre o cenário e a referência. Foram testadas diversas proporções entre expansão e difusão de classes.

Visando valorar e propor cenários futuros monetizados, foi calculada uma função dose-resposta, que, por sua vez, considerou o lucro operacional e os principais impactos ambientais associados à cana-de-açúcar e pastagem e, o custo operacional e os principais serviços ecossistêmicos associados à vegetação nativa. Na geração dos cenários monetizados, foram utilizadas a matriz de transição (tabulação cruzada) e as funções dose-resposta, contemplando, portanto, variáveis socioeconômicas. Esta pesquisa utilizou métodos de valoração ambiental pertencentes à Economia Ambiental. Apesar das críticas e do notório reducionismo, a integração com sistemas de informações geográficas e modelagem dinâmica espacial podem aprimorar significativamente a valoração como ferramenta de avaliação e planejamento ambiental. A Figura 3.1 exibe o fluxograma simplificado de procedimentos. Mais detalhes podem ser encontrados na Seção 3.4.

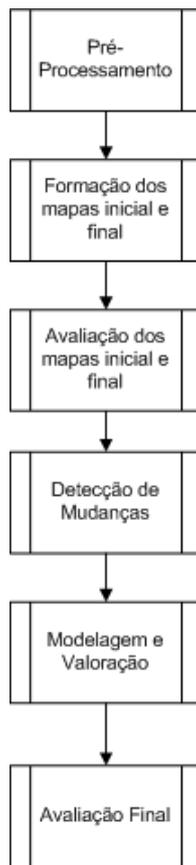


Figura 3.1 – Procedimento metodológico adotado.

3.1. Área de estudo

A área de estudo é o município de Arealva, localizado na região centro-oeste do estado de São Paulo (região administrativa de Bauru), às margens do Rio Tietê. Faz divisa com os municípios Jacanga, Reginópolis, Bauru, Pederneiras, Boracéia, Bariri e Itaju. Suas coordenadas planimétricas limítrofes são: 22°01'44,40" S, 48°54'39,60" O, e sua altitude média é de 445m. Na Figura 3.2, é possível visualizar a localização do município em relação ao Brasil e ao estado de São Paulo. Também é possível visualizar os biomas em que o município está inserido, além das suas localidades - Arealva, Jacuba, Marilândia, Santa Izabel, São Vicente e malhas hidrográfica e viária. Arealva

possui 505km² e 7.842 habitantes (SÃO PAULO, 1983; ANA, 2011a; IBGE, 2011a; 2011b; 2011c).

A região centro-oeste de SP, principalmente a região de Bauru, devido à elevada quantidade de pastagens, tem sido citada como propícia à expansão canavieira (AGUIAR et al., 2009a; SILVA et al., 2009; RUDORFF et al., 2010). A seleção da área de estudo envolveu os requisitos de alta taxa de expansão canavieira, conversão de pastagens e impactos sobre outros tipos de cobertura e uso da terra (CAMARGO et al., 2008; OLIVETTE et al., 2010). O município insere-se em uma região classificada como de grande expansão de cana-de-açúcar, incluindo usinas de álcool, usinas de açúcar e usinas de açúcar e álcool, além de uma boa oferta logística, como rodovia, ferrovia, hidrovía e muitos entrepostos de carregamento (IBGE, 2007). Arealva apresentou substancial conversão de pastagem para cana-de-açúcar na segunda metade da década passada (principalmente em 2007), além de possuir remanescentes de vegetação nativa sob pressão de expansão da fronteira agropecuária (INPE, 2011; KRONKA et al., 2005; SOSMA; INPE, 2006).

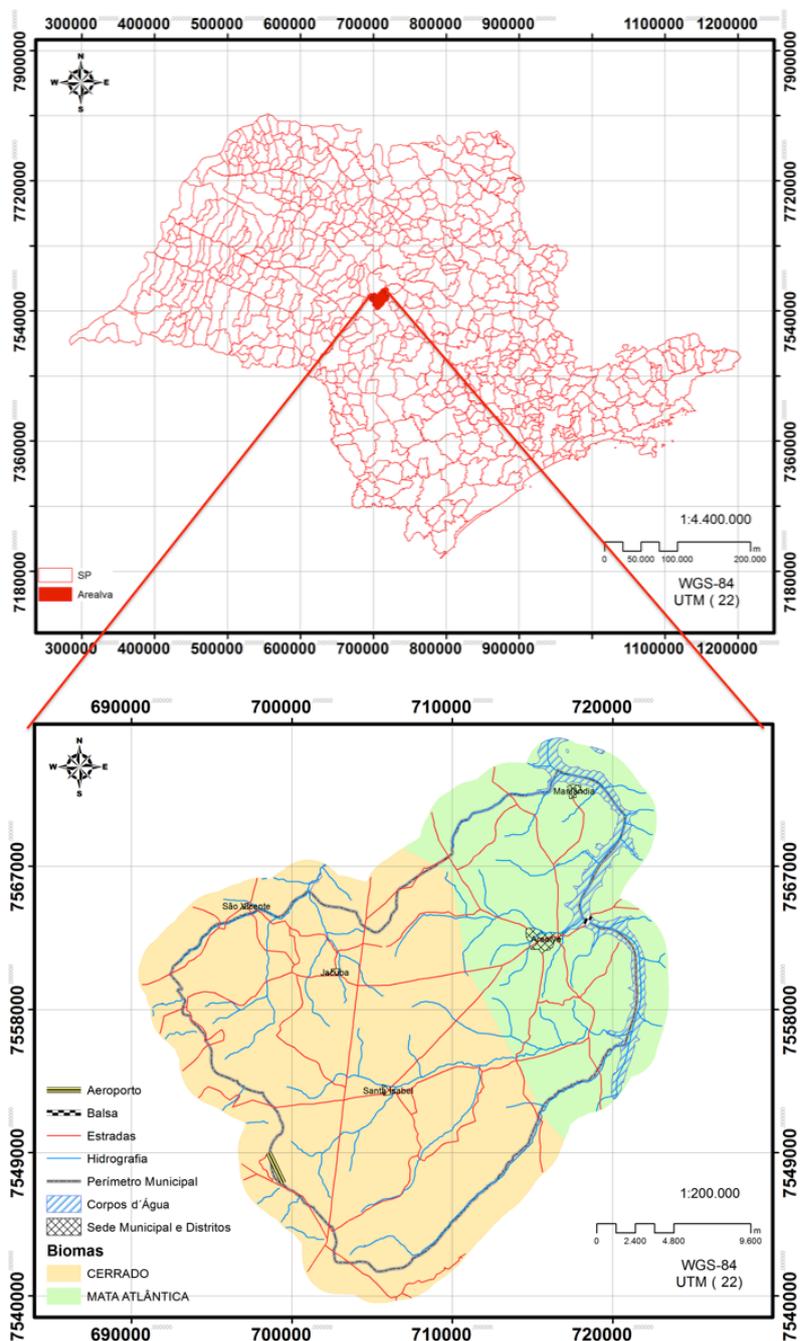


Figura 3.2 – Localização da área de estudo. O município encontra-se em área de contato entre dois biomas: Cerrado (laranja) e Mata Atlântica (verde). É possível visualizar a sede municipal (Arealva) e as localidades de Marilândia, Jacuba, Santa Izabel e São Vicente. Além disso, estão expressos o aeroporto internacional de Bauru/Arealva, a balsa de ligação com o município de Bariri, a malha viária (em vermelho) e a malha hidrográfica (em azul), incluindo parte da represa de Ibitinga. Fonte: Adaptada de ANA (2011a), IBGE (2011a; 2011b) e SÃO PAULO (2011a).

O clima é considerado tropical de altitude (Aw), subúmido (C), mesotérmico (B'), caracterizado pela ocorrência de uma estação seca durante o ano. O verão apresenta-se com alto índice de umidade do ar e temperaturas elevadas (média de 24,3° C). O inverno é frio e seco (média de 18,9° C), não ultrapassando nove dias com chuvas em toda a estação. Esse clima favorece o desenvolvimento de todas as culturas de clima tropical que possuem seu desenvolvimento vegetativo de setembro a fevereiro. A média pluviométrica registrada no período 2000-2010 foi de 1.500 mm anuais (AREALVA, 2010).

Quanto à hidrografia, o principal curso d'água é o Rio Tietê, onde deságua a maior parte dos rios e córregos do município - Ribeirão Claro, Ribeirão do Veado, Ribeirão Bonito, Rio Claro, Rio Taquaruçu-Caetê, Rio Água Grande, Córrego Fundo, Córrego Soturninha, Córrego Eufrauzino, Córrego Vanglória, Córrego do Jacuba e Córrego Pirapitinga. Em termos gerais, a água utilizada no meio rural para consumo humano e dessedentação de animais provém de poços comuns e semiartesianos. Já a água utilizada para irrigação provém da captação de córregos e, principalmente, do Rio Tietê (SÃO PAULO, 2008d; AREALVA, 2010).

O município está localizado no planalto ocidental paulista, apresentando relevo suave ondulado, com declividade predominante de 3 a 8%, propiciando a prática de atividades agrícolas mecanizadas e semimecanizadas. Em sua porção leste, é mais plano, enquanto que na porção oeste, há a presença de colinas com um índice de dissecação mais elevado (AREALVA, 2010).

Quanto aos aspectos geológicos e pedológicos, Arealva está inserida no Grupo Bauru (formação Vale do Rio do Peixe), com presença de rochas sedimentares, principalmente arenitos. Os minerais originaram diversos tipos de solos, tais como latossolo vermelho distrófico, latossolo vermelho-amarelo, argissolo vermelho-amarelo e argissolo abrupto. A presença de solos rasos e o relevo suave ondulado influenciam na classificação de cerca de 75% do seu

território como de alta susceptibilidade à erosão, principalmente na parte oeste (SÃO PAULO, 2000).

De acordo com o ZASP, em relação aos aspectos edafoclimáticos, o município é adequado à cultura canvieira. Porém, faz divisa com a APA do Rio Batalha, exigindo mais atenção no extremo oeste do município, principalmente nas cabeceiras do Ribeirão Bonito. Além disso, a existência de algumas unidades de conservação de proteção integral (UCPI) fazem com que haja uma área de amortecimento (10 km em torno das UCPI), atribuindo restrições em uma parte do município, de acordo com a 3.3. Essa região com restrições é coincidente com as áreas mais vulneráveis aos impactos erosivos (SÃO PAULO, 2008b)

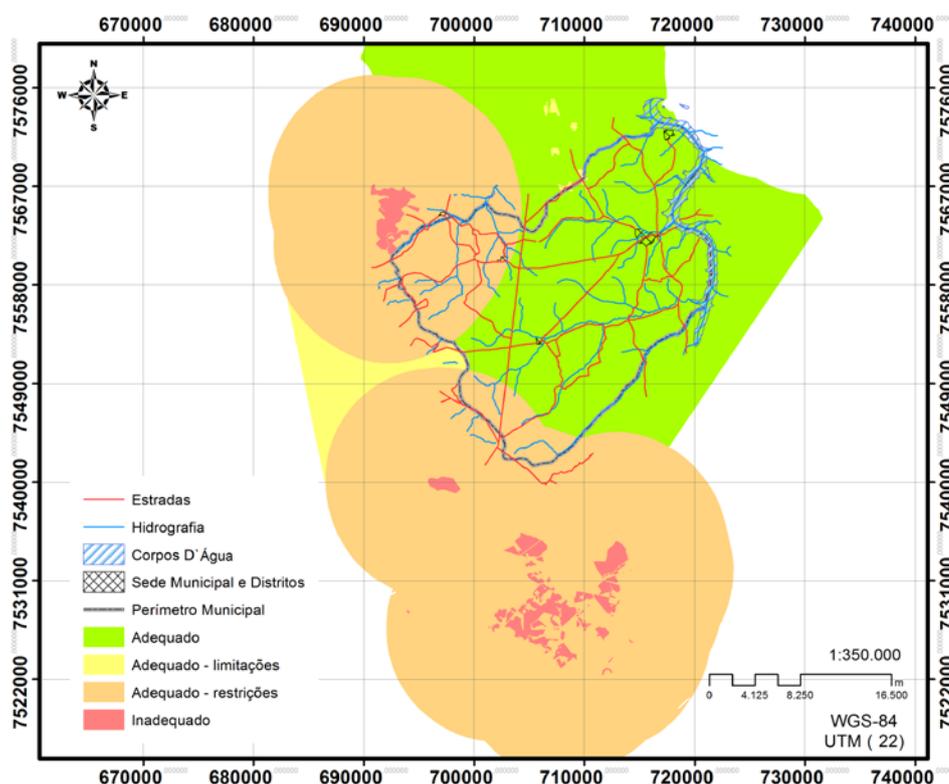


Figura 3.3 – Influência da área de amortecimento das UCPI (10km), originando áreas adequadas com e sem restrições no ZASP. Em verde, as áreas adequadas (grande parte do município); em amarelo, áreas adequadas com limitações, influenciadas principalmente pela APA do Rio Batalha; em laranja, áreas adequadas com restrições; em vermelho, áreas inadequadas, coincidentes com as UCPI.

Fonte: Adaptada de SÃO PAULO (2008b) e Manzatto et al. (2009).

Não há unidades de conservações e/ou terras indígenas em Arealva. De acordo com SOSMA e INPE (2006), em 2000 havia 3.134 ha de vegetação nativa. Em 2002, havia 3.103 ha (KRONKA et al., 2005). Ambos os levantamentos apresentaram cerca de 6% da área municipal coberta com vegetação nativa. A pressão de fragmentação é maior na parte compreendida pela Mata Atlântica, provavelmente pela presença de solos férteis e relevo propício à agricultura, além da urbanização. No Cerrado, há fragmentos maiores e em maior número (KRONKA et al., 2005).

As áreas ciliares totalizam cerca de 2.000 ha, parte das quais ainda não é protegida e nem reflorestada. Observa-se o aumento do processo de assoreamento dos mananciais em decorrência do carreamento de partículas de solo (processo erosivo), com conseqüente diminuição da disponibilidade hídrica (SÃO PAULO, 2008d; SÃO PAULO, 2009).

Em 2008, os principais usos do solo eram: pastagens (60,16%); cultura temporária (20,81%); vegetação nativa (8,25%); cultura perene (5,94%), e reflorestamento (2,39%) (SÃO PAULO, 2008a). Para a classe vegetação nativa, é nítida a diferença entre os levantamentos via sensoriamento remoto (IF e SOSMA) e dados declaratórios (LUPA). Pino (2009) fez uma análise comparativa e constatou que a diferença nos resultados de métodos objetivos e declaratórios são recorrentes.

O município de Arealva possui cerca de 900 propriedades rurais, predominando o sistema de produção familiar, contando com 75,0% de pequenos e 18,5% de médios produtores, ligados a atividades agrícolas tradicionais e outros segmentos, como o turismo no meio rural. As atividades predominantes no município são a olericultura, fruticultura, cereais, cana-de-açúcar, eucalipto, pecuária de corte e leite, suinocultura, ovinocultura e avicultura de corte. De maneira geral, os rendimentos obtidos nas diversas atividades agropecuárias são baixos. As principais atividades econômicas estão relacionadas ao agronegócio (SÃO PAULO, 2008a).

O plantel bovino é de aproximadamente 30 mil cabeças de gado, com 90% predominante de nelores. O leite é comercializado predominantemente no mercado consumidor interno (venda *in-natura*, venda na rua e fornecimento às sorveterias). Regionalmente, é comercializado principalmente através de laticínios²¹. A carne também é comercializada principalmente no mercado consumidor interno (supermercados, açougues, entre outros). Regionalmente, é comercializada em leilões e abatida em frigoríficos²². A cana é totalmente comercializada para usinas de açúcar e álcool²³ (AREALVA, 2009; 2010).

O acesso rodoviário ao município é feito pela Rodovia SP-321, que interliga a Rodovia Marechal Rondon (SP-300) e a Rodovia Castelo Branco (SP-280), (AREALVA, 2009). Há a existência de uma malha rodoviária e hidroviária que viabiliza o recebimento de insumos e o escoamento da produção, principalmente para Bauru e Jaú. O trecho da Hidrovia Tietê²⁴, compreendido entre Arealva e a represa de Barra Bonita, contribui sumariamente para o êxito do agronegócio de Arealva (SÃO PAULO, 2002b; SÃO PAULO, 2007; BANUTH, 2010).

O município se destaca quanto às boas condições de saneamento. Há água tratada para 96% de sua população. A empresa responsável pela coleta, tratamento e distribuição da água é a Sabesp, que possui três pontos de captação (poços) e Estações de Tratamento de Água (ETAs), localizadas na sede do município, no distrito de Jacuba e no bairro de Marilândia (SABESP, 2012; SÃO PAULO, 2008d; AREALVA, 2009).

²¹ Miklins, Vovó Anízia e Matilat.

²² Mondelli, principalmente.

²³ Cosan e Zillo Lorenzetti, principalmente.

²⁴ Chamada de Hidrovia do Álcool.

3.2. Dados utilizados

A Tabela 3.1 sintetiza os dados utilizados, incluindo sua tipologia, ano-base, finalidade e referência para a geração dos mapas de cobertura e uso inicial (2005) e final (2010), bem como para a execução das simulações.

Tabela 3.1 – Dados utilizados, indicando-se o tipo, a data de referência, a finalidade e a referência bibliográfica.

Dado	Tipo	Ano Base	Finalidade	Referência
Perímetro do município (junção dos setores censitários)	Polígono	2010	Delimitação da área de influência direta.	IBGE (2011b)
corpos d'água	Polígono	2010	Composição da classe "corpos d'água" nos mapas inicial e final.	SÃO PAULO (2011a)
mancha urbana	Polígono	2010	Composição da classe "mancha urbana" nos mapas inicial e final.	IBGE (2011a)
Mapeamento da cana-de-açúcar (Canasat)	Polígono	2005 / 2010	Composição da classe "cana-de-açúcar" nos mapas inicial e final.	INPE (2011)
Mapa de uso e ocupação do estado de São Paulo	Polígono	2005	Composição das classes "vegetação nativa", "outras culturas", "pastagem" e "reflorestamento" no mapa inicial.	SÃO PAULO (2009a)
Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar (ZAEC)	Polígono	2008	Composição das classes "outras culturas", "pastagem" e "reflorestamento" no mapa final.	MANZATTO et al. (2009)
Inventário florestal da cobertura vegetal nativa do estado de São Paulo	Polígono	2009	Composição da classe "vegetação nativa" no mapa final.	SÃO PAULO (2010), no prelo
APP	Polígono	2010	Proposição do cenário não-estacionário prospectivo.	RUDORFF et al. (2012)
Classificação da cobertura e uso de três APPs de Arealva (Vidáguas)	Polígono	2010	Avaliação ambiental.	SÃO PAULO (2011b)
Malha viária	Linha	2010	Geração de variável contínua (distância às estradas) na execução das simulações.	IBGE (2011a)
Malha hidrográfica	Linha	n.a.	Geração de variável contínua (distâncias aos cursos d'água) na execução das simulações.	SÃO PAULO (2011a)
Pontos representativos das usinas instaladas e projetadas	Ponto	2010	Geração de variável contínua (distância às usinas) na execução das simulações.	CTC (2011); MANZATTO et al. (2009)
Mapa pedológico	Polígono	1982	Geração de variável categórica na execução das simulações e cálculo da erodibilidade.	ALMEIDA et al. (1982)

(Continua)

Tabela 3.1 – Conclusão.

Declividade – classes (Topodata)	Raster	2000	Geração de variável categórica na execução das simulações.	VALERIANO (2008); VALERIANO e ROSSETTI (2011)
Declividade – grade (Topodata)	Raster	2000	Cálculo do fator topográfico	VALERIANO (2008); VALERIANO e ROSSETTI (2011)
Altimetria (Topodata)	Raster	2000	Cálculo da área de captação	VALERIANO (2008); VALERIANO e ROSSETTI (2011)
Pluviosidade	Tabela	1990-2010	Cálculo da erosividade	CIAGRO (2013); DAE (2013)
Focos de erosão	Banco de dados com coordenadas	2010	Verificação da relação entre pastagens degradadas e áreas de reforma com incidência de erosão.	IPT (2010)
Setores censitários (Censo)	Polígono	2010	Espacialização dos dados do Censo Agropecuário de 2006.	IBGE (2011b)
Bacias hidrográficas – Nível 6	Polígono	2010	Cálculo da taxa de aporte de sedimentos.	ANA (2013)
Dados censitários (Censo Agro)	Tabelas	2006/2007	Análise dos cenários simulados; proporção de pastagem para gado de corte e de leite; proporção de culturas irrigadas; proporção de pastagens degradadas.	IBGE (2008)
Dados agropecuários (PAM, PPM, LSPA e LUPA)	Tabelas	2005-2010	Análise dos cenários simulados.	IBGE (2012a; 2012b; 2012c); SÃO PAULO (2008a)
Preços das terras	Tabela espacializada em região administrativa	2005-2010	Verificação da relação entre degradação e desvalorização.	IEA (2013)
Preços agrícolas (cana-de-açúcar, carne, leite, eucalipto, milho, laranja, mel)	Tabela	2012	Cálculo da lucratividade.	AGRIANUAL (2013); ANUALPEC (2013); ASSOBARI (2013); ASSOCICANA (2013); BORTOLUZZO et al. (2011); CEPEA (2010; 2013); CONSECANA (2013); EMBRAPA e MAPA (2010); PECEGE (2013); BRASIL (2007); MOREIRA e BOIZIO (2012); ORPLANA (2013)
Valores relacionados às dragagens e demais ações de desassoreamento	Tabela	2004-2013	Cálculo do valor relacionado ao custo de mitigação do assoreamento	NÓBREGA (2004); BIGARAN e TIZATO (2009); MOREIRA (2011)
Valor pago no Programa Produtor de Água	Tabela	2010	Cálculo do serviço ecossistêmico relacionado à conservação de solo.	ANA (2011b)
Valor pago no Projeto Oásis	Tabela	2010	Cálculo do serviço ecossistêmico relacionado ao aumento de infiltração de água no solo.	ISA (2008)

Os dados foram mantidos sem qualquer alteração ou edição. Apesar de oficiais, apresentam limitações quanto à precisão e exatidão temática. Seguramente, os resultados da modelagem tornam-se limitados à qualidade dos dados de entrada.

3.3. Aplicativos utilizados

A Tabela 3.2 relaciona os aplicativos utilizados e sua finalidade.

Tabela 3.2 – Aplicativos utilizados, indicando-se a finalidade.

Aplicativo	Finalidade
ARCGIS v. 10	Padronização de variáveis, tabelas, <i>datum</i> e projeção; edição vetorial; geração dos mapas inicial e final; rasterização; edição matricial; geração das variáveis estáticas (categóricas e contínuas), incluindo as grades de distâncias; cálculo da área de acumulação.
ARCPAD v. 7.1	Levantamento de campo.
DINAMICA EGO v. 2.07	Geração das matrizes de transição; cálculos dos intervalos e dos pesos de evidência; análise da associação ou dependência espacial entre variáveis; execução das simulações com a inserção de variáveis dinâmicas contínuas; calibração e validação do modelo; implementação dos cálculos de perda de solo e de valoração.
ER MAPPER v. 7.1	Geração do cubo de variáveis estáticas (categóricas e contínuas); edição dos nomes das camadas.
Erosividade Brasil	Cálculo da erosividade.
Erodibilidade Brasil	Cálculo da erodibilidade.
IDRISI v. 14 (Kilimanjaro)	Tabulação cruzada, ajuste das classes e cálculo da perda de solo para fins comparativos.
USLE-2D	Cálculo do fator topográfico para fins comparativos.

O modelo adotado foi o Dinamica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*²⁵), orientado à processos e passível de comportar implementações baseadas em agentes no nível macro e em modelos personalizados. É um modelo aberto para diferentes parametrizações (pesos de evidência, regressão logística, redes neurais, árvore de decisão etc.), possui algoritmos de transição por expansão ou nucleação e algoritmo genético para definição das melhores faixas de distância (SOARES-FILHO et al., 2002a; 2002b; ALMEIDA et al., 2008).

²⁵ Ambiente para Objetos Geoprocessáveis.

3.4. Procedimentos

3.4.1. Definição dos cenários

A proposição dos cenários levou em consideração a revegetação de APPs²⁶ como estratégia de minimização de impactos ambientais e recuperação dos serviços ambientais já comprometidos. De acordo com São Paulo (2011b), o município de Arealva possui cerca de 35% das APPs ocupada com outros usos. Além disso, praticamente não há remanescentes em recuperação.

Legalmente, não há a obrigatoriedade de recuperação de APP em áreas consolidadas até 2008 (BRASIL, 2012). Arealva possui cerca de 70ha de APPs com ocupações humanas (loteamentos) e aparelhos públicos (infraestrutura) (SÃO PAULO, 2011b).

A lei também diferencia a largura de APP de acordo com o tamanho da propriedade (módulo fiscal) (BRASIL, 2012). Em Arealva, o módulo rural é de 14ha. Cerca de 75% da área do município está ocupada com propriedades²⁷ acima de quatro módulos fiscais (SÃO PAULO, 2008a).

Foram definidos dois conjuntos de cenários:

- Cenários estacionários, onde foram mantidas as taxas de transição e reproduzidas as características detectadas (tendência histórica ou *business as usual*);
- Cenários não-estacionários de readequação arbitrária das APPs hidrográficas, onde foram simuladas duas taxas de revegetação das APPs: i) 70% até 2020 e; ii) 100% até 2020.

²⁶ Considerando-se o Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965).

²⁷ Curiosamente, 25% das propriedades (acima de 4 módulos fiscais) representam 75% da área do município. Inversamente, 75% das propriedades estão abaixo de 4 módulos fiscais e representam apenas 25% da área do município.

Em relação aos cenários estacionários, não houve delimitação de APP, ou seja, as APPs não foram consideradas. Já para os cenários não-estacionários, as APPs foram delimitadas (RUDORFF et al., 2012), porém não foi considerado o tamanho das propriedades. Dessa forma a recuperação de APP foi simulada de acordo com o descrito para propriedades acima de quatro módulos fiscais (BRASIL, 2012). Isto representa 75% da área ocupada no município (SÃO PAULO, 2008a). Ambos os cenários considerados são sensíveis ao período pretérito analisado e foram utilizados na valoração e geração de cenários monetizados.

3.4.2. Levantamento de campo

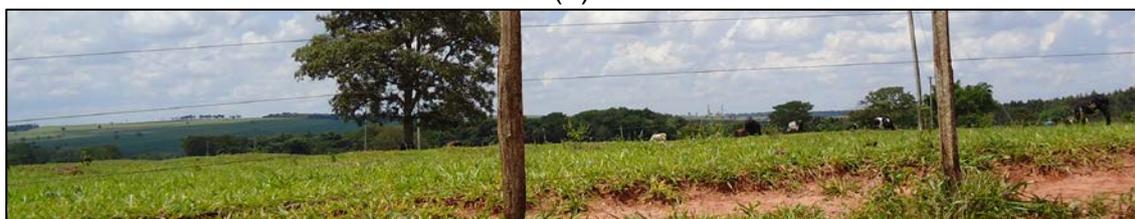
O levantamento de campo foi realizado durante o mês de outubro de 2011, com três finalidades: i) aprofundar a caracterização das classes de cobertura e uso; ii) obter coordenadas de referência para a avaliação do mapa de cobertura e uso da terra de 2010; e iii) entrevistar agentes relevantes para o aprofundamento nas questões relacionadas ao manejo de cana-de-açúcar e de pastagem (incluindo seus respectivos custos de produção e impactos ambientais), bem como para o aprimoramento nas questões dos serviços ecossistêmicos relacionados à vegetação nativa.

A definição das classes de cobertura e uso levou em consideração a problemática relacionada à expansão canavieira. Sendo assim, foram selecionadas as classes cana-de-açúcar, pastagem, vegetação nativa, reflorestamento e outras culturas. Todas as fitofisionomias florestais e campestres foram agrupadas em uma única classe intitulada vegetação nativa, e as culturas agrícolas (com exceção da canavieira) foram agrupadas em uma única classe intitulada outras culturas. A caracterização das classes de cobertura e uso foi realizada a partir da observação e registro fotográfico. Para

os cenários não-estacionários, foram consideradas mais duas classes: APP vegetada e APP não-vegetada. Na APP vegetada há predominância de vegetação nativa, principalmente matas de galeria. Na APP não-vegetada, há predominância de uso antrópico, seja urbano ou agropecuário. A Figura 3.4 ilustra as classes consideradas.



(a)



(b)



(c)

Figura 3.4 – Exemplos das principais classes de uso e cobertura presentes na área de estudo: a) Cana-de-Açúcar; b) Pastagem; c) Vegetação Nativa; d) Seringueira; e) Eucalipto; f) Laranja; g) Goiaba; h) APP não-vegetada; i) APP vegetada. As classes d-e foram agrupadas como reflorestamento. As classes f-g (e outras, como milho) foram agrupadas como outras culturas. As classes h-i foram utilizadas somente nos cenários não-estacionários.

Fonte: SÃO PAULO (2011b), para as fotografias referentes às classe h-i.

(Continua)

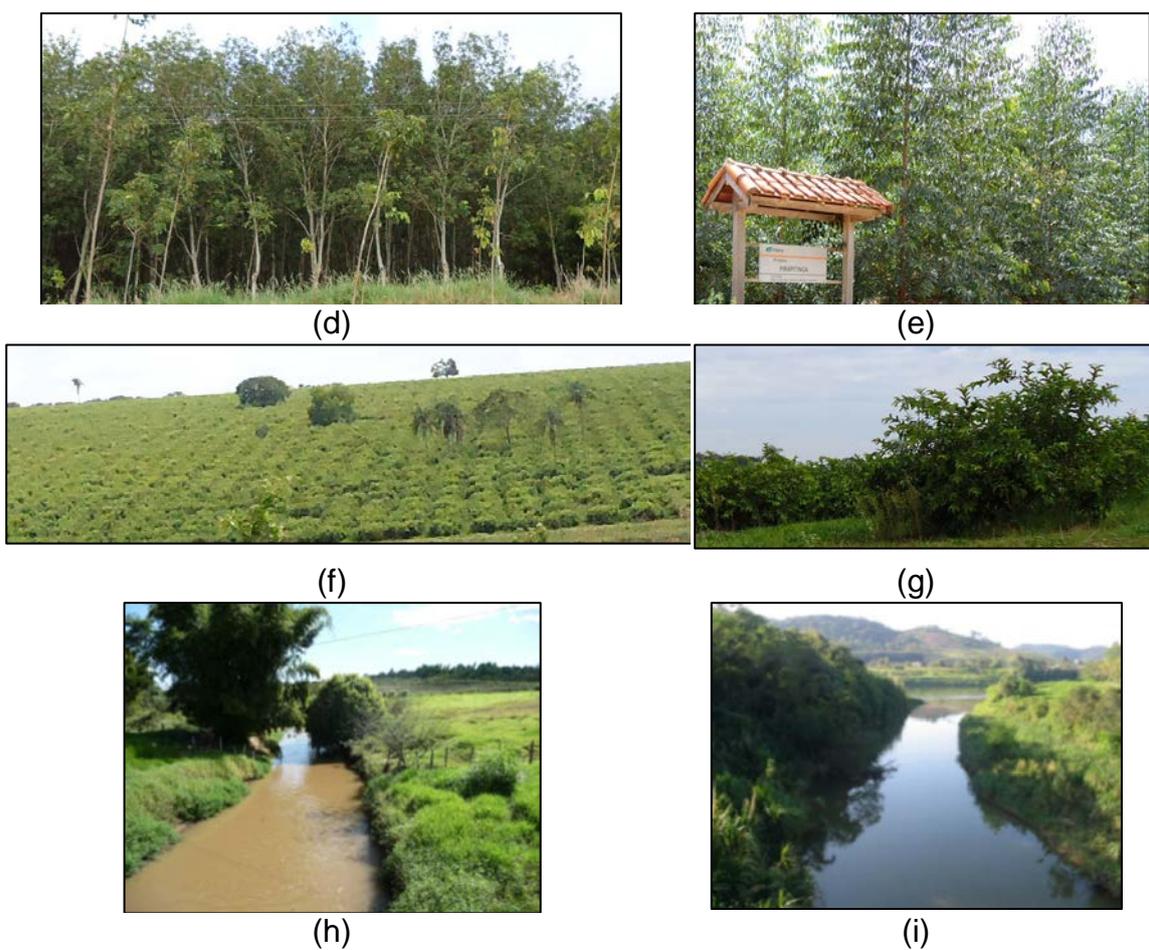


Figura 3.4 – Conclusão

A obtenção das coordenadas de referência para a avaliação dos mapas foi realizada através de levantamento cinemático com posicionamento absoluto utilizando o código CA (*coarse acquisition*²⁸), registrando-se coordenadas XYZ a cada segundo durante todo o trajeto. Desta forma, foram percorridas todas as estradas e caminhos contidos na área de estudo. Foram selecionados pontos amostrais ao longo do trajeto, registrando-se os tipos de cobertura/uso da terra, tal como recomendado por McCoy (2005).

²⁸ Aquisição grosseira.

Visando aprofundar o entendimento em relação às alterações de cobertura e uso da terra e potencial geração de impactos ambientais, foram realizadas entrevistas com agentes locais. Não houve protocolo pré-definido. Os entrevistados foram escolhidos com base em suas ocupações profissionais – agricultor, pecuarista, ambientalista e cooperativista. Os tópicos abordados foram questões relacionadas aos aspectos econômicos e ambientais da lavoura de cana-de-açúcar, manejo de pastagens e conservação dos fragmentos remanescentes de vegetação nativa.

3.4.3. Mapas de cobertura e uso da terra

Durante a geração dos mapas de cobertura e uso (inicial e final), foram agrupados e editados os polígonos referentes aos mapas previamente publicados. Além da tabela de atributos e tipos de variáveis, foram padronizados o datum (WGS-84) e a projeção (UTM, fuso 22). A Figura 3.5 ilustra os procedimentos realizados para produzir e validar os mapas.

O mapeamento foi iniciado com a seleção das feições relacionadas à base cartográfica²⁹: perímetro do município, malhas hidrográfica e viária, corpos d'água e mancha urbana. A base cartográfica utilizada foi mantida intacta nas duas datas. Isto significa que quaisquer alterações relacionadas à mancha urbana (expansão urbana) e aos corpos d'água (barragens, aterramentos etc.) não foram consideradas.

A escala da base cartográfica adotada é 1:250.000 (IBGE, 2011a). Visando utilizar um polígono referente ao perímetro municipal mais detalhado, optou-se por unir os setores censitários, cuja escala aproximada é 1:50.000 (IBGE, 2011b). Com o objetivo de utilizar polígonos e linhas referentes à malha

²⁹ Mantendo-se um *buffer* de 500m circundante ao limite municipal de Arealva.

hidrográfica e corpos d'água mais detalhados, optou-se por utilizar os dados do DAEE-SP, cuja escala aproximada é 1:50.000 (SÃO PAULO, 2011a). Em relação às demais feições – malha viária e mancha urbana – foram mantidas as da base cartográfica (IBGE, 2011a). Após a definição dos insumos cartográficos, foram inseridos os polígonos referentes às classes temáticas.

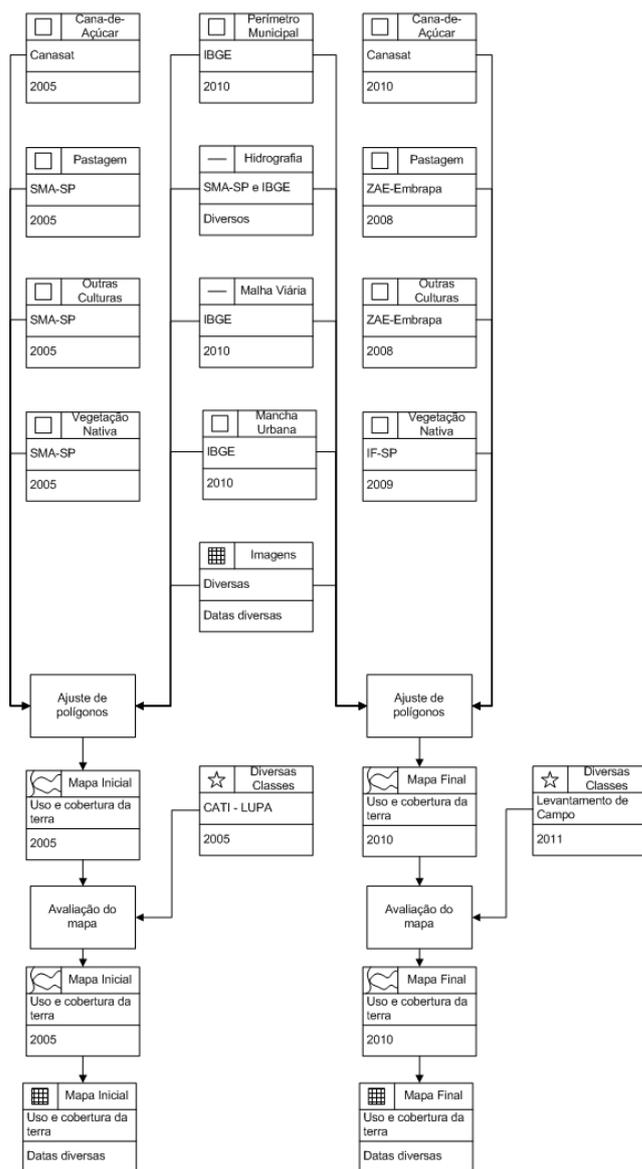


Figura 3.5 – Procedimento metodológico para a formação e validação dos mapas inicial e final.

O mapa inicial foi formado a partir de uma adaptação do mapa de uso do solo do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2009a), em escala 1:50.000. Essa adaptação consistiu em duas ações: i) substituição das classes mancha urbana e corpos d'água pelos polígonos definidos no parágrafo anterior; ii) inserção da classe cana-de-açúcar (INPE, 2011), subtraindo-a da classe agricultura, resultando em uma classe denominada outras culturas.

O mapa final foi formado a partir dos seguintes polígonos: cana-de-açúcar, extraídos do mapeamento da cana-de-açúcar de 2010 (INPE, 2011), com escala aproximada de 1:100.000; vegetação nativa, extraídos do inventário florestal da cobertura natural do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2010), em escala 1:50.000; reflorestamento e outras culturas, resultantes da junção das classes silvicultura e agricultura, respectivamente (MANZATTO et al., 2009), em escala 1:250.000, e pastagem, formados com o que restou após a definição das demais classes. Isso foi necessário pelo detalhamento insatisfatório das pastagens, em todas as fontes de dados consultadas.

Para a geração dos cenários não-estacionários, foram acrescentadas as classes APP vegetada e APP não-vegetada nos mapas inicial e final. Estas classes foram obtidas a partir da sobreposição entre os polígonos de APP (RUDORFF et al., 2012) e os mapas inicial e final. APP vegetada é a intersecção de APP com vegetação nativa, enquanto que APP não-vegetada é a intersecção de APP com qualquer outra classe.

Em virtude da diferença de escala, houve suavização dos polígonos oriundos dos mapeamentos em escalas menos detalhadas (1:100.000 e 1:250.000). Por serem várias fontes, em diversas escalas, com diferentes níveis de detalhamento, essa junção de classes requereu esforços consideráveis em edição vetorial, notadamente em topologia de polígonos, conforme procedimento adotado por Veldkamp et al. (2001). Foram adotadas duas regras topológicas entre polígonos: i) não pode haver vazios; ii) não pode haver sobreposições. Para o preenchimento dos vazios temáticos e subtração das

sobreposições, foi definida uma hierarquia entre as classes de feições, conforme indicado na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Hierarquia entre as feições cartográficas para a elaboração dos mapas de cobertura/uso da terra.

Ordem hierárquica	Feição
1	APP ⁽¹⁾
2	perímetro municipal
3	mancha urbana
4	corpos d'água
5	cana-de-açúcar
6	vegetação nativa
7	outras culturas
8	pastagem
9	reflorestamento

⁽¹⁾ Apenas para os cenários não-estacionários.

Para avaliar os mapas inicial e final, foram utilizados os dados do LUPA (SÃO PAULO, 2008a) e o levantamento de campo, respectivamente. As coordenadas de ambos os levantamentos foram espacializadas em duas camadas de pontos. Essas camadas de pontos foram sobrepostas aos mapas, extraindo-se os atributos referentes à classe.

Com tais informações, foi gerada a matriz de confusão e calculados a exatidão global e o índice *Kappa* (Equação 3.1). A exatidão global foi determinada através da divisão dos acertos (diagonal na matriz de confusão) pela quantidade total de observações. A quantidade de acertos dividida pela quantidade de observações de campo (para cada classe) é chamada de exatidão do produtor. Com ela, é possível estimar o erro de omissão. Já a quantidade de acertos dividida pela quantidade de amostras no mapa temático (para cada classe) é chamada de exatidão do consumidor. Com ela, é possível estimar o erro de comissão (JENSEN, 2005; MATHER, 2004).

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^k x_{ii} - \sum_{i=1}^k (x_{i+} \cdot x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^k (x_{i+} \cdot x_{+i})} \quad (3.1)$$

Em que:

k = quantidade de linhas na matriz de confusão;

N = quantidade total de observações;

x_{ii} = quantidade de observações na linha i coluna i (diagonal);

x_{i+} = quantidade de observações na linha i ;

x_{+i} = quantidade de observações na coluna i .

3.4.4. Detecção de mudanças

Foi selecionada a técnica de álgebra de mapas, ou seja, comparação direta entre as camadas categóricas. Para isto, os mapas inicial (2005) e final (2010), em formato vetorial, foram corrigidos e rasterizados, adotando-se a dimensão de 400m² (20x20m) para o pixel. Após a rasterização, foi realizada uma tabulação cruzada, na qual são concatenados os dois mapas, ou seja, há a geração de um mapa de mudanças e de uma matriz de transição. A Figura 3.6 esquematiza o procedimento realizado.

O Quadro 3.1 expressa todas as transições possíveis e os potenciais processos de mudança de cobertura/uso associados. Para toda mudança de cobertura e uso da terra há, concomitantemente, dois processos relacionados: um de expansão (ou incremento) e um de retração (ou decremento). Aqueles de maior relevância para os objetivos do trabalho estão indicados com um “X”.

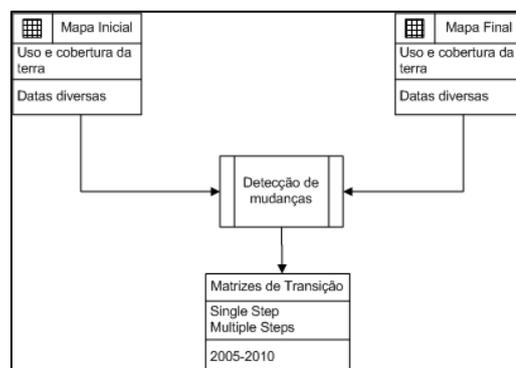


Figura 3.6 – Procedimento para a detecção de mudanças e geração das matrizes de transição, com seus respectivos cálculos de probabilidades de transição (*single e multiple steps*).

Quadro 3.1 – Mudanças potenciais de cobertura/uso da terra e processos associados.

Classe		Processo			
2005	2010	Incremento		Decremento	
cana-de-açúcar	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	X	Retração canavieira	
cana-de-açúcar	outras culturas	Expansão agrícola		Retração canavieira	X
cana-de-açúcar	pastagem	Expansão pecuária		Retração canavieira	X
cana-de-açúcar	reflorestamento	Expansão silvícola		Retração canavieira	X
vegetação nativa	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	X	Degradação	
vegetação nativa	outras culturas	Expansão agrícola		Degradação	X
vegetação nativa	pastagem	Expansão pecuária		Degradação	X
vegetação nativa	reflorestamento	Expansão silvícola		Degradação	X
outras culturas	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	X	Retração agrícola	
outras culturas	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	X	Retração agrícola	
outras culturas	pastagem	Expansão pecuária	X	Retração agrícola	
outras culturas	reflorestamento	Expansão silvícola		Retração agrícola	X
pastagem	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	X	Retração pecuária	
pastagem	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	X	Retração pecuária	
pastagem	outras culturas	Expansão agrícola		Retração pecuária	X
pastagem	reflorestamento	Expansão silvícola		Retração pecuária	X
reflorestamento	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	X	Retração silvícola	
reflorestamento	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	X	Retração silvícola	
reflorestamento	outras culturas	Expansão agrícola	X	Retração silvícola	
reflorestamento	pastagem	Expansão pecuária	X	Retração silvícola	
APP vegetada	APP não-vegetada	n.a.	-	Degradação	X
APP não-vegetada	APP vegetada	Regeneração ou Readequação	X	n.a.	-

n.a. – Não aplicável.

3.4.5. Parametrização, calibração e validação do modelo

A rotina de calibração do modelo consistiu em constantes parametrizações, visando obter o melhor resultado na validação. A parametrização se iniciou com o cálculo das probabilidades de transição, como pode ser visto na Figura 3.7.

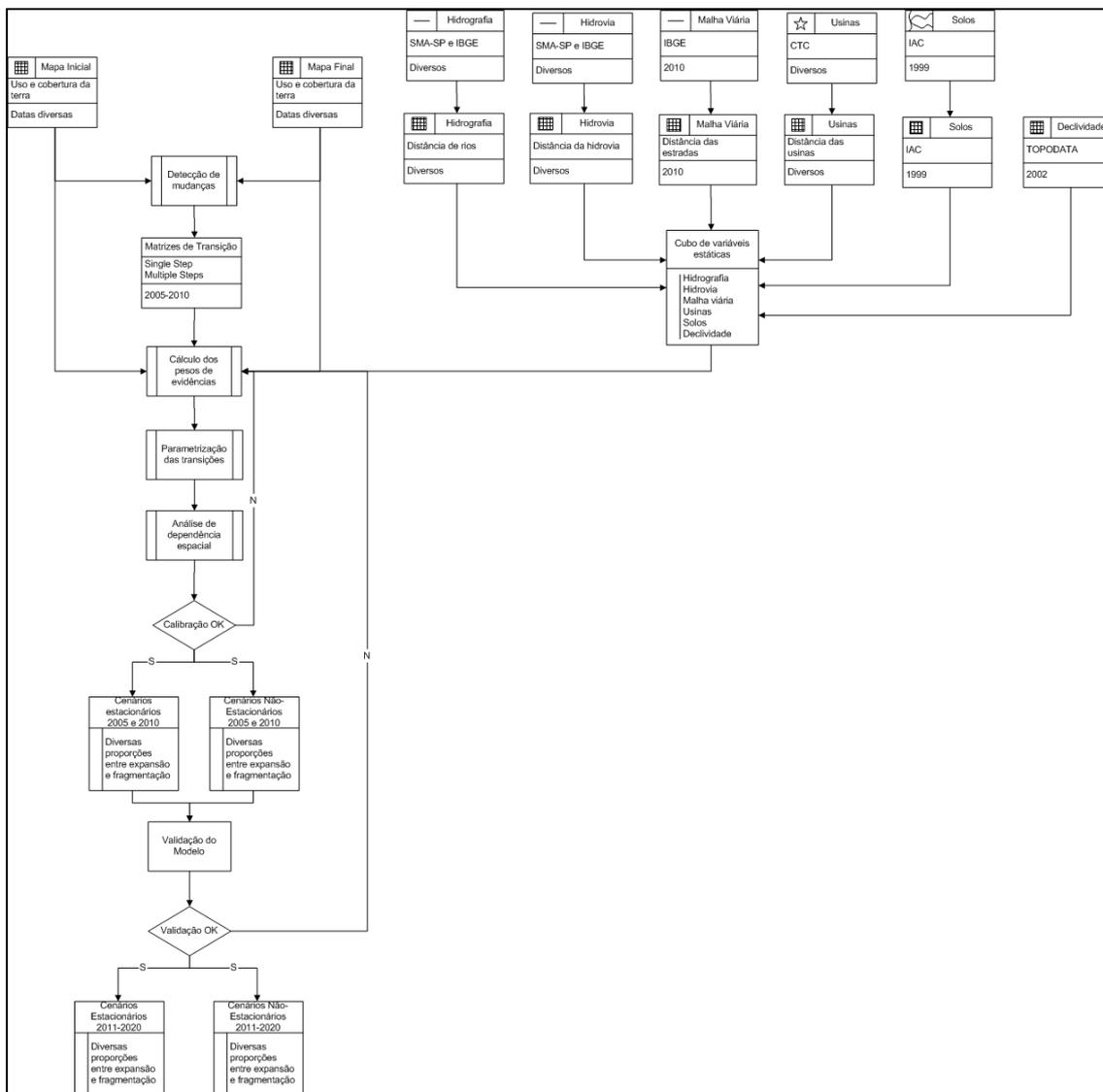


Figura 3.7 – Procedimento metodológico para a parametrização, calibração e validação do modelo.

As probabilidades globais de transição referem-se ao total de mudanças para cada tipo de transição de cobertura e uso da terra em um dado período de simulação, sem levar em consideração as particularidades espaciais locais. São calculadas através da Cadeia de Markov e impactam o modelo como um todo (XIMENES et al., 2008; MAEDA et al., 2010). São derivadas de uma matriz ergódica, calculadas para o período completo (cinco anos) e para passos de tempo, em geral, anuais, como é o caso deste trabalho.

De forma diversa das probabilidades globais, as probabilidades locais de transição são calculadas para cada célula e, sendo assim, consideram as especificidades naturais e antrópicas do sítio físico. A escolha adequada das variáveis explicativas é determinante para o sucesso do uso de modelos, pois com base nas suas relações com a variável dependente, são definidas as células com maior ou menor probabilidade de transição de cobertura da terra (XIMENES et al., 2008).

Foram consideradas as seguintes variáveis potenciais: proximidade das classes em expansão; proximidade das usinas (Figura 3.8); proximidade dos cursos d'água (Figura 3.9), proximidade das estradas (Figura 3.10), proximidade da Hidrovia do Álcool³⁰ (Figura 3.11), tipos de solo (Figura 3.12) e classes de declividade (Figura 3.13). Em relação a estas últimas, foi adotada a classificação presente no Manual Brasileiro para Levantamento da Capacidade de Uso (MARQUES, 1971). Apesar de haver classificações mais recentes, essa é plenamente compatível com as limitações relacionadas à mecanização do setor canavieiro. Todas as variáveis foram rasterizadas com células de 400m² (20 x 20 m).

³⁰ Rio Tietê.

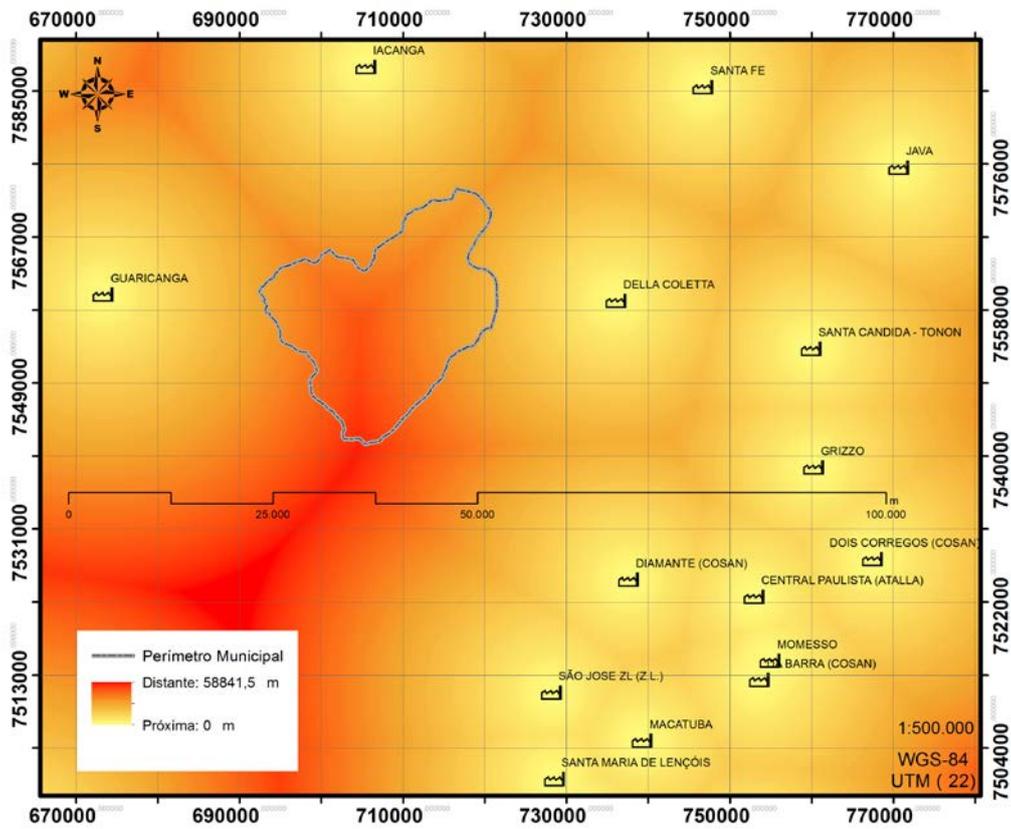


Figura 3.8 – Grade de distâncias às principais usinas de açúcar e álcool.

Fonte: Adaptada de CTC (2011).

Devido ao tempo limite para que a cana seja processada após a colheita, foi considerado um raio de cerca de 100km para inclusão de usinas.

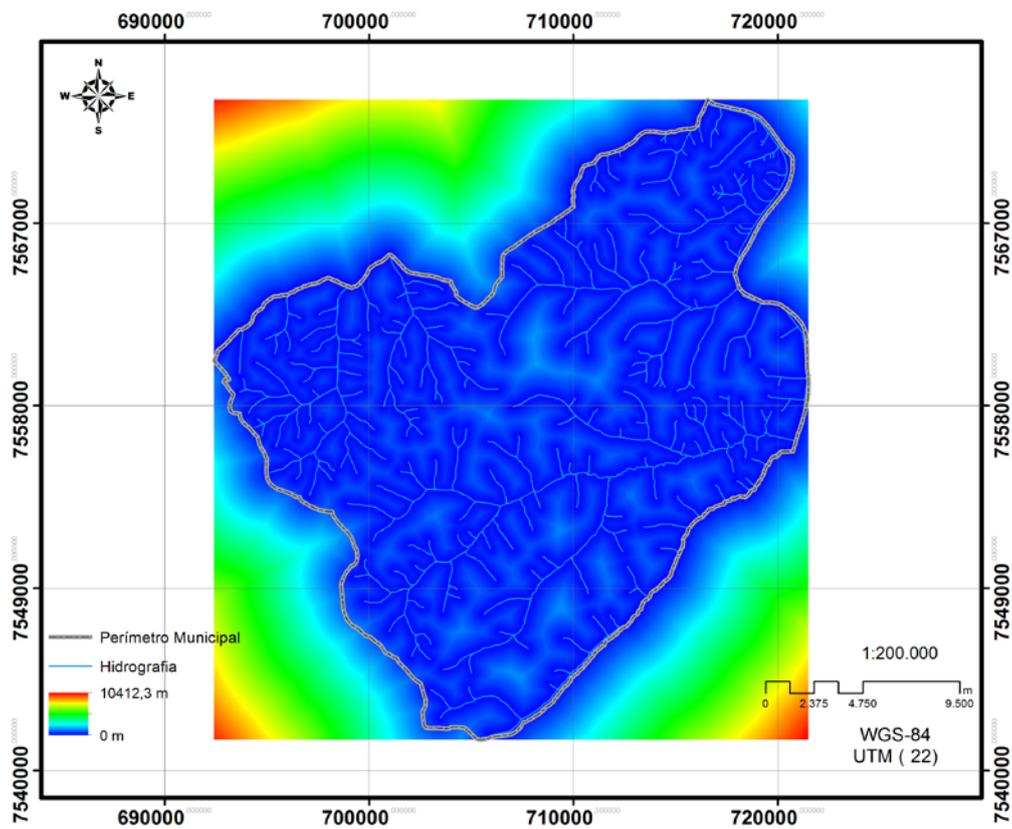


Figura 3.9 – Grade de distâncias à malha hidrográfica.

Fonte: Adaptada de SÃO PAULO (2011a).

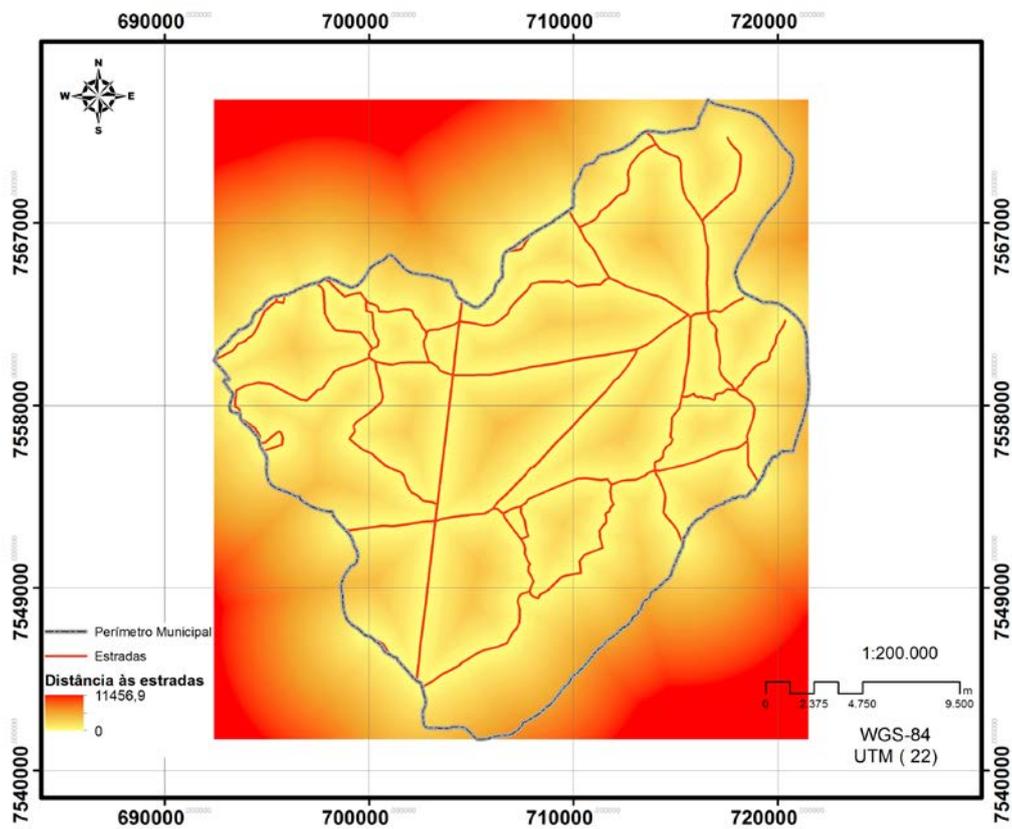


Figura 3.10 – Grade de distâncias à malha viária.

Fonte: Adaptada de IBGE (2008).

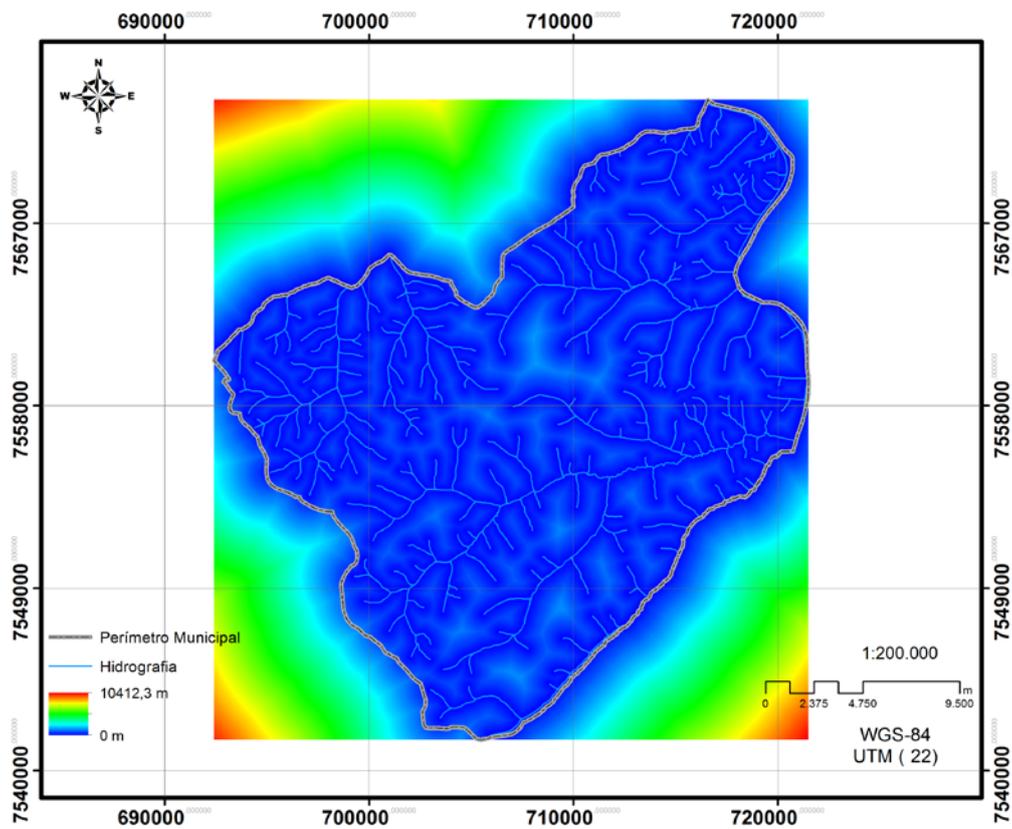


Figura 3.11 – Grade de distância à Hidrovia do Álcool – Rio Tietê, entre as represas de Barra Bonita e de Jacanga.

Fonte: Adaptada de SÃO PAULO (2011a).

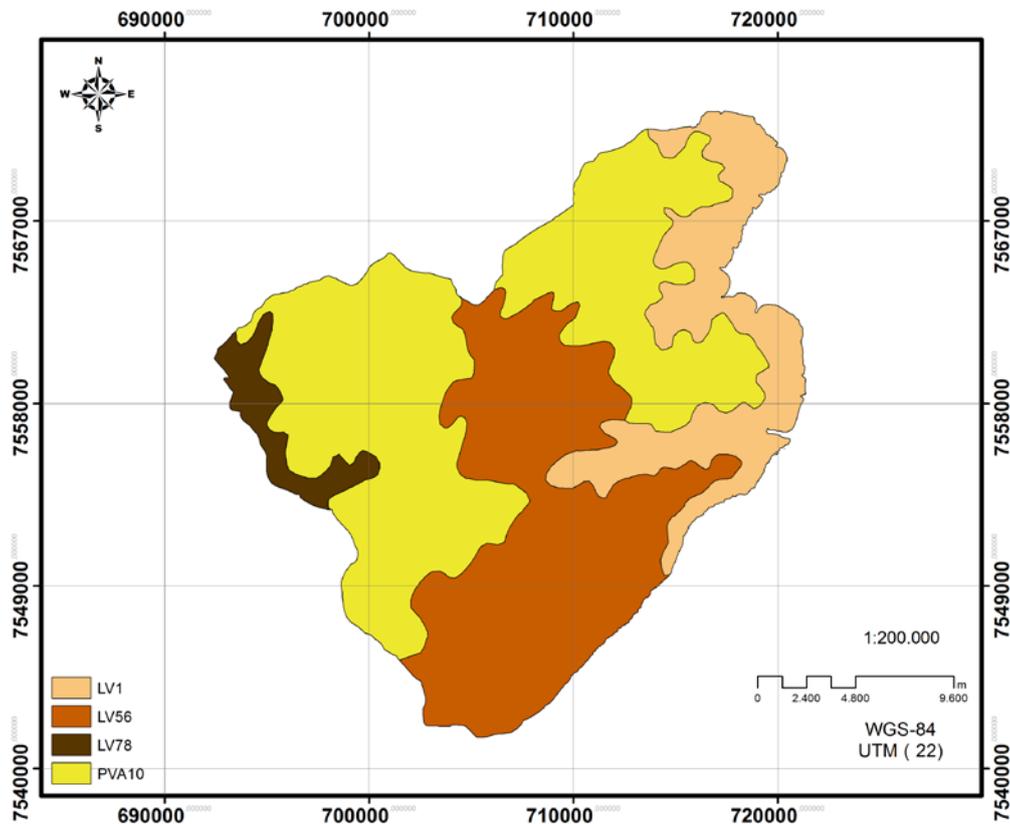


Figura 3.12 – Classes de solos em Arealva, sendo: LV1 - latossolos vermelhos eutróféricos e distróféricos, A moderado, textura argilosa, relevo plano e suave ondulado; LV56 - latossolos vermelhos distróficos + latossolos vermelho-amarelos distróficos, A moderado, textura média, relevo plano e suave ondulado; LV78 - latossolos vermelhos distróficos + argissolos vermelho-amarelos e vermelhos, ambos eutróficos e distróficos, A moderado, textura média, relevo plano + suave ondulado; PVA10 - argissolos vermelho-amarelos eutróficos + argissolos vermelhos distróficos e eutróficos, ambos textura arenosa/média, relevo suave ondulado.

Fonte: Adaptada de ALMEIDA (1982) e Manzatto et al. (2009).

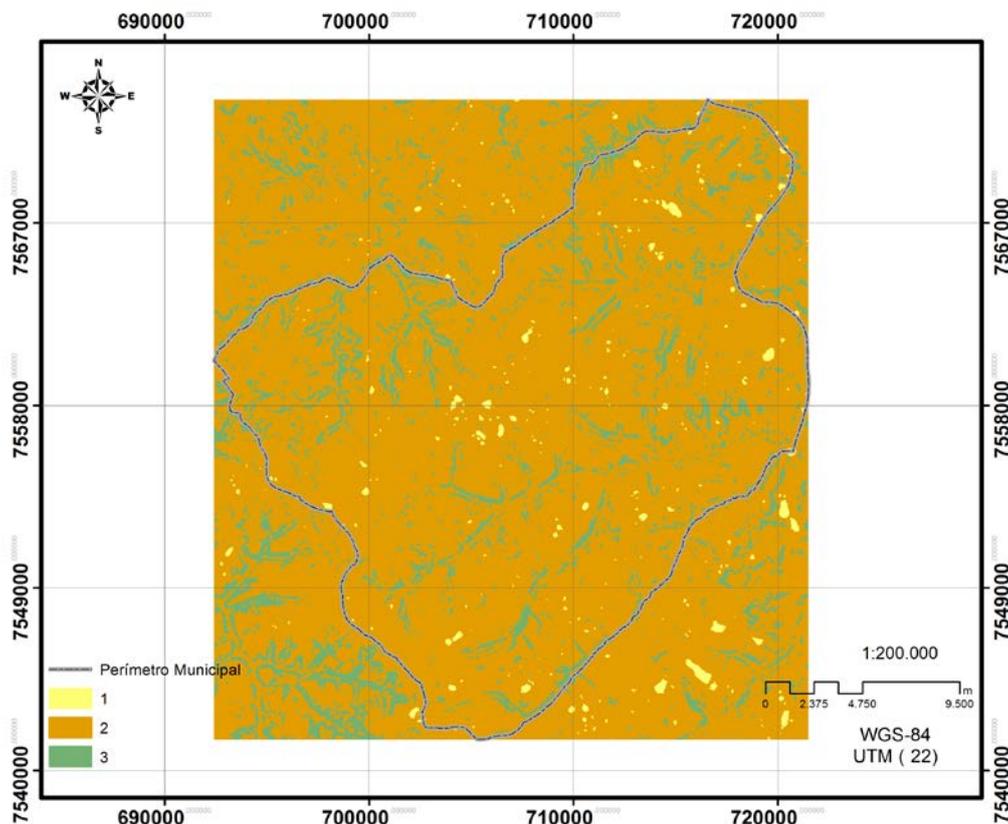


Figura 3.13 – Classes de declividade em Arealva, sendo: 1 – 0% a 12%; 2 – 12% a 45%; 3 – 45% a 100%.

Fonte: Adaptada de Valeriano (2008) e Marques (1971).

O método de pesos de evidência mede o grau de favorabilidade de uma evidência, que corresponde a uma classe de determinada variável, estática ou dinâmica, para a ocorrência de um evento, o qual, no caso deste trabalho, relaciona-se a uma transição de cobertura/uso da terra (BONHAM-CARTER, 1994). Ele possibilita analisar quais variáveis e suas respectivas classes são as mais importantes em cada transição e reduz a arbitrariedade da ponderação. Tal fato tem papel fundamental no entendimento do processo de mudança de cobertura e uso (GONÇALVES et al., 2007). Para categorizar as variáveis contínuas, são calculados intervalos nos mapas de distâncias, conforme método de generalização de linhas (AGTERBERG et al., 1990; GOODACRE et

al., 1993), de forma semelhante a um fatiamento. Além das distâncias às estradas e cursos d'água, foram adotadas as distâncias dinâmicas às classes envolvidas nas transições. Esse resultado é utilizado no cálculo dos pesos de evidência, que, por sua vez, são utilizados para derivar os mapas de probabilidade de transição, utilizados nas simulações (NOVAES, 2010; NOVAES et al., 2011). As probabilidades locais de transição³¹ são respostas às demandas, considerando as variáveis de alcance local. Cada transição foi tratada separadamente. Foram definidos os seguintes parâmetros:

- incremento – 20m (uma célula);
- ângulo de tolerância – 5° para todas as variáveis em todas as transições;
- distância mínima³² – uma célula (20m) para todas as variáveis em todas as transições;
- distância máxima³³ – definiu-se a distância referente à quantidade total de células da área de estudo, para que a dimensão das faixas seja determinada somente pelo ângulo de tolerância.

A determinação dos pesos das variáveis explicativas pressupõe a independência de eventos (Teorema de Bayes). Isso foi analisado nos resultados dos testes de independência espacial, com os seguintes índices: Cramer (V) e *Joint Information Uncertainty*³⁴ (JIU). Esses índices operam com valores absolutos e percentuais, respectivamente, e avaliam o grau de dependência espacial entre pares de variáveis selecionadas para explicar uma mesma transição. Conforme Bonham-Carter (1994), quanto mais próximos de

³¹ Ou probabilidades das células.

³² Também chamada de delta mínimo.

³³ Também chamada de delta máximo.

³⁴ Incerteza de Informação Conjunta.

1, maior a dependência espacial entre os pares de variáveis consideradas. Foram excluídas todas as variáveis com resultados acima de 0,5.

A parametrização do modelo também inclui a definição dos parâmetros dos algoritmos de difusão e expansão (*patcher* e *expander*, respectivamente), responsáveis pela alocação de mudanças de cobertura e uso da terra. A função *expander* responde pela expansão de manchas previamente existentes de uma determinada classe. Ela atua somente nas vizinhanças adjacentes de células com o estado “destino” e forma manchas contíguas. A função *patcher*, por sua vez, destina-se a gerar novas manchas, por meio de um mecanismo de constituição de sementes. Ela atua somente nas vizinhanças adjacentes de células com estado diferentes do estado “destino” e forma manchas não-contíguas (SOARES-FILHO et al., 2002). Para definir os melhores parâmetros de *patcher* e *expander*, foram gerados mapas de tabulação cruzada individualizados para cada alteração de cobertura/uso observada, definindo-se uma coloração para a permanência no estado “destino”, uma coloração para as outras transições para o estado “destino” e todas as demais transições e permanências sem destaque.

Além da proporção entre *patcher* e *expander*, são necessárias a média e variância da área de mudança e o índice de isometria. A média e variância da área de mudança foram obtidas através da vetorização do mapa de mudanças. O índice de isometria representa um valor numérico, o qual é multiplicado pelo valor de probabilidade das células vizinhas. O grau de fragmentação das manchas é inversamente proporcional ao valor do índice (ALMEIDA et al., 2008). Em relação ao índice de isometria, foi adotado 1,5 para todas as transições fora da APP, e, 1,2, para as transições no interior da APP.

Turner et al. (1989) detalham diversos métodos de calibração e avaliação de modelos. A validação foi realizada a partir do método baseado no conceito de

*fuzziness of location*³⁵, no qual a representação de uma célula é influenciada por ela mesma, e, em menor magnitude, pelas células na sua vizinhança (HAGEN, 2002; 2003). Trata-se de um teste de comparação de similaridade *fuzzy* entre o mapa simulado e o mapa-referência, penalizando o ajuste em vista da distância da célula central, em análise, em relação à célula que contém a classe desejada na cena de comparação, utilizando uma função de decaimento, que pode ser constante ou exponencial. O índice de similaridade *fuzzy* empregado neste trabalho foi criado pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais (CSR/UFMG), implementado na plataforma Dinamica EGO, e representa uma adaptação do índice de similaridade *fuzzy* criado por Hagen, pois não realiza a comparação entre a cena real e cena simulada diretamente, mas sim entre dois mapas-diferença resultantes da subtração, de um lado, entre o mapa final real e o mapa inicial, e de outro, entre o mapa final simulado e o mapa inicial (ALMEIDA et al., 2008; SOARES-FILHO et al., 2009). No caso particular deste trabalho, foram adotados os seguintes tamanhos de janelas: 1x1, 3x3, 5x5, 7x7, 9x9 e 11x11.

Além da validação citada no parágrafo anterior, as simulações pretéritas foram comparadas com dados publicados em pesquisas agropecuárias (IBGE, 2008; 2012a; 2012b; 2012c; SÃO PAULO, 2008a). Especificamente para o ano de 2007, cada cenário foi subdividido por setor censitário (IBGE, 2011b).

Após a validação, foram gerados cenários preditivos estacionários e não-estacionários para o período compreendido entre 2011 e 2020. Os cenários não-estacionários simularam duas situações de readequação ambiental: i) 70% de recuperação das APPs até 2020; ii) 100% de recuperação das APPs até 2020. Fora da APP, o modelo preserva a estacionariedade das transições.

³⁵ Dubiedade de localização.

3.4.6. Lucro operacional

O lucro operacional para cada classe de cobertura/uso da terra foi calculado como a diferença entre a receita obtida na venda e o custo de produção (Figura 3.14).

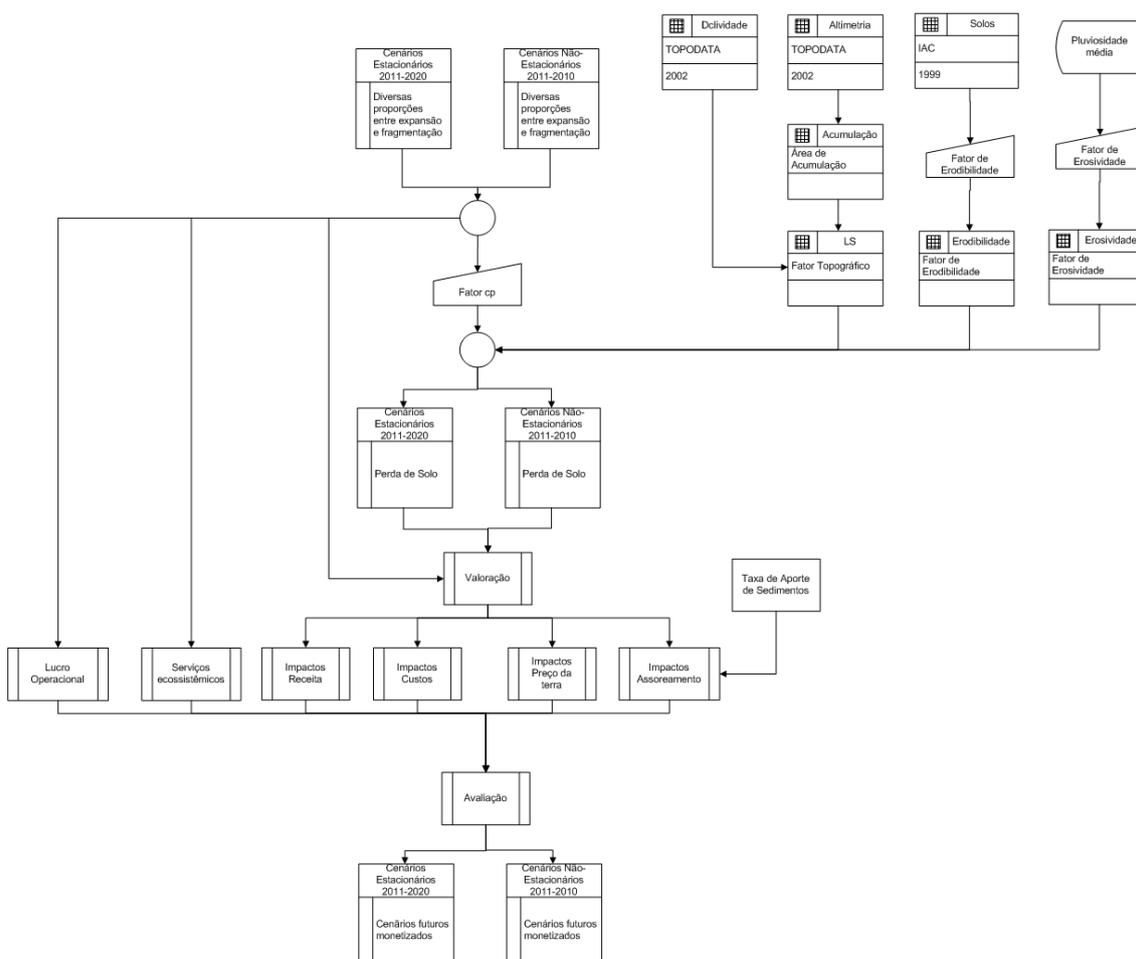


Figura 3.14 – Procedimento metodológico para o cálculo especializado do lucro operacional, serviço ecossistêmico e impactos ambientais.

O experimento de valoração apresentado neste trabalho está compreendido em um recorte espacial, temporal e temático. O período de tempo considerado

para a análise é de 2005 a 2010 para fins de calibração, e de 2011 a 2020 para fins de predição. Ademais, os impactos ambientais não consideram desdobramentos no médio e longo prazos e tampouco em extensões espaciais de maior amplitude. A título exemplificativo, pode-se afirmar que, se o assoreamento produzido em Arealva tiver repercussões fora do município, e certamente as terá, isso não será avaliado nesta tese, dados os limites impostos à mesma, em termos de recursos técnicos, financeiros, capital humano, disponibilidade de dados, capacidade de processamento computacional e prazos para a sua execução. Por fim, cabe reiterar que as atividades e coberturas vegetais consideradas nesta análise (cana-de-açúcar, pastagem, vegetação nativa de Mata Atlântica e Cerrado) abarcam um amplo rol de impactos ambientais e serviços ecossistêmicos, cujo tratamento em sua completude seria inexequível no âmbito desta pesquisa.

O custo de produção foi obtido a partir da média de valores publicados para Arealva e para a região de Bauru, durante o período de 2005 a 2010, sendo que o custo de produção da classe “outras culturas” foi calculado como uma média entre as principais culturas não-canavieiras: milho e laranja. O custo de produção para a classe APP não-vegetada foi estimado como uma média entre os custo de produção de pastagem e de cana-de-açúcar.

A receita foi obtida a partir dos dados de produção e valor de venda dos produtos. Na Tabela 3.4 há a relação entre as classes de cobertura/uso da terra e a proporção dos principais produtos.

Tabela 3.4 – Relação entre as classes de cobertura/uso da terra e os principais produtos.

Classe	Produto	Proporção (%)	Produto	Proporção (%)
cana-de-açúcar	Açúcar	60	Álcool	40
vegetação nativa	Mel	40	-	-
outras culturas	Milho	50	Laranja	50
pastagem	Carne	85	Leite	15
APP não-vegetada ⁽¹⁾	Carne	75	Cana	25
APP vegetada ⁽¹⁾	Mel	50	-	-

⁽¹⁾ Somente para os cenários não-estacionários.

Fonte: Adaptada de IBGE (2008; 2012a; 2012b; 2012c) e SÃO PAULO (2008a; 2011b).

3.4.7. Serviços ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos selecionados foram os relacionados à conservação de solo e de água, visando minimizar os riscos de erosão e assoreamento. Eles foram considerados apenas nas classes vegetação nativa e APP vegetada (Figura 3.14).

O valor referente ao serviço ecossistêmico de conservação do solo foi obtido a partir do Programa Produtor de Água, praticado em Extrema/MG. O valor foi calculado com base no custo de recuperação de 1 ha erodido apresentado pelo Programa Mata Ciliar do Governo do Estado de São Paulo, que corresponde a R\$75,00.ha⁻¹.ano⁻¹ (ANA, 2011b).

O valor referente ao serviço ecossistêmico de aumento da infiltração de água no solo – principalmente o aumento do tempo entre a precipitação e o escoamento superficial (*runoff*) – foi obtido a partir do Projeto Oásis, da Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, praticados na região da Represa de Guarapiranga, em São Paulo. Foi realizada a comparação entre duas áreas semelhantes, sendo uma com vegetação nativa e outra sem vegetação, verificando-se, assim, a diferença na quantidade de água armazenada na área com vegetação. O resultado encontrado foi multiplicado pelo valor utilizado para a cobrança da água, sintetizado em R\$99,00.ha⁻¹.ano⁻¹ (ISA, 2008).

Para as áreas de vegetação nativa fora de APP foi aplicado um fator de atenuação de 50%, tanto para o serviço ecossistêmico relacionado à conservação de solo – R\$37,50.ha⁻¹.ano⁻¹ – quanto para o relacionado à conservação de água – R\$50,00.ha⁻¹.ano⁻¹.

3.4.8. Impactos ambientais

De acordo com IPT (1997a; 1997b), a erosão e o assoreamento são os principais impactos ambientais encontrados na região de Arealva. Eles são influenciados não só pelo tipo de uso da terra e práticas de manejo realizadas, mas também pelas condições topográficas (Figura 3.14). Sendo assim, foi estimado o potencial de perda de solo, através da equação universal de perda de solo, levando-se em consideração os cenários anuais estacionários e não-estacionários (Equação 3.2).

$$A = R * K * LS * CP \quad (3.2)$$

Em que:

A = perdas anuais de solos, em $t.ha^{-1}.ano^{-1}$;

R = índice de erosividade da chuva, em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$;

K = fator de erodibilidade dos solos, em $t.h.MJ^{-1} mm^{-1}$;

LS = fator topográfico, adimensional;

CP = fatores de uso, cobertura e práticas de manejo, adimensionais.

Considerando-se a média de pluviosidade nos últimos 20 anos e os fatores de erosividade contido no banco de dados Erosividade-Brasil (SILVA, 2004; SILVA et al., 2006), foi calculada a erosividade (R) para todo o município, já que não há expressiva variação espacial da altura pluviométrica anual ao longo da área de estudo (CATÂNEO et al., 1992).

Para cada tipo de solo, foi adotado o fator de erodibilidade mais compatível com as características levantadas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; MARQUES, 1996). A Tabela 3.5 mostra os valores utilizados no presente estudo.

Tabela 3.5 – Fator de erodibilidade por classe de solo.

Classe	Fator de Erodibilidade (K)
latossolos vermelhos distróficos + latossolos vermelho-amarelos distróficos, A moderado, textura média, relevo plano e suave ondulado	0,042
argissolos vermelho-amarelos eutróficos + argissolos vermelhos distróficos e eutróficos, ambos textura arenosa/média, relevo suave ondulado.	0,02
latossolos vermelhos distróficos + argissolos vermelho-amarelos e vermelhos, ambos eutróficos e distróficos, A moderado, textura média, relevo plano + suave ondulado	0,0162
latossolos vermelhos eutróficos e distroféricos, A moderado, textura argilosa, relevo plano e suave ondulado	0,013

Fonte: Lombardi-Neto; Bertoni (1975); Bertoni; Lombardi-Neto (1990); Marques (1996).

A fórmula utilizada pelo aplicativo Erodibilidade-Brasil (SILVA; ALVARES, 2005) é de Mitchell e Bubenzer (1980), convertida para o sistema internacional, de acordo com Foster et al. (1981).

O fator topográfico (LS) foi calculado com base na Equação 3.3 (AZIM-ZADE, 2010), utilizando-se o modelo digital de elevação reamostrado para 20m de resolução espacial (COWEN, 1993; DESMET; GOVERS, 1996; SALGADO, 2011; SALGADO et al., 2011; SALGADO et al., 2012).

$$LS = \left(AC * \frac{TP}{22,13} \right)^{0,6} * \left(\frac{\text{sen}(d*0,01745)}{0,09} \right)^{1,3} \quad (3.3)$$

Em que:

LS = fator topográfico;
AC = área de acumulação (grade);
TP = tamanho do pixel (em m²);
D = declividade (grade).

Para cada uso da terra, foram calculados os fatores de uso da terra (C) e de práticas de conservação (P) (BERTONI; LOMBARDI-NETO, 1990; LEPSCH et al., 1991). Eles podem ser visualizados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 – Fatores de uso (C) e de práticas de conservação de solo (P) por classe de cobertura/uso da terra.

Classe	Fator C	Fator P
mancha urbana	0	0
corpos d'água	0	0
cana-de-açúcar	0,18	0,5
outras culturas	0,25	0,7
pastagem	0,3	0,5
reflorestamento	0,1	0,2
APP não-vegetada	0,26	0,06
vegetação nativa	0,05	0,2
APP vegetada	0,012	0,1

Fonte: Bertoni; Lombardi-Neto (1990).

A estimativa de perda de solo potencial influencia na severidade de todos os impactos ambientais, ou seja, quanto maior a quantidade de solo perdido, maior o percentual de impacto. Com base na estimativa de perda de solo fracionada em percentis, foram arbitradas as seguintes classes: o primeiro percentil (menos de $6t.ha^{-1}.ano^{-1}$) foi considerado sem impacto ambiental significativo, o segundo percentil ($6 - 30t.ha^{-1}.ano^{-1}$) foi considerado com impacto moderado e o terceiro percentil (acima de $30t.ha^{-1}.ano^{-1}$) foi considerado com impacto severo. A Tabela 3.7 expressa os percentuais de impacto para cada classe, de acordo com o grau de severidade.

Tabela 3.7 – Percentuais de impactos moderado e severo, por classe de cobertura/uso da terra.

Classe	Impacto moderado 6-30t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ (%)	Impacto severo > 30t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ (%)
mancha urbana	0	0
corpos d'água	0	0
vegetação nativa	0	0
APP vegetada ⁽¹⁾	0	0
reflorestamento	2	4
cana-de-açúcar	4	8
outras culturas	4	8
pastagem	4	8
APP não-vegetada ⁽¹⁾	4	8

⁽¹⁾ Somente para os cenários não-estacionários.

Os impactos ambientais foram divididos em impactos possíveis de serem internalizados pelos produtores e impactos externalizados.

Os impactos ambientais que podem ser internalizados pelos produtores são os que afetam a lucratividade, seja aumentando os custos ou reduzindo a receita. Os impactos ambientais externalizados são os que não afetam diretamente a lucratividade, mas são difusos ou até mesmo financiados por terceiros, tais como o acréscimo nos custos de desassoreamento e o decréscimo nos preços das terras.

Em relação ao custo de produção, há um impacto direto relacionado ao preparo de solo (custo evitado) e à adubação (custo de reposição/mitigação) (PIMENTEL et al., 1995; BERTOL et al., 2007). Além disso, há a evidência de uma externalidade negativa em relação ao aumento da demanda por poços semi-artesianos e artesianos, visando garantir as condições básicas para a propriedade. Os custos de produção considerados estão expressos na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Custos de produção, por classe de cobertura/uso da terra.

Classe	Custo de Produção (R\$.ha⁻¹.ano⁻¹)
mancha urbana	0,00
corpos d'água	0,00
vegetação nativa	40,00
APP vegetada	40,00
reflorestamento	2.860,00
cana-de-açúcar	3.769,00
outras culturas	3.700,00
pastagem	1.090,00
APP não-vegetada	1.090,00

Fonte: Adaptada de AGRIANUAL (2013), ANUALPEC (2013), Bortoluzzo et al. (2011), CEPEA (2010), EMBRAPA e MAPA (2010), IEA (2013), BRASIL (2007), Moreira e Boizio (2012) e PECEGE (2013).

Quanto ao risco de decréscimo da receita, há dois impactos distintos: i) decréscimo na quantidade produzida, e ii) piora nas características relacionadas à qualidade do produto, afetando o preço de venda. A Tabela 3.9 apresenta os preços de venda e a produtividade adotados no presente estudo.

Tabela 3.9 – Preço de venda e produtividade por produtos representativos da classe de cobertura/uso da terra.

Produto	Preço		Produtividade	
Mel	7,46	R\$.kg ⁻¹	7,46	Kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Eucalipto	75,00	R\$.m ⁻³	40	m ³ .ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Cana	51,00	R\$.t ⁻¹	80	t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Composição da cesta de milho e laranja	60,00	R\$.t ⁻¹	67	t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹
Carne	78,54	R\$.@ ⁻¹	15	@.ha ⁻¹ .ano ⁻¹

Fonte: Adaptada de AGRIANUAL (2013), ANUALPEC (2013), CEPEA (2013), IBGE (2008; 2012a; 2012b; 2012c), PECEGE (2013) e SÃO PAULO (2008a).

O preço da terra é sensível à degradação e erosão. Apesar de afetar diretamente o produtor rural, seja desvalorizando seu patrimônio, seja aumentando seu arrendamento, a desvalorização no preço da terra afeta o

município como um todo, de maneira difusa. A Tabela 3.10 expressa os valores considerados como preço de terra para a região de Bauru.

Tabela 3.10 – Preço da terra, por classe de cobertura/uso da terra.

Classe	Preço da terra (R\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
vegetação nativa	5.632,01
reflorestamento	6.212,79
pastagem	6.739,80
outras culturas	8.417,28
cana-de-açúcar	9.239,78

Fonte: Adaptada de IEA (2013).

Os custos com desassoreamento são proporcionais à quantidade de sedimentos em suspensão, que, por sua vez, estão relacionados aos processos erosivos. Em Arealva, a empresa responsável pela hidrelétrica de Ibitinga³⁶ e a empresa que detém a concessão da Hidrovia do Álcool são oneradas pelos custos de dragagens, estimados em cerca de R\$20,00.t⁻¹ (NÓBREGA, 2004; BIGARAN; TIZATO, 2009; MOREIRA, 2011). A quantidade de sedimentos dependerá de vários fatores, dentre eles a área da bacia e o comprimento dos rios (SOUSA JR., 2011). É necessário estimar a taxa de aporte de sedimentos (TAS), descrita na Equação 3.4 (ROEHL, 1962).

$$TAS = \log 2,88753 - 0,83291 \cdot \text{colog} \frac{A}{L} \quad (3.4)$$

Em que:

³⁶ AES Tietê.

TAS = taxa de aporte de sedimentos, adimensional;
A = amplitude entre a maior e menor altitudes na bacia, em metros;
L = comprimento do principal fluxo d'água da bacia, em metros.

Para calcular a TAS, foram consideradas as microbacias em nível 6, conforme ANA (2013). A partir da TAS, foi calculado o impacto ambiental relacionado ao assoreamento, descrita na Equação 3.5 (SOUSA JR., 2011).

$$IDRAG = A * TAS * 0,5 * PDRAG$$

Em que:

IDRAG = impacto relacionado ao assoreamento, em R\$.ha⁻¹.ano⁻¹;
A = perda de solo, em t.ha⁻¹.ano⁻¹;
TAS = taxa de aporte de sedimentos;
PDRAG = preço médio da dragagem e outras ações de desassoreamento, em R\$.t⁻¹.

3.4.9. Função dose-resposta

Após os cálculos, foram subtraídos os impactos ambientais da somatória do lucro operacional e serviços ecossistêmicos (Equação 3.6), possibilitando relacionar a classe (dose) com os valores relacionados à avaliação (respostas) e propiciando a comparação entre os diferentes cenários.

$$\text{AVALIAÇÃO (resposta)} = \text{LO} + \text{SE} - \text{IA} \quad (3.6)$$

Em que:

LO = lucro operacional, em R\$.ha⁻¹.ano⁻¹;
SE = serviços ecossistêmicos, em R\$.ha⁻¹.ano⁻¹;
IA = impactos ambientais, em R\$.ha⁻¹.ano⁻¹.

O lucro operacional e os serviços ecossistêmicos contribuem para a riqueza do município. Desconsiderando questões estratégicas ou sociais, eles devem ser maximizados. Já os impactos ambientais reduzem a riqueza do município. Portanto, devem ser minimizados. O lucro operacional está relacionado ao capital construído, enquanto que os serviços ecossistêmicos estão relacionados ao capital natural. Portanto, eles são complementares e, conseqüentemente, não são substituíveis.

O Quadro 3.2 apresenta a avaliação esperada para Arealva. Atendo-se somente à questão econômica e ambiental, o ideal seria buscar estratégias de recuperar a vegetação nativa (aumento de serviços ecossistêmicos) e incentivar determinadas tipos de uso da terra (ou práticas agronômicas) que minimizem os impactos ambientais e maximizem a lucratividade.

Quadro 3. 2 – Dados qualitativos esperados para o lucro operacional, serviços ecossistêmicos e impactos ambientais considerados, por classe de cobertura e uso.

Classe	Lucro operacional	Serviços ecossistêmicos	Impactos ambientais
vegetação nativa	pequenos	médios/altos	Nulos
reflorestamento	Médios	Nulos	Pequenos
cana-de-açúcar	Altos	Nulos	Médios
outras culturas	Altos	Nulos	Médios/altos
pastagem	Altos	Nulos	Médios/altos

3.4.10. Acoplagem

Visando integrar o modelo de mudanças de cobertura e uso da terra com as funções dose-resposta, foi realizada a acoplagem *tight-coupling*, ou seja, os modelos foram efetivamente integrados, sendo executados simultaneamente (Figuras 3.15 e 3.16). Dessa maneira, foram gerados cenários futuros monetizados.

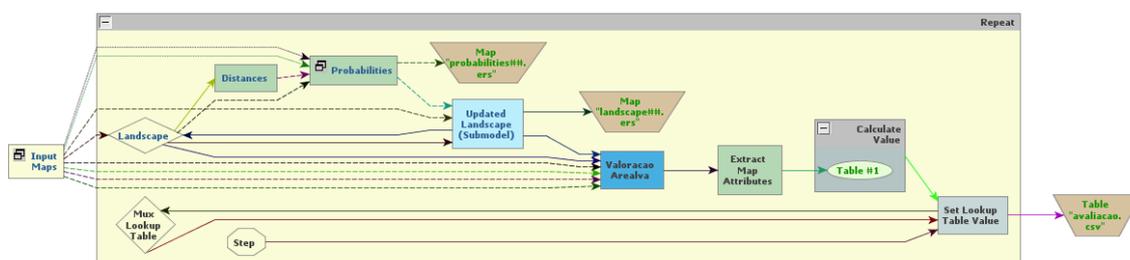


Figura 3.15 – Acoplagem da valoração como um submodelo (“Valoração Arealva, em azul) acoplado no modelo de mudança de cobertura e uso da terra, no Dinamica EGO.

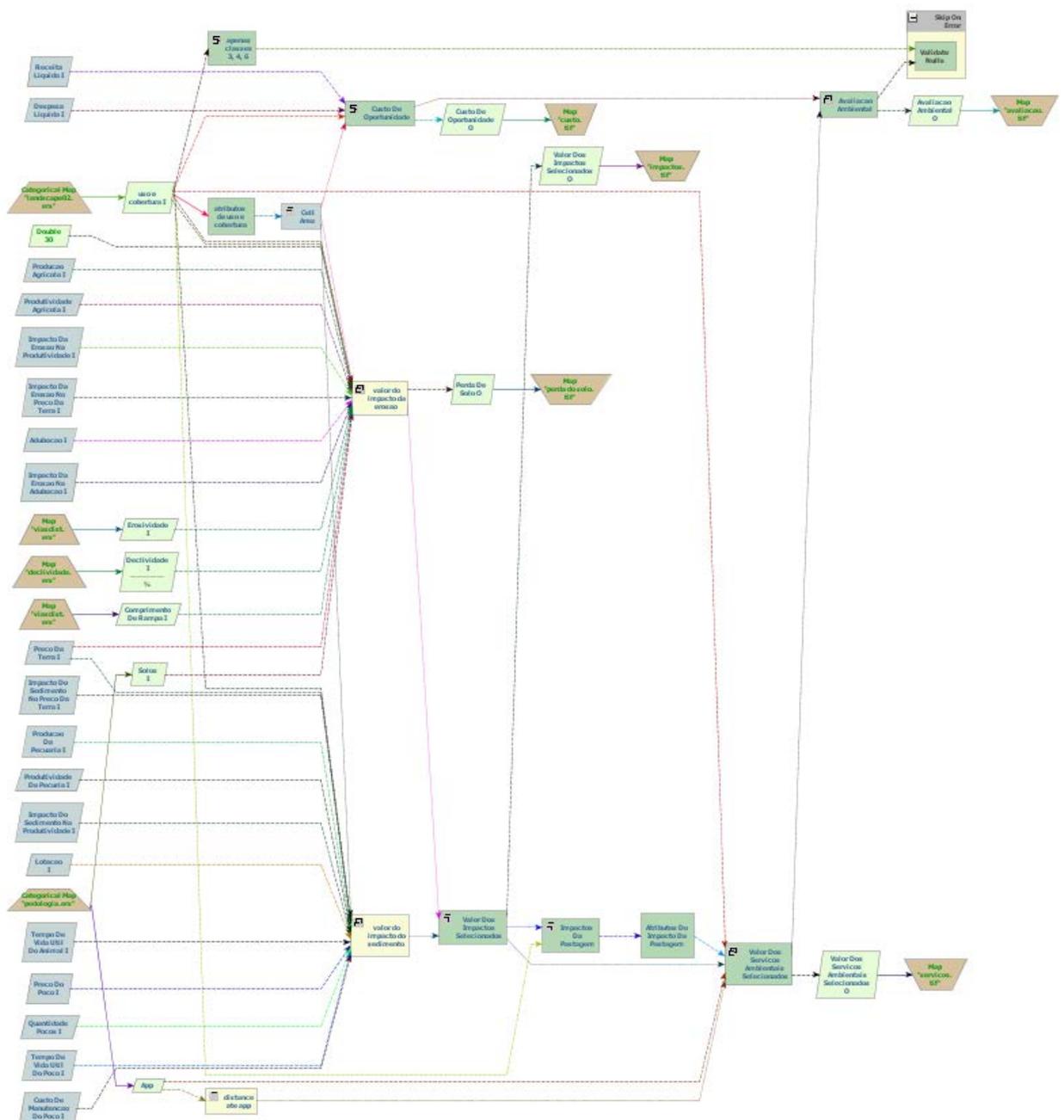


Figura 3.16 – Detalhamento do submodelo de valoração no Dinamica EGO.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Levantamento de campo

O percurso realizado no município de Arealva apresentou 52.033 observações intercaladas de um segundo, com a média de nove satélites rastreados. O valor obtido para a Diluição Horizontal de Precisão (Horizontal Dilution of Precision - HDOP) foi de 0,935; para a Diluição Vertical de Precisão (*Vertical Dilution of Precision* - VDOP), de 1,653; e para a Diluição Planimétrica de Precisão (*Planimetric Dilution of Precision* - PDOP), de 1,989. Estes valores de parâmetros são considerados ótimos de acordo com Mikhail e Gracie (1977) e Huerta et al. (2005). A Figura 4.1 ilustra a distribuição espacial dos pontos. É possível verificar que a área do município foi representada satisfatoriamente.

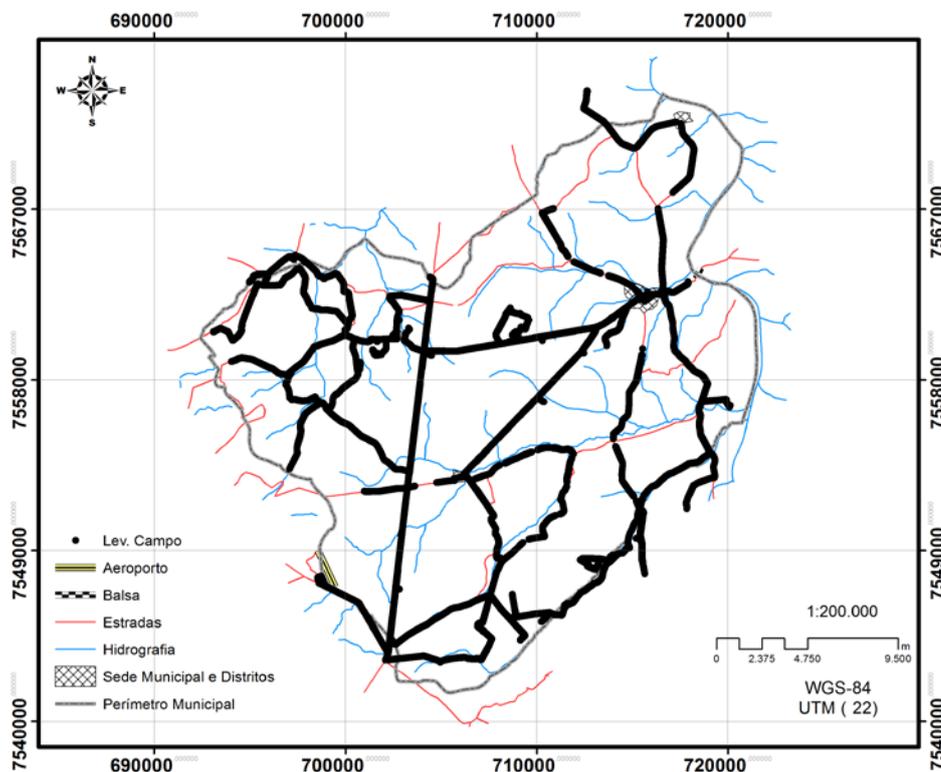


Figura 4.1 – Distribuição espacial dos pontos obtidos em campo, espaçados a cada 1s.

Ao longo desse caminhar, foram amostradas todas as classes estabelecidas na legenda temática, podendo-se observar na Tabela 4.1 a quantidade de pontos amostrados por classe de cobertura e uso da terra.

Tabela 4.1 – Pontos amostrados por classe.

Classe	Quantidade de pontos	
	Campo (2010)	LUPA (2005)
vegetação nativa	60	03
pastagem	40	15
cana-de-açúcar	30	10
outras culturas	30	07
reflorestamento	10	01
Total	170	36

4.2. Mapas de cobertura e uso da terra

Os mapas de cobertura e uso da terra de Arealva (de 2005 e de 2010) utilizados na geração dos cenários estacionários podem ser visualizados nas Figuras 4.2 e 4.3, respectivamente. Na Tabela 4.2, apresenta-se o cálculo de áreas (em ha e em porcentagem) das classes de ambos os mapas no processo de geração dos cenários estacionários.

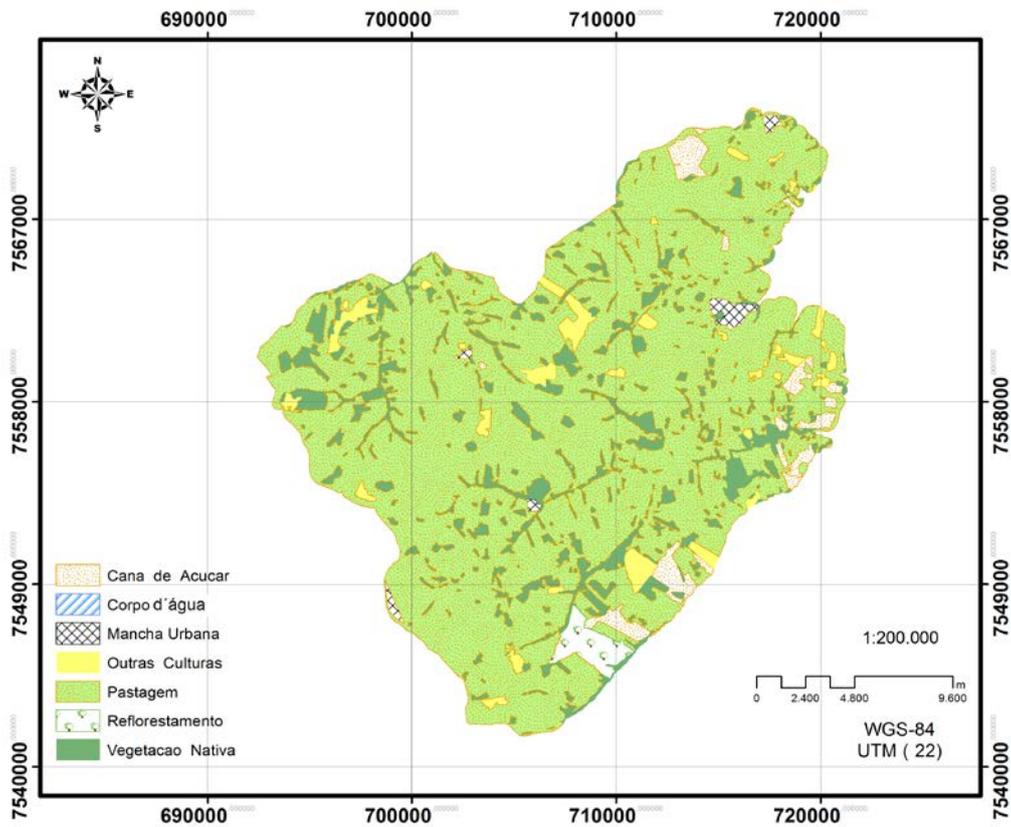


Figura 4.2 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2005 (mapa inicial), utilizado na geração dos cenários estacionários.

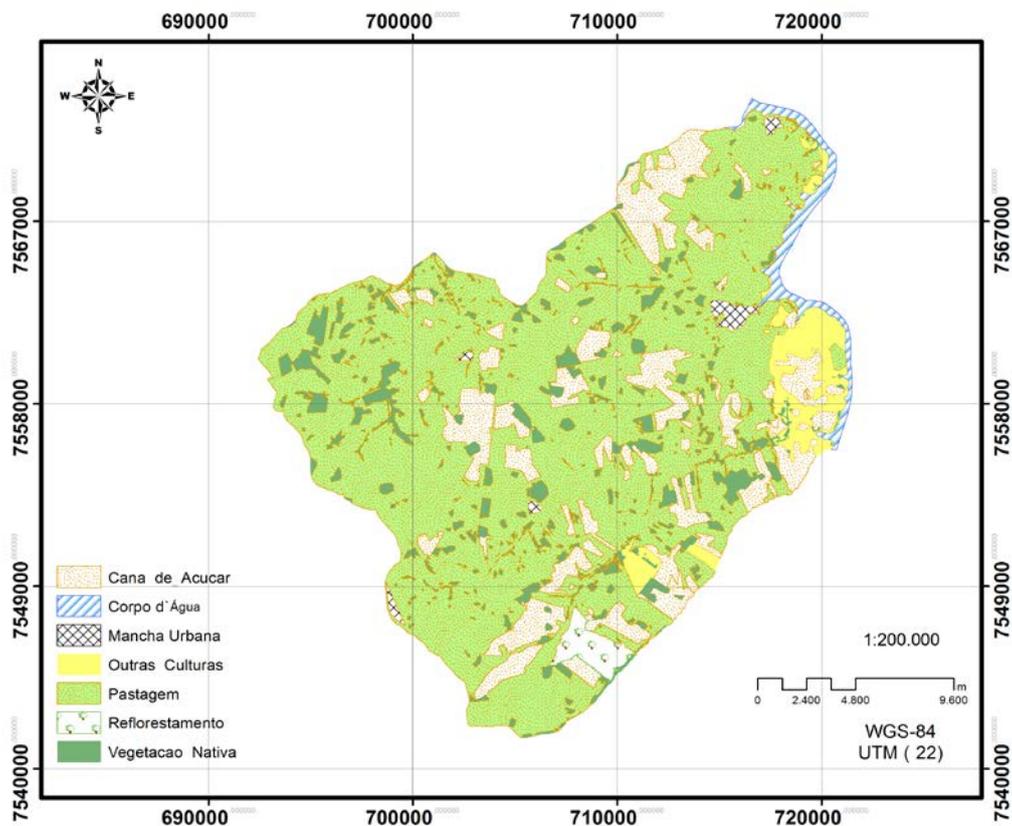


Figura 4.3 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2010 (mapa final), utilizado na geração dos cenários estacionários.

Tabela 4.2 – Cálculo de áreas referentes aos mapas de cobertura e uso da terra utilizados na geração de cenários estacionários.

Classe	2005		2010	
	ha	%	ha	%
pastagem	38.895,13	76,97	33.952,47	67,19
vegetação nativa	6.601,36	13,06	4.598,13	9,10
outras culturas	1.673,45	3,31	2.000,97	3,96
cana-de-açúcar	1.342,84	2,66	7.961,21	15,76
corpos d'água	1.025,38	2,03	1.025,38	2,03
reflorestamento	613,82	1,21	613,82	1,21
mancha urbana	378,02	0,75	378,02	0,75
Total	50.530,00	100,00	50.530,00	100,00

É nítida a predominância de pastagens e o baixo índice de área de vegetação nativa em Arealva. Mais de dois terços da área territorial é ocupada com pecuária de leite e de corte.

A matriz de confusão, a exatidão do produtor, a exatidão do consumidor e o índice *Kappa* referentes aos mapas de 2005 e 2010 podem ser visualizados nas Tabelas 4.3 e 4.4.

Tabela 4.3 – Matriz de confusão, exatidão do produtor, exatidão do consumidor e índice *Kappa* do mapa inicial de cobertura e uso da terra.

Referência - campo	Classes temáticas	cana-de-açúcar	pastagem	vegetação nativa	outras culturas	reflorest.	Total (linha)
	cana-de-açúcar	7	0	0	3	0	10
	pastagem	0	14	0	1	0	15
	vegetação nativa	0	0	3	0	0	3
	outras culturas	2	1	0	4	0	7
	reflorestamento	0	0	0	0	1	1
	Total (coluna)	9	15	3	8	1	36
	Exatidão - produtor	Erros de omissão	Exatidão - consumidor	Erros de comissão			
cana-de-açúcar	77,77%	22,23%	70,00%	30,00%			
pastagem	93,33%	6,67%	93,33%	6,67%			
vegetação nativa	100,03%	0,00%	100,00%	0,00%			
outras culturas	50,00%	50,00%	57,14%	42,86%			
reflorestamento	100,00%	0,00%	100,00%	0,00%			
	Exatidão global	80,55%					
	Índice <i>Kappa</i>	72,46%					

Tabela 4.4 – Matriz de confusão, exatidão do produtor, exatidão do consumidor e índice *Kappa* do mapa final de cobertura e uso da terra.

Referência - campo	Classes temáticas	cana-de-açúcar	pastagem	vegetação nativa	outras culturas	reflorest.	Total (linha)
	cana-de-açúcar	23	2	2	3	0	30
	pastagem	2	44	8	6	0	60
	vegetação nativa	5	8	23	4	0	40
	outras culturas	5	5	5	15	0	30
	reflorestamento	0	0	0	0	15	15
	Total (coluna)	35	59	38	28	15	175
	Exatidão - produtor	Erros de omissão	Exatidão - consumidor	Erros de comissão			
cana-de-açúcar	65,71%	34,29%	76,67%	23,33%			
pastagem	74,58%	25,42%	73,33%	26,67%			
vegetação nativa	60,53%	39,47%	57,50%	42,50%			
outras culturas	53,57%	46,43%	50,00%	50,00%			
reflorestamento	100,00%	0,00%	100,00%	0,00%			
	Exatidão global	68,57%					
	Índice <i>Kappa</i>	58,96%					

De acordo com Landis e Koch (1977), o mapa inicial (2005) apresentou um desempenho temático considerado bom, enquanto que o mapa final (2010) apresentou desempenho temático considerado razoável, havendo corroboração em outras publicações (FOODY, 2002; 2004; PONTIUS JR., 2000; 2002). O mapa inicial é mais coeso, enquanto que o mapa final é mais costurado. Provavelmente, esse resultado aquém do esperado ocorreu principalmente devido a:

- diferenças de escala entre os insumos utilizados;
- fragmentação dos remanescentes de vegetação nativa. A diferença na dimensão dos polígonos referentes à vegetação nativa é significativa. Em geral, são pequenas ilhas de vegetação em meio à agropecuária.

Na Tabela 4.5, é possível comparar os resultados obtidos nos mapas inicial e final com os dados de pesquisas agropecuárias (IBGE, 2012a; 2012b; 2012c).

Tabela 4.5 – Comparação entre os mapas inicial e final de cobertura e uso da terra e as pesquisas agropecuárias do IBGE (em ha).

	Mapa Inicial	IBGE (2005)	Diferença	Mapa Final	IBGE (2010)	Diferença
pastagem	38.895	26.577	12.318	33.952	26.789	7.163
vegetação nativa	6.601	4.155	2.446	4.598	3.709	889
outras culturas	1.673	3.553	-1.880	2.000	4.249	-2.249
cana-de-açúcar	1.342	630	712	7.961	20.000	-12.039
corpos d'água	1.025	n.i.	n.i.	1.025	n.i.	n.i.
reflorestamento	613	1.027	-414	613	357	256
mancha urbana	378	n.i.	n.i.	378	867	-489
Total	50.530	35.942	14.408	50.530	55.971	-5.441

n.i. – não informado.

As pesquisas agropecuárias citadas utilizam métodos declaratórios, ou seja, são pesquisas baseadas em afirmações dos entrevistados. A problemática

envolvida em métodos declaratórios pode ser lida em Pino (2009) e Barbieri (2011).

Os mapas de cobertura e uso da terra de Arealva (de 2005 e de 2010) utilizados na geração dos cenários não-estacionários, que consideram a presença, total ou parcial, de cobertura vegetal nas APPs hidrográficas, podem ser visualizados nas Figuras 4.4 e 4.5, respectivamente. Na Tabela 4.6, apresenta-se o cálculo de áreas (em ha e em porcentagem) das classes de ambos os mapas.

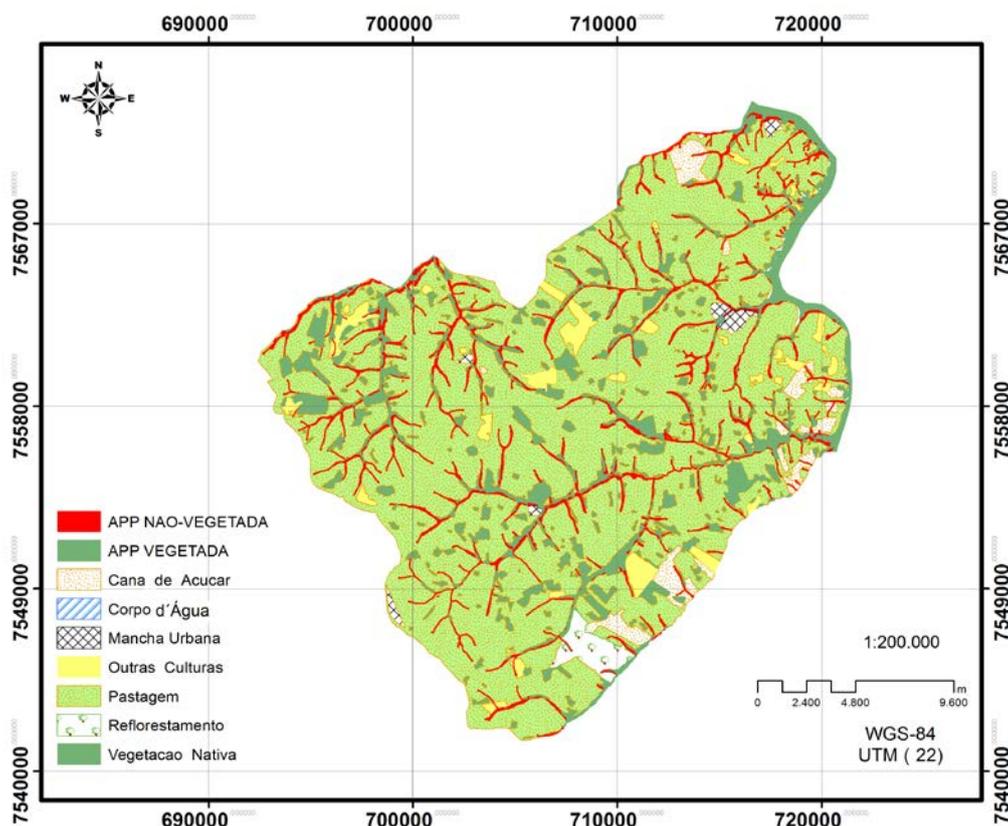


Figura 4.4 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2005 (mapa inicial), utilizado na geração dos cenários não-estacionários. A represa está agrupada na classe APP vegetada apenas para fins de simplificação cartográfica, não tendo sido considerada no cálculo de área de APP.

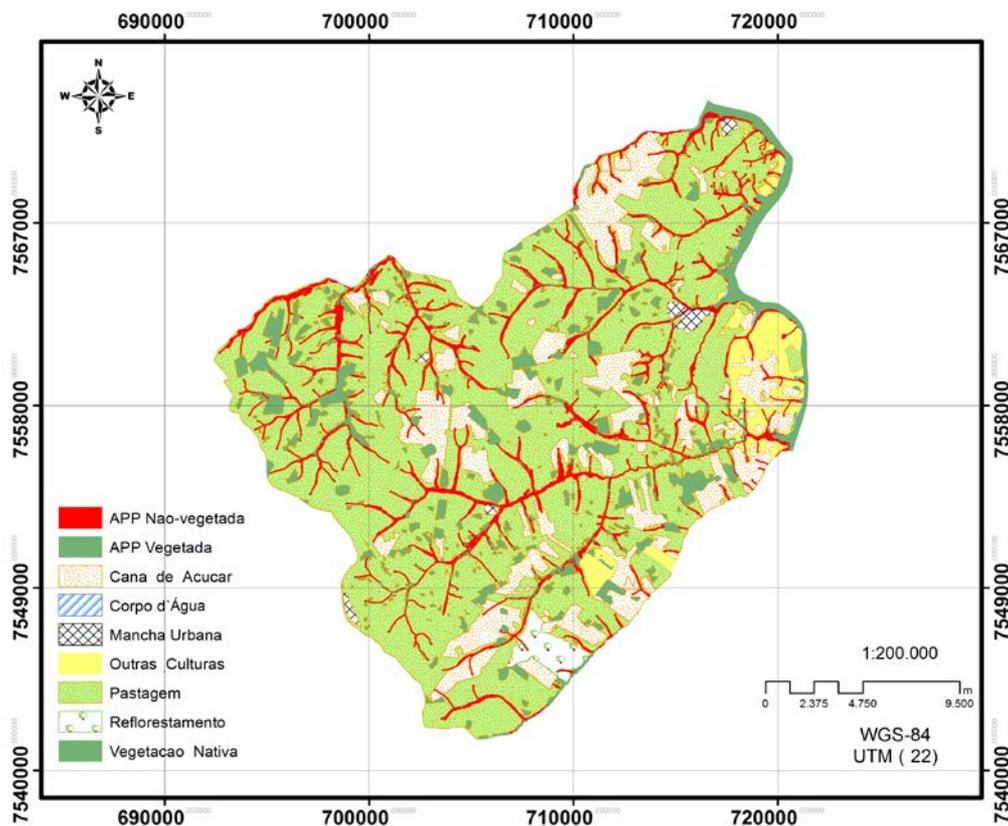


Figura 4.5 – Mapa de cobertura e uso da terra de Arealva referente ao ano de 2010 (mapa final), utilizado na geração dos cenários não-estacionários. A represa está agrupada na classe APP vegetada apenas para fins de simplificação cartográfica, não tendo sido considerada no cômputo de área de APP

Tabela 4.6 – Cálculo de áreas referentes aos mapas de cobertura e uso da terra utilizados na geração de cenários não-estacionários.

Classe	2005		2010	
	ha	%	Ha	%
pastagem	35.797,07	70,84	30.475,04	60,31
vegetação nativa	5.234,66	10,36	4.034,33	7,98
outras culturas	1.616,87	3,20	1.762,28	3,49
cana-de-açúcar	1.282,35	2,54	7.659,64	15,16
corpos d'água	1.025,38	0,11	1.025,38	0,11
reflorestamento	599,92	1,19	599,92	1,19
mancha urbana	351,58	0,70	351,58	0,70
APP não-vegetada	3.256,32	6,44	4.058,24	8,03
APP vegetada	1.365,86	2,70	563,64	1,12
Total	50.530,00	100,00	50.530,00	100,00

Ao sobrepor os mapas inicial e final com os polígonos de APP foi possível verificar as classes de cobertura e uso da terra no interior da APP, bem como o nível de remanescentes da tipologia natural. Na Tabela 4.7, há a comparação com os dados do Instituto Vidágua (SÃO PAULO, 2011b).

Tabela 4.7 – Uso e ocupação das APPs de Arealva, em 2005 e 2010.

Classe	Mapa Inicial (2005) ⁽¹⁾		Mapa Final (2010) ⁽¹⁾		Vidágua (2010) ⁽²⁾	
	ha	%	ha	%	ha	%
mancha urbana	26,40	0,47	26,40	0,47	⁽³⁾ 59,09	12,03
corpos d'água	970,04	17,35	970,04	17,34	21,37	4,35
cana-de-açúcar	60,34	1,08	301,59	5,39	1,25	0,25
outras culturas	61,96	1,11	238,70	4,27	36,24	7,38
pastagem	3.095,35	55,35	3.477,71	62,18	⁽⁴⁾ 281,10	57,22
reflorestamento	12,37	0,22	12,37	0,22	0,00	0,00
vegetação nativa	1.366,01	24,43	565,86	10,12	⁽⁵⁾ 92,23	18,77
Total	5.5592	100,00	5.5592	100,00	491,28	100,00

⁽¹⁾ APPs referentes à área total municipal (RUDORFF et al., 2012).

⁽²⁾ APPs referentes a três cursos d'água: Rio Tietê, Rio Claro e Ribeirão do Veado (SÃO PAULO, 2011b).

⁽³⁾ Junção das classes edificação isolada (0,85ha), loteamento consolidado (56,39ha) e antropizadas (1,85ha).

⁽⁴⁾ Junção das classes pastagem (101,29ha), campo sujo (172,99ha) e solo exposto (6,82ha).

⁽⁵⁾ Junção das classes mata (39,99ha) e mata secundária em estágio médio e avançado de regeneração (52,24ha).

Diante do exposto acima, fica clara a predominância de pastagens nas APPs.

4.3. Detecção de mudanças

Após a geração dos mapas inicial e final, foram calculadas as alterações ocorridas no período 2005-2010. Na Tabela 4.8, encontram-se as agregações por classe, para os mapas inicial e final, sem delimitação de APP³⁷ e, com delimitação de APP³⁸.

³⁷ Utilizados na geração de cenários estacionários.

³⁸ Utilizados na geração de cenários não-estacionários de readequação ambiental.

Tabela 4.8 – Alterações de cobertura e uso da terra agregadas por classe.

Classe	Mudanças (2005 – 2010)					
	Sem delimitação de APP			Com delimitação de APP		
	ha	⁽¹⁾ %	⁽²⁾ %	ha	⁽¹⁾ %	⁽²⁾ %
cana-de-açúcar	6.618,37	47,64	492,86	6.377,29	43,54	497,31
pastagem	- 4.942,65	35,58	-12,71	- 5.322,03	36,34	-14,87
vegetação nativa	- 2.003,23	14,42	-30,35	- 1.200,34	8,19	-22,93
outras culturas	327,52	2,36	19,57	145,41	0,99	8,99
APP não-vegetada	n.a	n.a	n.a	802,07	5,47	24,63
APP vegetada	n.a	n.a	n.a	-802,07	5,47	-34,34
⁽³⁾ Total	13.891,77	100,00		14.649,26	100,00	
⁽⁴⁾ Mudanças agregadas			27,49			28,99

⁽¹⁾ – Percentual de mudanças em relação ao total de mudanças.

⁽²⁾ – Percentual de mudanças em relação à classe.

⁽³⁾ – Totalização de mudanças em módulo, ou seja, independentemente de expansão ou retração.

⁽⁴⁾ – Percentual de mudanças em relação à área total do município.

As mudanças mais relevantes estão relacionadas à expansão canvieira e retração de pastagens. A área plantada com cana-de-açúcar quase sextuplicou, enquanto que a área de pastagem diminuiu cerca de 5.000 ha. Outra mudança relevante é a diminuição de vegetação nativa, porém essa mudança pode ter sido influenciada pelas diferenças metodológicas adotadas para a geração do mapa de uso e ocupação da terra no estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2009a) e aquele derivado do inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo, 2001-2002 (KRONKA et al., 2005), no que tange à resolução espacial e menor área mapeável.

Após a rasterização dos mapas, foi gerada uma tabulação cruzada. A desagregação das alterações de cobertura e uso foi expressa em uma matriz de transição, referente aos mapas sem delimitação de APP (Tabela 4.9) e com delimitação de APP (Tabela 4.10), possibilitando a mensuração dos processos de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva no período de 2005 a 2010 (Tabela 4.11).

Tabela 4.9 – Alterações de cobertura e uso da terra desagregadas – mapas sem delimitação de APP.

2005	2010	Processo	ha	⁽¹⁾ %	⁽²⁾ %
pastagem	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	6.189,99	12,25	46,00
vegetação nativa	pastagem	Degradação	2.736,82	5,42	20,34
pastagem	outras culturas	Retração pecuária	1.294,94	2,56	9,62
pastagem	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	1.267,39	2,51	9,42
outras culturas	pastagem	Expansão pecuária	982,68	1,94	7,30
vegetação nativa	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	330,62	0,65	2,46
outras culturas	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	247,97	0,49	1,84
vegetação nativa	outras culturas	Degradação	238,78	0,47	1,77
cana-de-açúcar	pastagem	Retração canavieira	82,66	0,16	0,61
cana-de-açúcar	outras culturas	Retração canavieira	45,92	0,09	0,34
outras culturas	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	27,55	0,05	0,20
cana-de-açúcar	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	9,18	0,02	0,07
Total de mudanças			⁽³⁾ 13.454,50	⁽³⁾ 26,63	-
Total de permanência				⁽³⁾ 73,37	-
Total				100,00	100,00

⁽¹⁾ – Percentual de mudanças em relação à área total do município.

⁽²⁾ – Percentual de mudanças em relação à classe.

⁽³⁾ – A diferença em relação à Tabela 4.7 é justificada pela rasterização.

Tabela 4.10 – Alterações de cobertura e uso da terra desagregadas – mapas com delimitação de APP.

2005	2010	Processo	ha	⁽¹⁾ %	⁽²⁾ %
pastagem	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	5.970,56	11,82	39,09
vegetação nativa	pastagem	Degradação	1.851,24	3,66	12,12
pastagem	outras culturas	Retração pecuária	1.151,12	2,28	7,54
pastagem	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	1.076,44	2,13	7,05
outras culturas	pastagem	Expansão pecuária	941,08	1,86	6,16
vegetação nativa	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	296,80	0,59	1,94
outras culturas	cana-de-açúcar	Expansão canavieira	240,08	0,48	1,57
vegetação nativa	outras culturas	Degradação	159,64	0,32	1,05
cana-de-açúcar	pastagem	Retração canavieira	79,56	0,16	0,52
cana-de-açúcar	outras culturas	Retração canavieira	41,48	0,08	0,27
outras culturas	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	28,04	0,06	0,19
cana-de-açúcar	vegetação nativa	Regeneração ou Readequação	8,92	0,02	0,06
APP não-vegetada	APP vegetada	Regeneração ou Readequação	366,96	0,73	2,40
APP vegetada	APP não-vegetada	Degradação	3.063,12	6,06	20,05
Total de mudanças			⁽³⁾ 15.275,40	⁽³⁾ 30,23	-
Total de permanência				⁽³⁾ 69,77	-
Total				100,00	100,00

⁽¹⁾ – Percentual de mudanças em relação à área total do município.

⁽²⁾ – Percentual de mudanças em relação à classe.

⁽³⁾ – A diferença em relação à Tabela 4.7 é justificada pela rasterização.

Tabela 4.11 – Processos de mudança de cobertura e uso da terra.

Processo	Mapa sem APP			Mapa com APP		
	ha	⁽¹⁾ %	⁽²⁾ %	ha	⁽¹⁾ %	⁽²⁾ %
Expansão canavieira ⁽³⁾	6.768,58	13,40	50,31	6.507,44	12,88	42,60
Degradação ⁽⁴⁾	2.975,60	5,89	22,12	5.074,00	10,04	33,22
Retração pecuária ⁽⁵⁾	1.294,94	2,56	9,62	1.151,12	2,28	7,54
Regeneração ou Readequação ⁽⁶⁾	1.304,12	2,58	9,69	1.480,72	2,93	9,69
Expansão pecuária ⁽⁷⁾	982,68	1,94	7,30	1.020,64	2,02	6,68
Retração canavieira ⁽⁸⁾	128,58	0,25	0,96	41,48	0,08	0,27
Total	13.454,50	26,63	100,00	15.275,40	30,23	100,00

⁽¹⁾ Percentual de mudanças em relação à área total do município.

⁽²⁾ Percentual de mudanças em relação à classe.

⁽³⁾ Pastagem, outras culturas ou vegetação nativa em 2005; cana-de-açúcar em 2010.

⁽⁴⁾ Vegetação nativa em 2005; outras culturas ou pastagem em 2010.

⁽⁵⁾ Pastagem em 2005; outras culturas em 2010.

⁽⁶⁾ Cana-de-açúcar, outras culturas ou pastagem em 2005; vegetação nativa em 2010.

⁽⁷⁾ Outras culturas em 2005; pastagem em 2010.

⁽⁸⁾ Cana-de-açúcar em 2005; pastagem ou outras culturas em 2010.

Na matriz de transições, é possível perceber a expressiva conversão de pastagens em culturas agrícolas, principalmente a cana-de-açúcar. Além da conversão agrícola, houve abandono de terras anteriormente utilizadas para pecuária e atualmente em processo de regeneração. A expansão canavieira observada é compatível com o ZAEC (MANZATTO et al., 2009) e com o ZASP (SÃO PAULO, 2008b).

Há também ocorrência de processos de retração canavieira em alguns setores da paisagem, que pode ser justificada por ações de manejo com seleção de áreas mais produtivas e, conseqüente, liberação de áreas menos produtivas para processos de readequação ambiental. Os processos de regeneração estão relacionados ao abandono de algumas áreas que sofreram redução drástica de produtividade, como pode ser visualizado na Figura 4.6.



Figura 4.6 – Áreas abandonadas pelas atividades agropecuárias.

4.4. Parametrização, calibração e validação do modelo

As probabilidades globais de transição foram calculadas com base nos mapas inicial e final. Especificamente para os cenários não-estacionários de readequação ambiental, as probabilidades foram estimadas para estimar a revegetação até 2020, sob dois percentuais: 70% e 100%. As Tabelas 4.12 e 4.13 apresentam as probabilidades para cada transição, anualmente e para todo o período.

Tabela 4.12 – Probabilidades globais de transição para os cenários estacionários.

Classes		Cenários estacionários	
2005	2010	Anual	Período (5 anos)
cana-de-açúcar	vegetação nativa	0,002093	0,0087244
cana-de-açúcar	outras culturas	0,012265	0,0361482
cana-de-açúcar	pastagem	0,009818	0,0631848
vegetação nativa	cana-de-açúcar	0,003129	0,0495585
vegetação nativa	outras culturas	0,012806	0,0365184
vegetação nativa	pastagem	0,116891	0,4152697
outras culturas	cana-de-açúcar	0,032032	0,1491059
outras culturas	vegetação nativa	0,001965	0,0176917
outras culturas	pastagem	0,220310	0,5860894
pastagem	cana-de-açúcar	0,036534	0,1589988
pastagem	vegetação nativa	0,009335	0,0324941
pastagem	outras culturas	0,011107	0,0332950

Tabela 4.13 – Probabilidades globais de transição para os cenários não-estacionários de readequação ambiental.

Classes		Cenários não-estacionários de readequação ambiental	
2005	2010	Anual	Período (5 anos)
cana-de-açúcar	vegetação nativa	0,001552	0,006952
cana-de-açúcar	outras culturas	0,010832	0,032328
cana-de-açúcar	pastagem	0,010262	0,062007
vegetação nativa	cana-de-açúcar	0,006203	0,056796
vegetação nativa	outras culturas	0,010045	0,030549
vegetação nativa	pastagem	0,095790	0,354253
outras culturas	cana-de-açúcar	0,030624	0,148392
outras culturas	vegetação nativa	0,002404	0,017554
outras culturas	pastagem	0,217326	0,581675
pastagem	cana-de-açúcar	0,038274	0,166715
pastagem	vegetação nativa	0,008291	0,030057
pastagem	outras culturas	0,010771	0,032143
⁽¹⁾ APP não-vegetada	APP vegetada	0,300000	0,700000
⁽²⁾ APP não-vegetada	APP vegetada	0,920000	1,000000

⁽¹⁾ 70% da APP hidrográfica revegetada até 2020.

⁽²⁾ 100% da APP hidrográfica revegetada até 2020.

As probabilidades locais de transição foram calculadas para cada transição, considerando-se a influência das variáveis selecionadas. O Quadro 4.1 ilustra a relação entre as transições (agrupadas por processos de mudanças) e as variáveis explicativas.

Quadro 4.1 – Relação entre os processos de mudança de cobertura/uso da terra e as variáveis explicativas, para todas as simulações, de 2005 a 2010.

	Expansão canavieira ⁽¹⁾	Retração canavieira ⁽²⁾	Expansão pecuária ⁽³⁾	Retração pecuária ⁽⁴⁾	Readequação Regeneração ⁽⁵⁾	Degradação ⁽⁶⁾
Distância à área de cana-de-açúcar		-	-	-	-	-
Distância à veg. nativa	-	-	-	-		-
Distância a outras culturas	-		-		-	
Distância a pastagem	-			-	-	
Distância às usinas			-	-	-	-
Distância à Hidrovia			-	-	-	-
Distância a rios						
Distância às estradas						
Classe de declividade						
Solos	Latossolos	Argissolos	Latossolos	Argissolos	Argissolos	Latossolos
Distância à APP	-	-	-	-		-

⁽¹⁾ pastagem, outras culturas ou vegetação nativa em 2005; cana-de-açúcar em 2010.

⁽²⁾ cana-de-açúcar em 2005; pastagem ou outras culturas em 2010.

⁽³⁾ outras culturas em 2005; pastagem em 2010.

⁽⁴⁾ pastagem em 2005; outras culturas em 2010.

⁽⁵⁾ cana-de-açúcar, outras culturas ou pastagem em 2005; vegetação nativa em 2010.

⁽⁶⁾ vegetação nativa em 2005; outras culturas ou pastagem em 2010.

Observação: este é um quadro-síntese. O detalhamento destas relações (por transição e por variável) encontram-se no Apêndice.

Em geral, quanto mais distante das estradas e dos cursos d'água, quanto maior a declividade e quanto menor a fertilidade do solo, menor é a probabilidade de expansão agropecuária e maior é a probabilidade de regeneração da vegetação nativa. Obviamente há variações no grau de sensibilidade, sendo a pastagem menos sensível que a agricultura (cana-de-açúcar e outras culturas). Especificamente para a expansão canavieira, as distâncias à hidrovia e às usinas são muito importantes, porém, as terras circunvizinhas ao Rio Tietê são mais caras e estão ocupadas principalmente com milho. Isto justifica a curva do tipo exponencial em algumas variáveis explicativas. A variável distância a rios também apresenta curva exponencial por haver uma certa pressão legal (fiscalização) nas APPs.

Na sequência, avaliou-se o grau de dependência ou associação espacial entre os pares de variáveis, selecionadas para explicar uma mesma transição. Após essa avaliação, foram eliminadas variáveis redundantes em algumas transições.

Com base na análise visual dos mapas de tabulação cruzada individualizados para cada alteração de cobertura/uso da terra observada, foram definidas as proporções entre os algoritmos de difusão ou nucleação (*patcher*) e expansão (*expander*). As estimativas de média e variância de cada transição foram obtidas por meio do mapa de tabulação cruzada em formato vetorial . A Tabela 4.14 expressa as proporções de *expander* e *patcher* para todas as transições.

Tabela 4.14 – Proporção dos algoritmos de alocação espacial de mudanças de cobertura/uso da terra no modelo dinâmico espacial.

Classes		Percentual de alocação	
2005	2010	Expansão (<i>Expander</i>)	Nucleação (<i>Patcher</i>)
cana-de-açúcar	vegetação nativa	90	10
cana-de-açúcar	outras culturas	90	10
cana-de-açúcar	pastagem	100	0
vegetação nativa	cana-de-açúcar	100	0
vegetação nativa	outras culturas	100	0
vegetação nativa	pastagem	100	0
outras culturas	cana-de-açúcar	85	15
outras culturas	vegetação nativa	100	0
outras culturas	pastagem	100	0
pastagem	cana-de-açúcar	60	40
pastagem	vegetação nativa	80	20
pastagem	outras culturas	80	20
APP não-vegetada	APP vegetada	100	0

Processos típicos de expansão, tais como o da cana-de-açúcar, tiveram uma predominância do algoritmo *expander*, enquanto que processos relacionados à fragmentação da vegetação nativa – regeneração e degradação – tiveram relativa influência do algoritmo *patcher*, visto que a maior parte da expansão canavieira se dá em áreas fronteiriças a essas lavouras, ao passo que a perturbação e/ou regeneração de fragmentos de vegetação nativa ocorre de forma difusa.

Após a rotina de parametrização, foram realizadas simulações pretéritas (2006-2010), utilizando o mapa final observado como referência para validação. Essa validação foi realizada apenas para os cenários estacionários. A Tabela 4.15 expressa o índice de similaridade *fuzzy* de acordo com as dimensões de janela de 1x1, 3x3, 5x5, 7x7, 9x9 e 11x11.

Tabela 4.15 – Índice de similaridade *fuzzy* em relação ao tamanho da janela móvel.

Tamanho de janelas (pixels)	Índice de Similaridade <i>Fuzzy</i> adaptado	
	Mínima	Máxima
1x1	0,319430	0,344643
3x3	0,381101	0,383350
5x5	0,416751	0,418197
7x7	0,446077	0,447850
9x9	0,472036	0,473124
11x11	0,492817	0,497847

Na prática, índices de similaridade *fuzzy* adaptados, com valores oscilando entre 0,45 e 0,50 para janelas de amostragem com tamanhos de 7x7 a 11x11 têm denotado ajustes aceitáveis entre o mapa simulado e o mapa real, considerando-se que esse índice desconsidera as áreas de não-mudança, as quais são responsáveis por sobrestimar índices de ajuste em geral, incluindo o índice de similaridade *fuzzy* propriamente dito (ALMEIDA et al., 2008; SOARES-FILHO et al., 2013).

Os mapas finais (com e sem delimitação de APP) e a simulação para 2010 podem ser visualizados nas Figuras 4.7 a 4.9.

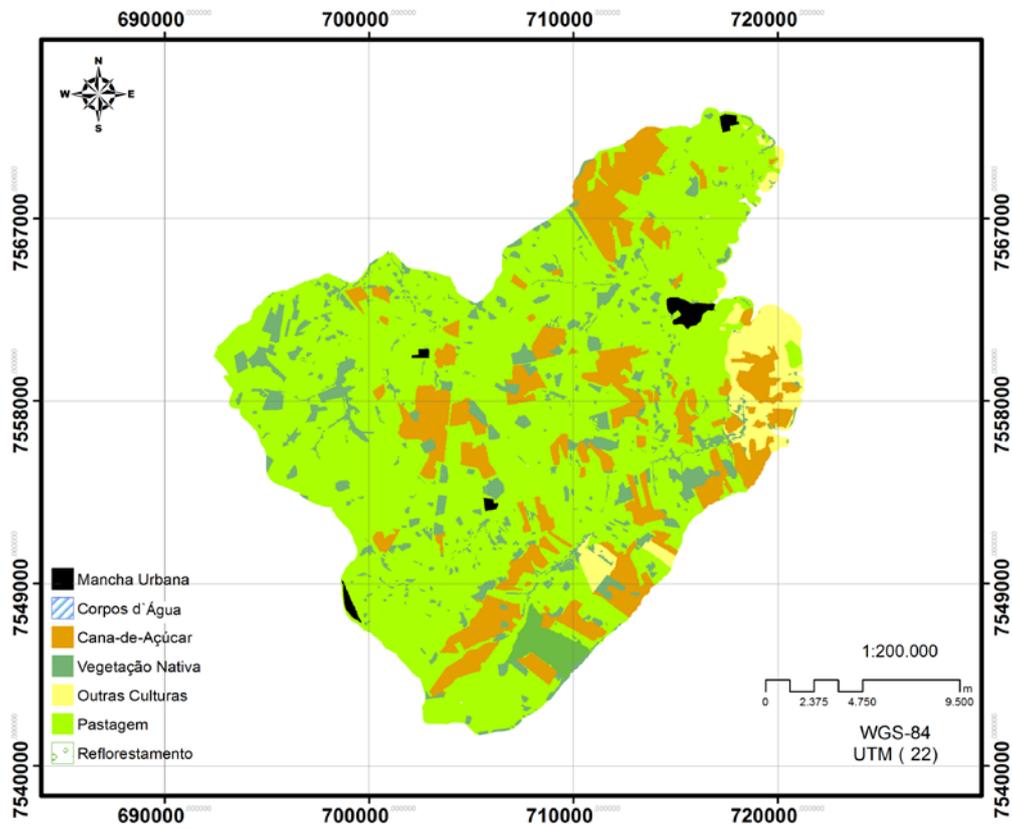


Figura 4.7 – Mapa final (2010) de cobertura e uso da terra em Arealva, sem delimitação de APP.

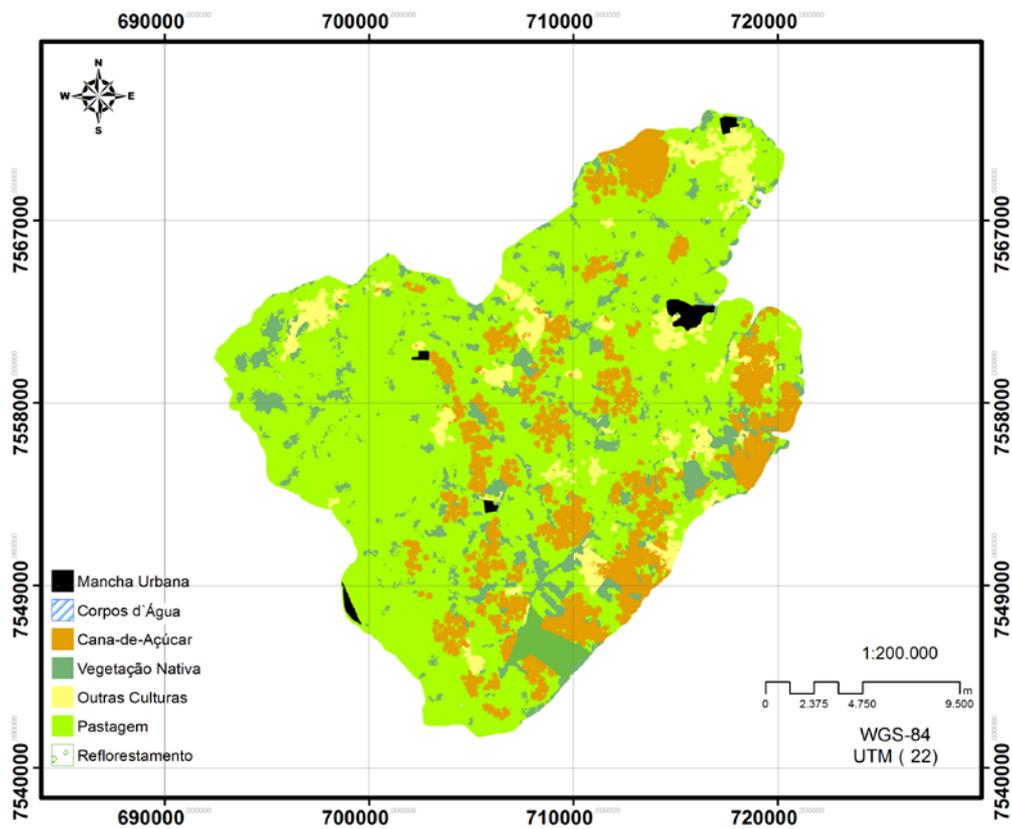


Figura 4.8 – Simulação estacionária de cobertura e uso da terra em Arealva para 2010.

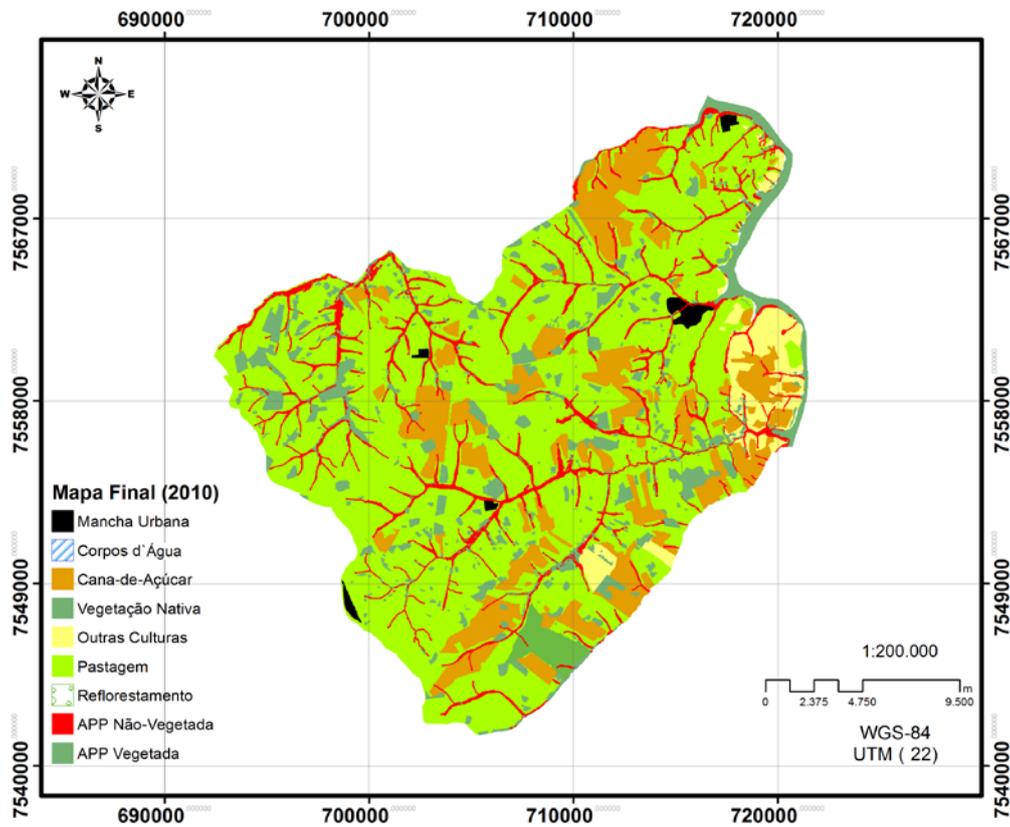


Figura 4.9 – Mapa final de cobertura e uso da terra em Arealva, com delimitação de APP.

As simulações pretéritas geradas foram comparadas com os dados das pesquisas agropecuárias (IBGE, 2008; 2012a; 2012b; 2012c; SÃO PAULO, 2008a), como pode ser visto na Tabela 4.16.

Tabela 4.16 – Comparação entre as pesquisas agropecuárias e as simulações pretéritas em Arealva de 2006 a 2009 (em ha).

Classe	⁽¹⁾ Pesquisas Agropecuárias	Cenário estacionário
2006		
pastagem	26.577	37.845,40
cana-de-açúcar	1.500	2.806,68
outras culturas	3.615	1.785,76
vegetação nativa	4.155	6.088,40
reflorestamento	1.027	601,56
2007		
pastagem	n.i.	36.821,88
cana-de-açúcar	15.225	4.197,6
outras culturas	2.851	1.864,36
vegetação nativa	n.i.	5.642,40
reflorestamento	n.i.	601,56
2008		
pastagem	27.925	35.474,64
cana-de-açúcar	7.645	5.518,64
outras culturas	4.773	2.283,76
vegetação nativa	4.295	5.249,20
reflorestamento	1.110	601,56
2009		
pastagem	n.i.	34.162,2
cana-de-açúcar	20.000	6.770,76
outras culturas	2.277	2696,88
vegetação nativa	n.i.	4.896,4
reflorestamento	n.i.	601,56

⁽¹⁾ PAM, PPM e LSPA (IBGE), para os anos 2006, 2007 e 2009. LUPA (IEA-CATI), para o ano 2008.

n.i. – não informado.

Visando aprofundar a avaliação, comparou-se a simulação pretérita referente ao ano de 2007 com os dados do Censo Agropecuário de 2006/2007 (IBGE, 2008). Na Figura 4.10 é possível visualizar a distribuição da área plantada, por setor censitário.

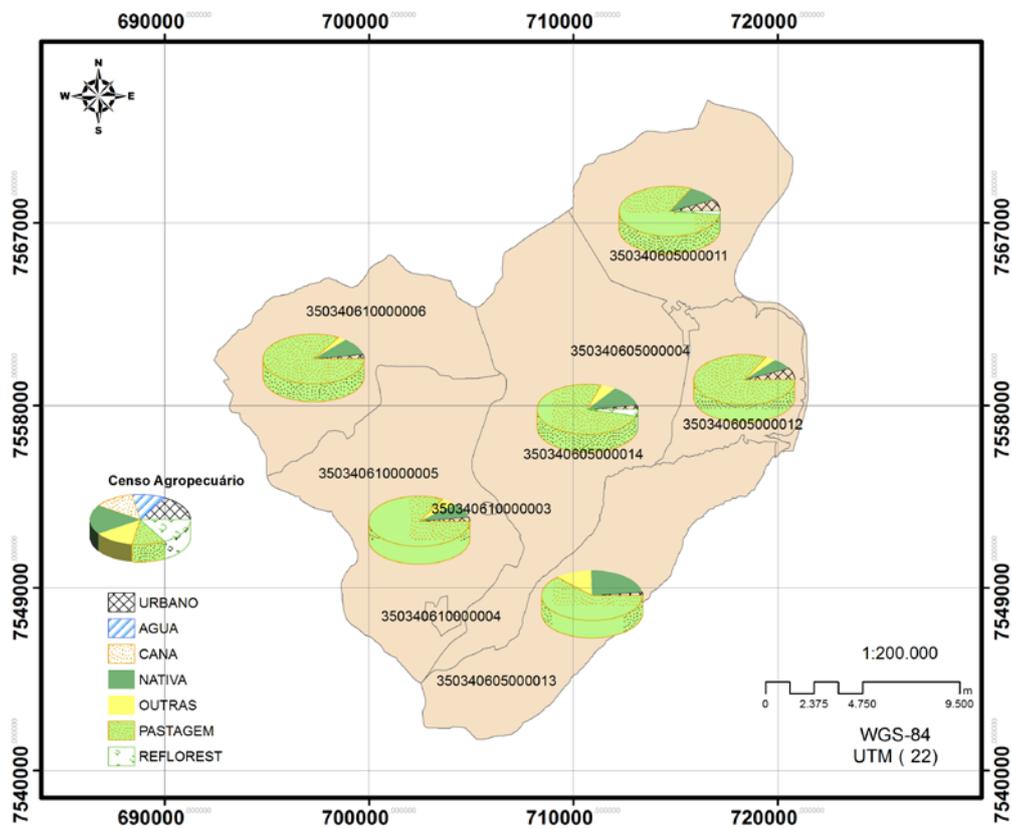
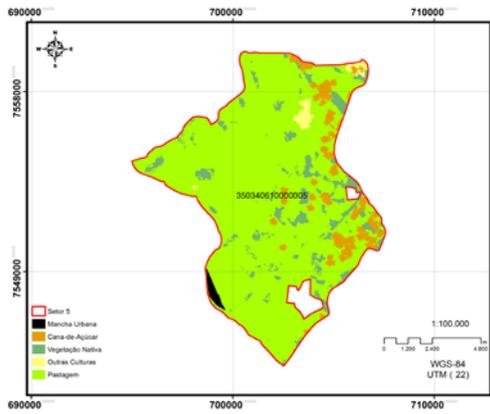


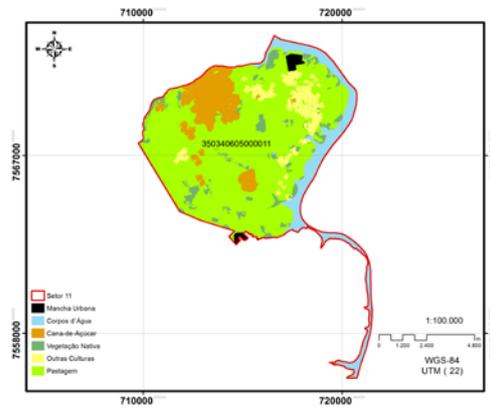
Figura 4.10 – Distribuição da área plantada, por classe de cobertura/uso da terra.

Fonte: Adaptada de IBGE (2008; 2011b).

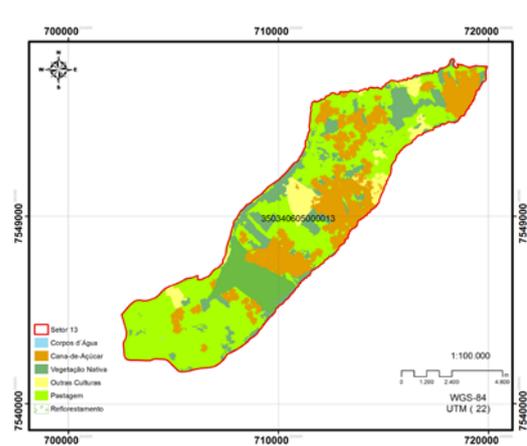
Os recortes por setor censitário (simulação de 2007) podem ser visualizados na Figura 4.11.



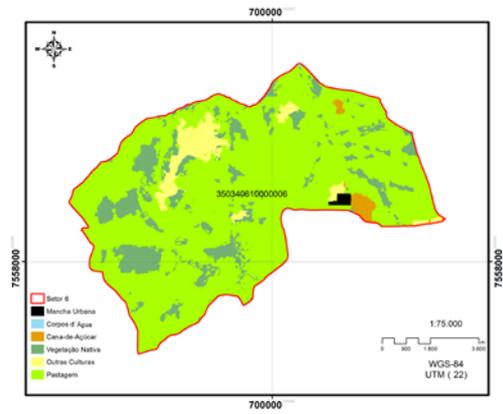
Setor 05



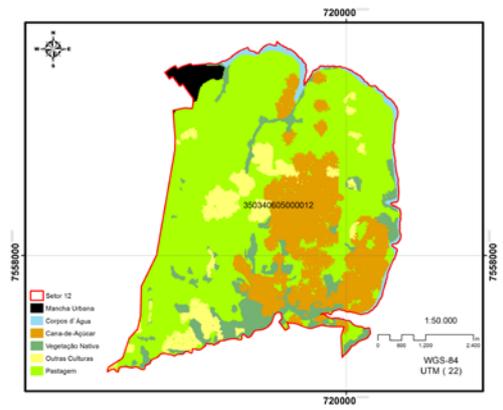
Setor 11



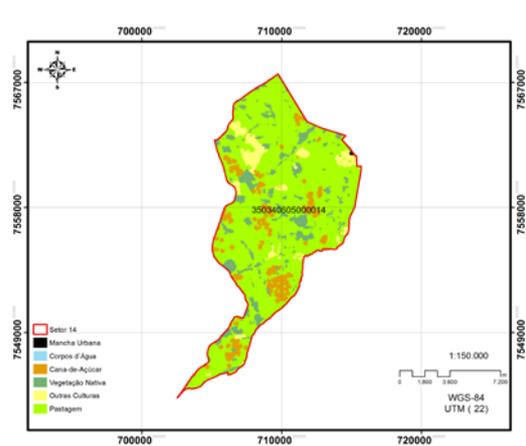
Setor 13



Setor 06



Setor 12



Setor 14

Figura 4.11 – Simulação estacionária referente ao ano de 2007, delimitada por setor censitário de Arealva.

Fonte: Adaptada de IBGE (2011a).

Devido aos notórios problemas de omissão/comissão de área total, relacionado aos métodos declaratórios, optou-se por expressar as diferenças em percentagem (Tabela 4.17).

Tabela 4.17 – Comparação entre os setores censitários e as simulações (em percentagem) para Arealva em 2007.

T	Setor 05			Setor 06			Setor 11			Setor 12			Setor 13			Setor 14		
	S	L	D	S	L	D	S	L	D	S	L	D	S	L	D	S	L	D
P	80,36	84,04	-3,68	81,77	79,33	2,44	43,76	63,82	20,06	53,31	56,53	-3,21	38,60	47,38	-8,79	71,95	74,39	2,44
C	0,02	6,14	-6,12	0,00	1,12	1,11	0,05	10,84	10,80	0,06	21,96	21,90	0,04	24,39	24,34	0,01	8,93	8,92
O	10,79	1,40	9,38	7,33	5,16	2,17	47,14	6,50	40,64	39,01	8,03	30,98	44,78	6,20	38,59	12,80	5,77	7,03
R	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,73	0,00	0,73	0,10	0,00	0,10	0,02	7,45	-7,43	2,76	0,00	2,76
V	6,78	7,82	-1,04	8,68	13,99	5,32	5,28	5,76	-0,48	3,87	9,16	-5,30	15,34	14,57	0,77	10,23	10,84	0,62
A	0,03	0,00	0,03	0,12	0,04	0,09	0,05	1,09	-1,04	0,07	1,73	-1,66	0,23	0,00	0,23	0,36	0,00	0,36
U	2,02	0,60	1,42	2,09	0,36	1,74	2,99	11,98	-8,99	3,58	2,59	0,99	0,99	0,01	0,98	1,90	0,07	1,83
1	-	-	3,10	-	-	1,84	-	-	11,82	-	-	9,16	-	-	11,59	-	-	3,42
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,11

Em que:

T – classe de cobertura/uso da terra.

P – pastagem.

C – cana-de-açúcar.

O – outras culturas.

R – reflorestamento.

V – vegetação nativa.

A – corpos d'água.

U – mancha urbana.

S – setor censitário referente ao censo agropecuário de 2006/2007 (%).

L – simulação de 2007 (%).

D – Diferença (%).

1 – média do setor censitário (%).

2 – média dos setores censitários, ponderada por área (%).

As diferenças em termos de setores censitários variam entre 2 e 12%, com média ponderada por área do setor censitário em torno de 6%, considerada aceitável para fins de prognósticos.

A Figura 4.12 ilustra a dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva, de 2005 a 2020, sendo que os anos de 2005 e 2010 foram mapeados, as simulações estacionárias de 2006-2009 foram geradas a partir do mapa de 2005, e os cenários estacionários de 2011-2020 foram gerados a partir do mapa de 2010. É importante salientar que as simulações pretéritas que

serviram de base para a geração dos cenários prospectivos compreenderam o período de franca expansão da cana-de-açúcar, ocorrido de 2005 a 2008, bem como o período de crise econômica mundial pós-2008, o qual provocou uma substancial retenção no crescimento da lavoura canavieira. Essa estratégia contribuiu para evitar o enviesamento das projeções de expansão da cana para o horizonte de 2020.

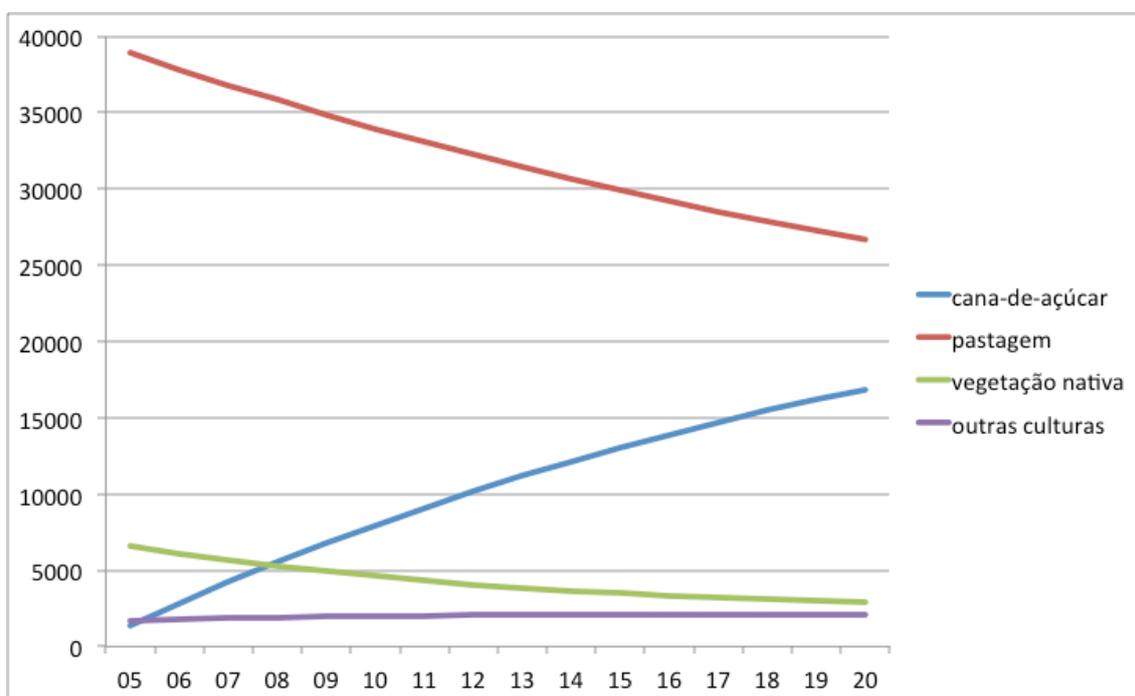


Figura 4.12 – Dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva para as classes selecionadas. Os anos 2005 e 2010 foram mapeados. As simulações estacionárias pretéritas de 2006-2009 foram geradas a partir do mapa de 2005. Os cenários estacionários de 2011-2020 foram gerados a partir do mapa de 2010.

É expressiva a redução da área ocupada por pastagens bem como o aumento de área ocupada por cana-de-açúcar, indicando uma relativa compensação de área entre essas alterações. Um pouco menos expressiva, mas não menos

importante, é a redução de área coberta por vegetação nativa e aumento de área ocupada por outras culturas.

As Figuras 4.13 e 4.14 ilustram os cenários não-estacionários de readequação ambiental, considerando-se a revegetação de 70% das APPs (Figura 4.13) e 100% das APPs (Figura 4.14) até 2020.

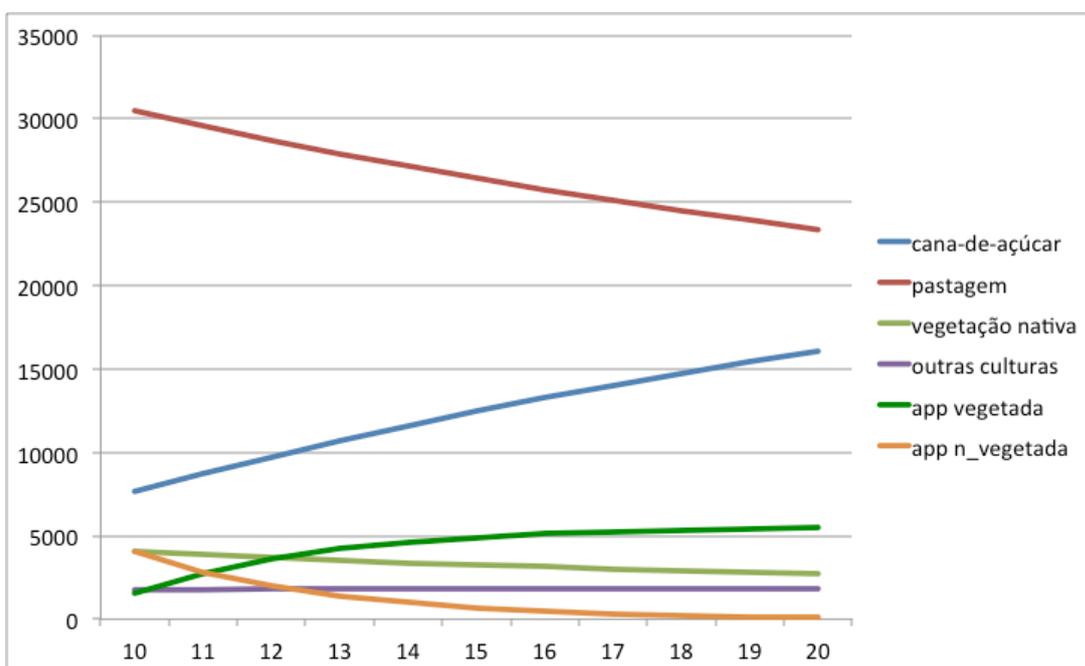


Figura 4.13 – Dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva para as classes selecionadas. Os cenários não-estacionários (70% de recomposição das APPs até 2020) de 2011-2020 foram gerados a partir do mapa de 2010.

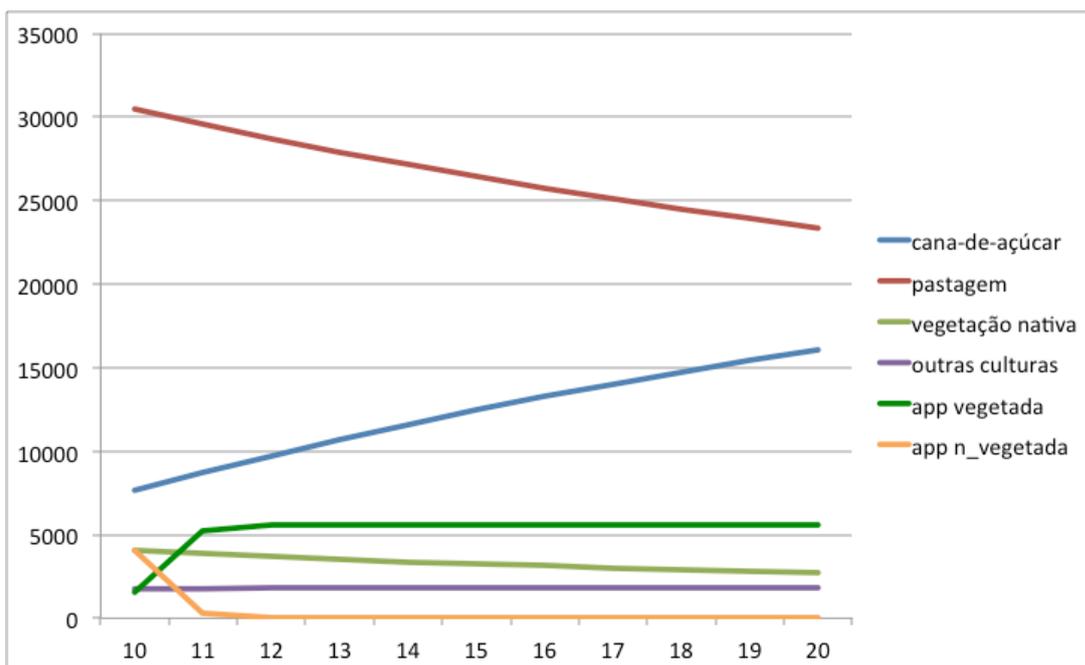


Figura 4.14 – Dinâmica de mudanças de cobertura e uso da terra em Arealva para as classes selecionadas. Os cenários não-estacionários (100% de recomposição das APPs até 2020) de 2011-2020 foram gerados a partir do mapa de 2010.

Tal qual ocorreu na modelagem dos cenários estacionários, há expressiva diminuição de pastagens e consequente aumento de canaviais nos cenários não-estacionários. No período 2010-2011, é perceptível a não-estacionariedade para a conversão de APP não-vegetada em APP vegetada.

4.5. Lucro Operacional

O lucro operacional foi calculado com base na média para a receita e despesa das classes temáticas envolvidas. A Tabela 4.18 mostra os valores de rentabilidade por classe de cobertura/uso da terra, para a região de Bauru.

Tabela 4.18 – Lucro operacional, por classe de cobertura/uso da terra.

Classe	Lucro operacional (R\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
outras culturas	320,00
cana-de-açúcar	311,00
reflorestamento	140,00
pastagem	88,00
vegetação nativa	⁽¹⁾ 15,65

⁽¹⁾ Referente à produção de mel, em 40% da área coberta por vegetação nativa.

Como o lucro operacional é dependente da classe de cobertura/uso da terra, os cenários com readequação ambiental apresentaram valores menores que os cenários estacionários (Figura 4.15). A diferença é de R\$432.194,35.ano⁻¹ (5,73%) para 70% de recuperação de APPs, representando cerca de R\$144,00.ha⁻¹.ano⁻¹ em APP. e R\$496.638,17.ano⁻¹ (6,59%) para 100% de recuperação de APPs, representando cerca de R\$165,00.ha⁻¹.ano⁻¹ em APP.

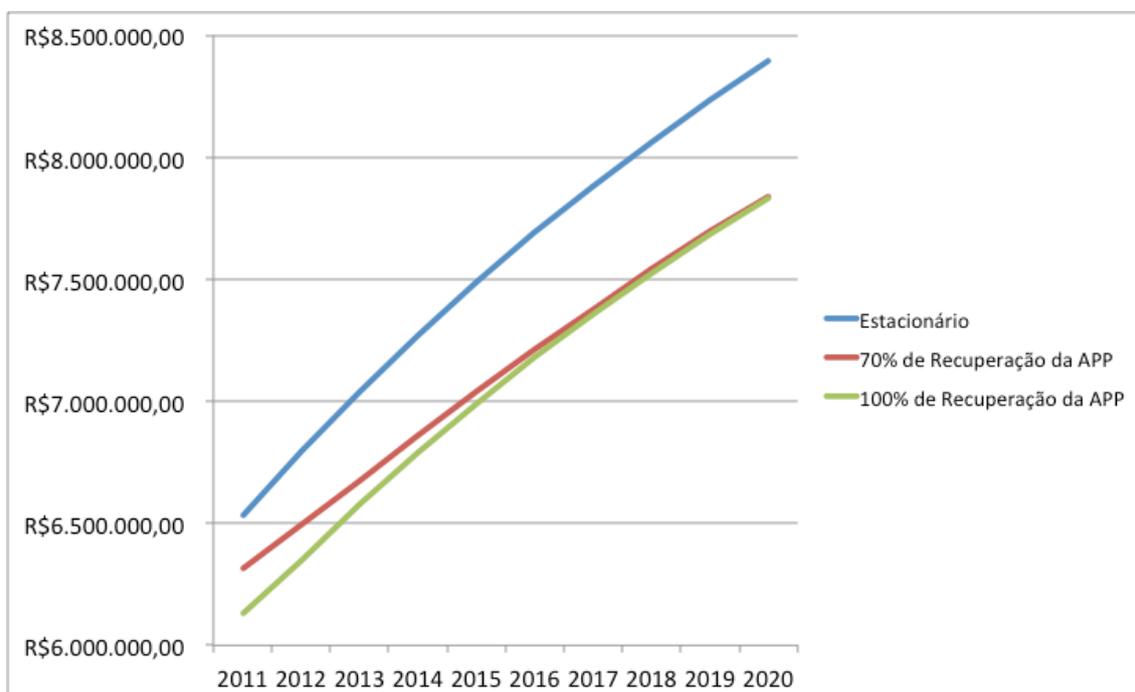


Figura 4.15 – Dinâmica do lucro operacional para os cenários considerados, de 2011 a 2020 (R\$.ano⁻¹), para Arealva.

É importante fazer duas observações: i) o lucro operacional que será reduzido é de atividades econômicas em desacordo com o Código Florestal (BRASIL, 2012); ii) não foram considerados os custos de recuperação de APPs, que podem variar de R\$2.000,00 a R\$5.000,00.ha⁻¹ (SÃO PAULO, 2011b).

4.6. Serviços ecossistêmicos

Assim como o lucro operacional, os serviços ecossistêmicos também são dependentes das classes de cobertura/uso (no caso, vegetação nativa e APP vegetada). A Tabela 4.19 possui os valores considerados para potencial pagamento por serviços ambientais para o município de Arealva.

Tabela 4.19 – Valor considerado para potencial pagamento por serviços ambientais, por classe de cobertura/uso da terra.

Classe	Serviço ecossistêmico (R\$.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	
	Conservação de solo	Aumento de infiltração
vegetação nativa ⁽¹⁾	35,00	50,00
APP vegetada	75,00	99,00

⁽¹⁾ Fora da APP.

Como o serviço ecossistêmico é dependente das classes relacionadas à vegetação nativa, com valores maiores referentes às APPs, os cenários com readequação ambiental apresentaram valores maiores que os cenários estacionários (Figura 4.16). A diferença é de R\$792.367,56.ano⁻¹ (72,76%) para 70% de recuperação de APPs, representando cerca de R\$264,00.ha⁻¹.ano⁻¹ e R\$946.453,86.ano⁻¹ (76,13%) para 100% de recuperação de APPs, representando cerca de R\$315,00.ha⁻¹.ano⁻¹.

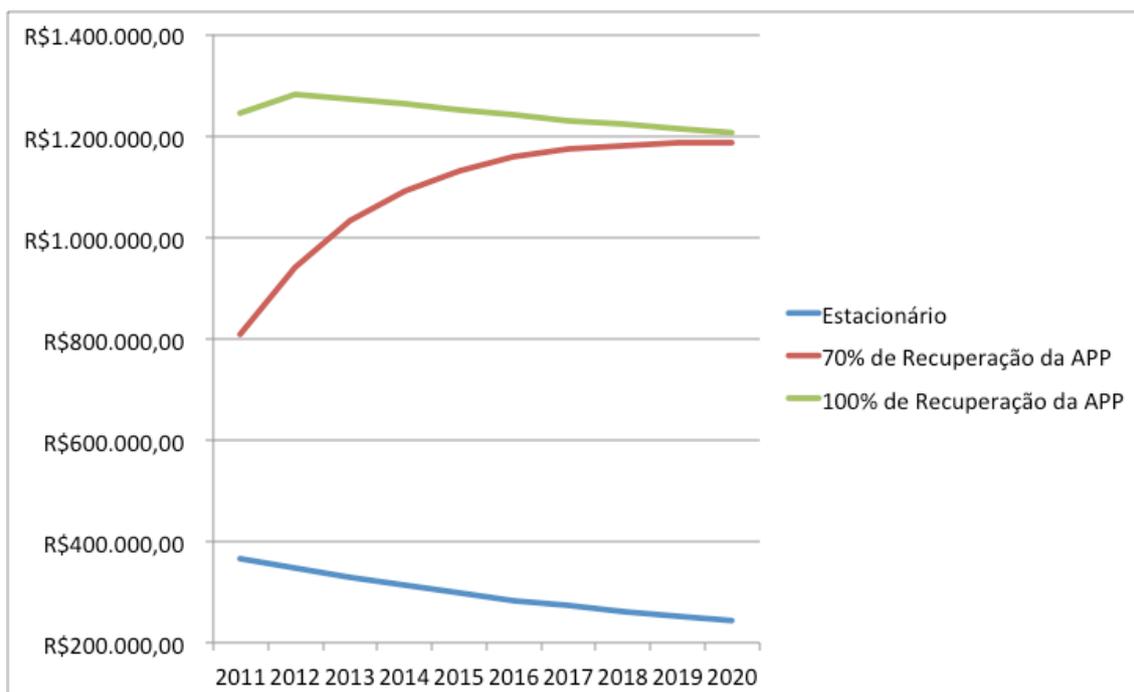


Figura 4.16 – Dinâmica dos valores considerados para potenciais pagamentos por serviços ambientais, para os cenários considerados, de 2011 a 2020 (R\$.ano⁻¹), em Arealva.

É importante fazer duas observações: i) as áreas de vegetação nativa fora de APP foram contabilizadas em todos os cenários, com atenuação de 50%; ii) a vegetação nativa apresentou tendência de diminuição nos cenários estacionários.

Considerando-se apenas o lucro operacional e os serviços ecossistêmicos, a recuperação das APPs teria que superar um duplo desafio: compensar a redução na rentabilidade e viabilizar o financiamento de mecanismos que internalizem os valores referentes aos serviços ecossistêmicos.

4.7. Impactos ambientais

Todos os impactos ambientais considerados são dependentes da estimativa de quantidade de solo perdido, ou seja, quanto maior a erosão potencial, maior a ponderação de severidade do impacto ambiental. A estimativa de perda de solo é dependente da classe de cobertura/uso da terra (fatores c e p) (Figura 4.17).

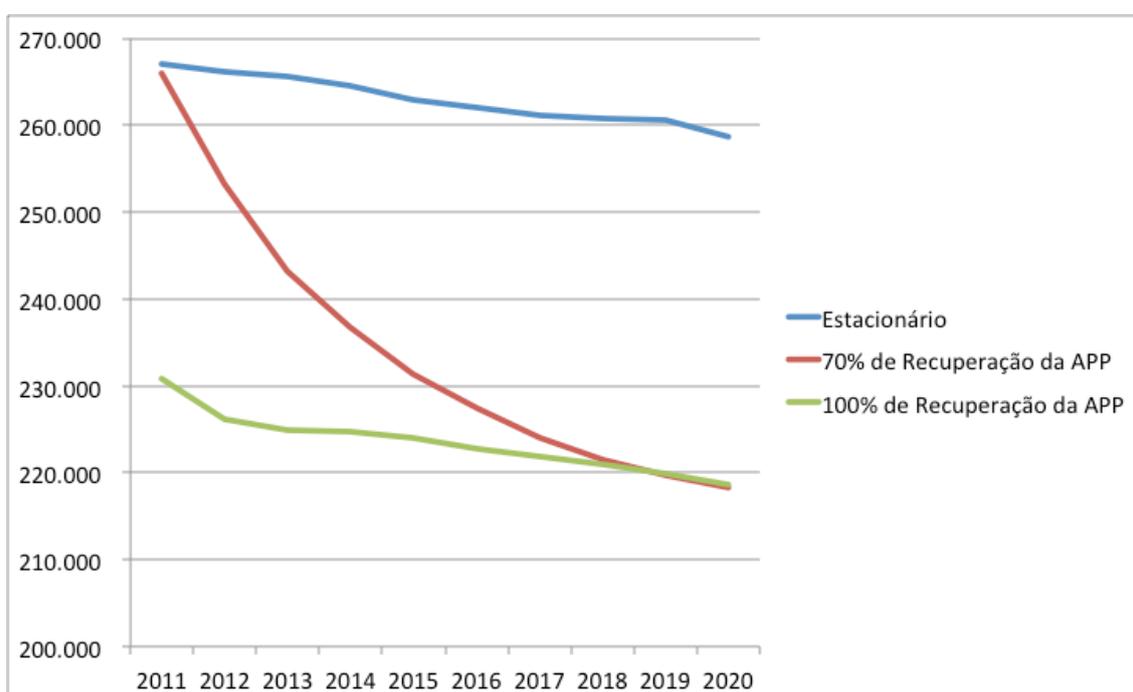


Figura 4.17 – Dinâmica da estimativa de perda de solo, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (t.ano⁻¹).

Há redução na perda de solo nos cenários estacionários em virtude da substituição de pastagens por canaviais, já que os canaviais apresentam fatores c e p menores. Os cenários com readequação ambiental apresentaram valores menores que os cenários estacionários, variando de 10 a 15%. Mesmo com a recomposição das APPs, haverá o potencial erosivo, pois o mesmo também é condicionado pelos fatores de erosividade, erodibilidade e

topográfico (LS), sendo este o mais relevante no cálculo da perda de solo (VALERIANO, 2003; CHAVES, 2010; SALGADO, 2011).

Os impactos ambientais passíveis de serem internalizados pelo produtor rural dizem respeito à redução na receita e acréscimo nos custos de produção.

Em relação à redução na receita, pode ser ocasionada pela: i) redução do preço de venda (devido à piora nos aspectos qualitativos do produto); ii) redução da quantidade produzida (devido à piora na produtividade).

Em relação ao acréscimo nos custos de produção, é influenciado principalmente por aumento nos custos da adubação e do preparo de solo, além da necessidade de instalação de poços artesianos e semiartesianos, para dessedentação animal e mesmo para provimento de infraestrutura básica na propriedade.

A Figura 4.18 ilustra a dinâmica dos impactos ambientais passíveis de serem internalizados pelo produtor, para os cenários considerados, de 2011 a 2020.

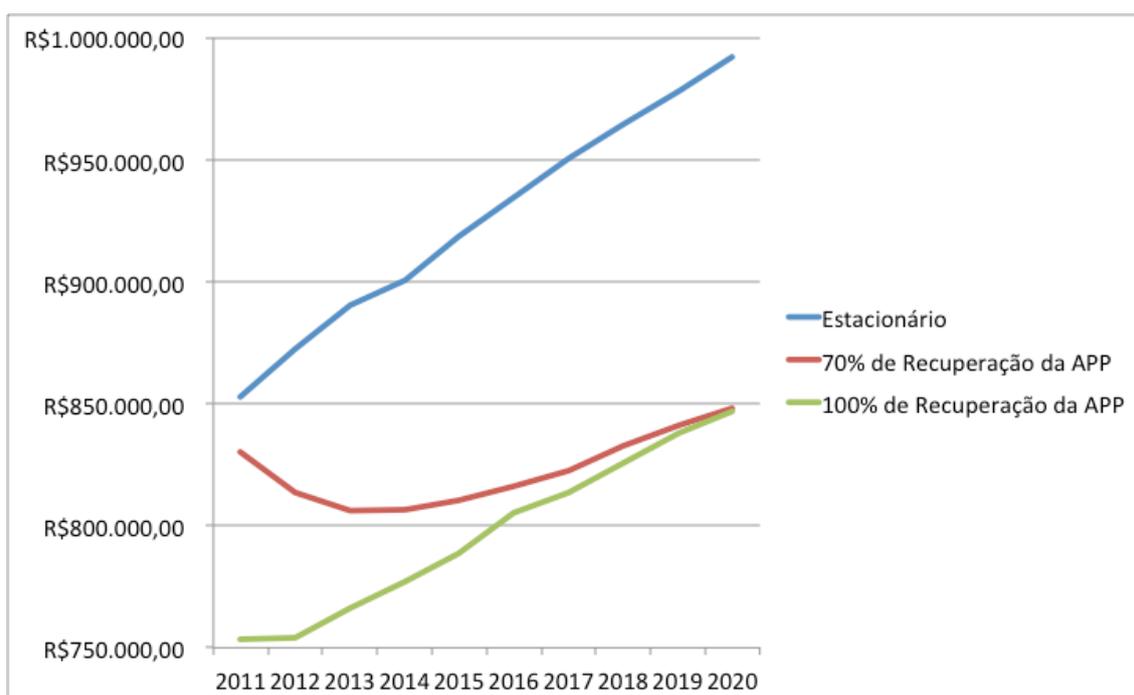


Figura 4.18 – Dinâmica dos impactos ambientais passíveis de serem internalizados pelo produtor rural, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Areálva (R\$.ano⁻¹).

Como o custo de produção da cana-de-açúcar é maior que o da pastagem, há um aumento geral em todos cenários. Porém, com readequação ambiental, o impacto pode ser reduzido cerca de 14%.

Os impactos ambientais difusos e menos propícios à internalização nos custos do produtor rural considerados foram: desvalorização nos preços das terras e ações de dragagens para desassorear e reduzir sedimentos, tanto visando à geração de energia elétrica pelo reservatório de Ibitinga, quanto à minimização do risco de redução do calado, o que comprometeria a viabilidade da Hidrovia do Álcool, no Rio Tietê.

A Figura 4.19 ilustra a dinâmica de estimativa do impacto ambiental relacionado à desvalorização nos preços das terras de Areálva.

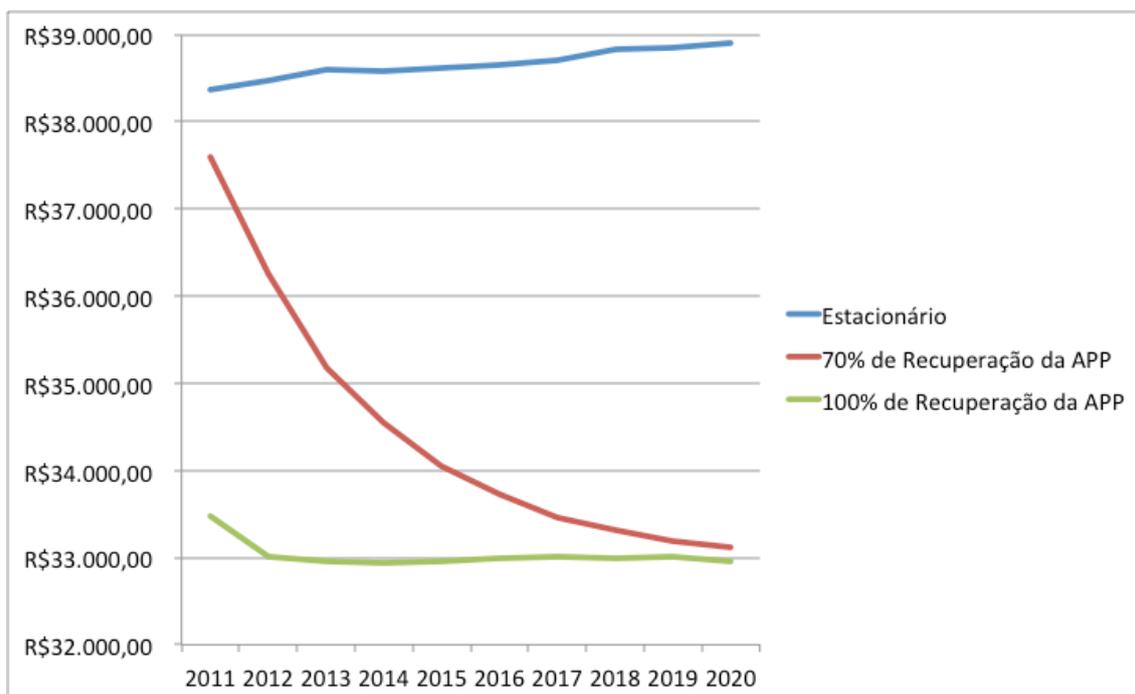
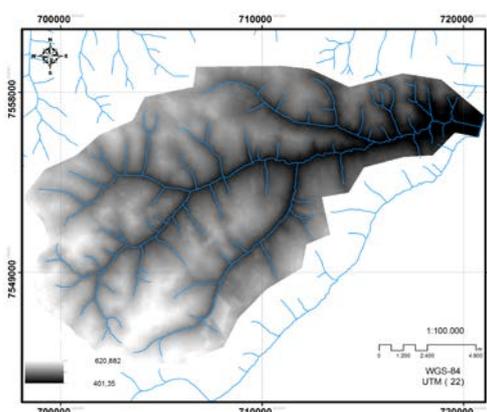


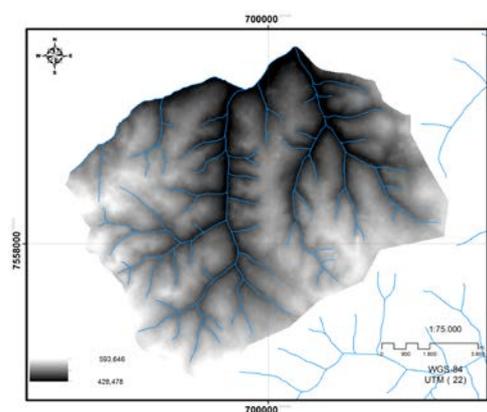
Figura 4.19 – Dinâmica da estimativa do impacto ambiental relacionado à desvalorização nos preços das terras de Arealva, para os cenários considerados, de 2011 a 2020 (R\$.ano⁻¹).

Os cenários de readequação ambiental podem reduzir os impactos na desvalorização dos preços das terras em até 15%.

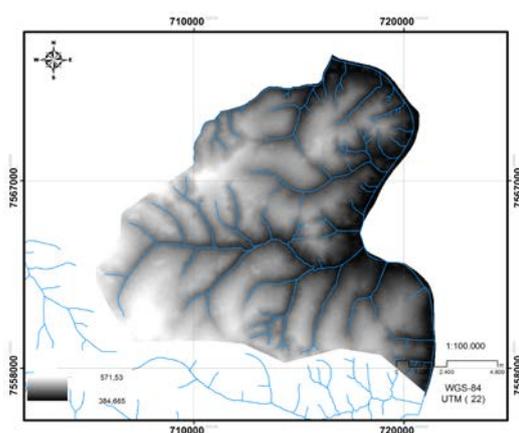
A estimativa de custos de dragagem depende da taxa de aporte de sedimentos (TAS). Para o cálculo da TAS, foram delimitadas as microbacias de Arealva, como pode ser observado na Figura 4.20 e Tabela 4.20.



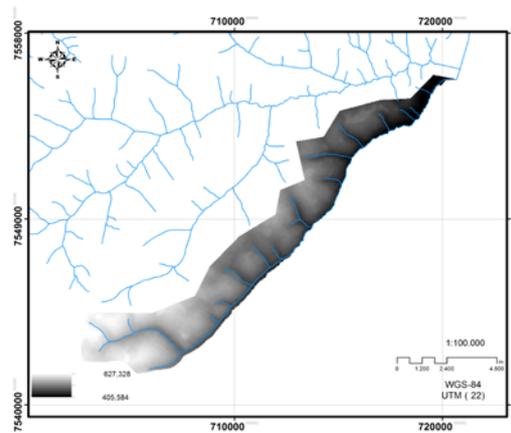
Ribeirão Bonito



Rio Claro



Soturninha



Ribeirão do Veado

Figura 4.20 – Microbacias de Arealva delimitadas para o cálculo da TAS.

Fonte: Adaptada de ANA (2010) e Valeriano (2008).

Tabela 4.20 – Cálculo da TAS, amplitude altimétrica, nome e comprimento do principal curso d'água e área das microbacias em Arealva.

Microbacia	Área (ha)	Principal curso d'água	Comprimento (m)	Amplitude Altimétrica (m)	TAS
Soturna ⁽¹⁾	15.771,09	Córrego Soturninha	14.521,70	186,86	0,272248022
Rio Claro	10.866,10	Rio Claro	13.121,62	165,17	0,266164605
Ribeirão Bonito	19.241,34	Ribeirão Bonito	26.333,29	219,53	0,144882799
Ribeirão do Veado	4.652,99	Córrego do Veado	24.316,37	221,74	0,172569649

⁽¹⁾ Soturninha, Água Grande, Córrego da Pedra, Córrego do Matão.

A Figura 4.21 apresenta a resultante do estudo acerca da dinâmica dos impactos ambientais relacionados às ações de dragagem e desassoreamento.

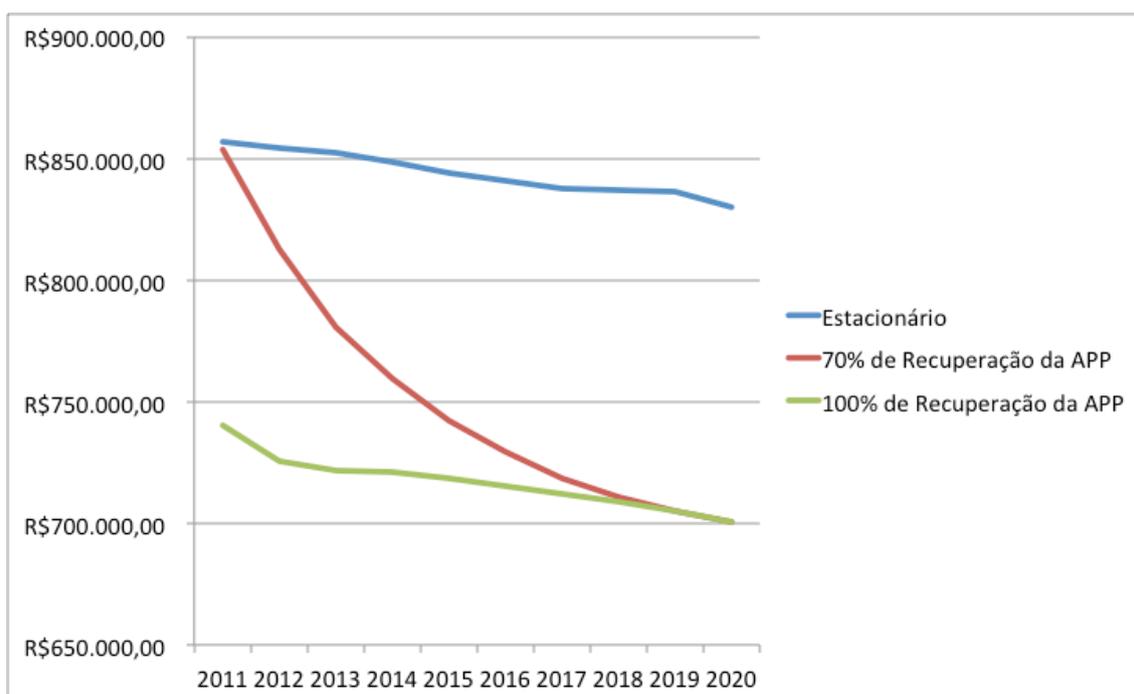


Figura 4.21 – Dinâmica da estimativa do impacto ambiental relacionado às ações de dragagem e desassoreamento, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano⁻¹).

Os cenários de readequação ambiental podem reduzir os impactos relacionados às ações de dragagem e desassoreamento em cerca de 16%.

A Figura 4.22 expressa os impactos ambientais selecionados de forma agregada.

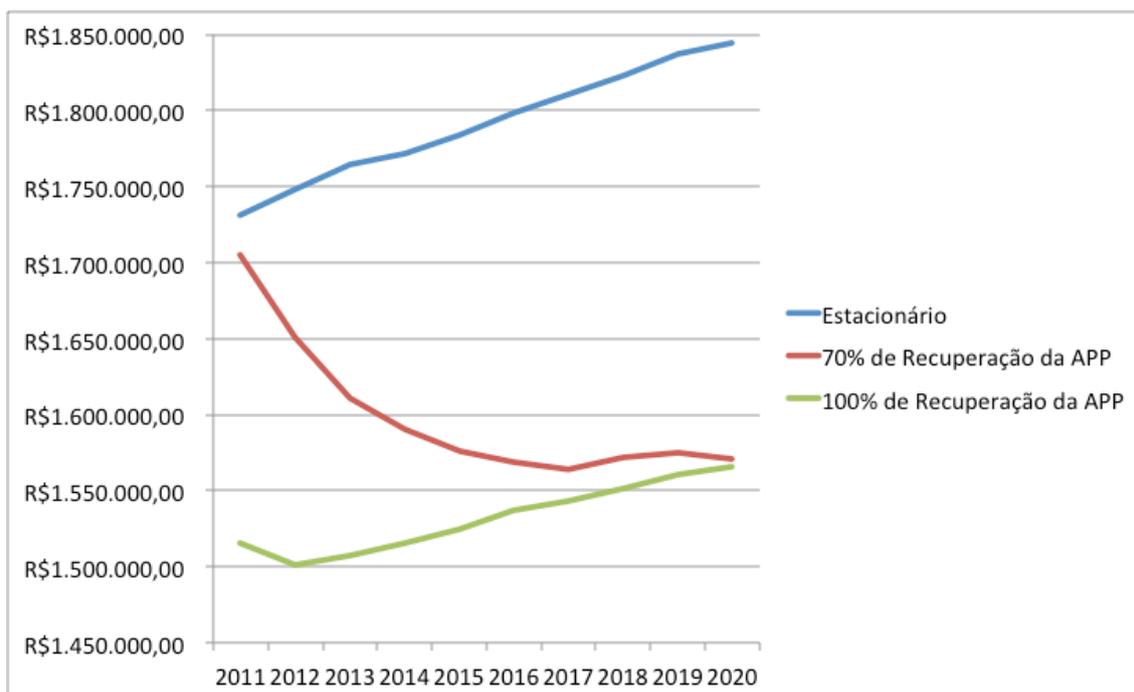


Figura 4.22 – Dinâmica da estimativa dos impactos ambientais agregados, para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano⁻¹).

Os cenários de readequação ambiental podem reduzir R\$193.094,84.ano⁻¹ (10,78%) para 70% de recuperação de APP, representando cerca de R\$35,00.ha⁻¹.ano⁻¹ e R\$259.149,47.ano⁻¹ (14,47%) para 100% de recuperação de APP, representando cerca de R\$86,00.ha⁻¹.ano⁻¹.

A redução nos custos referentes aos impactos ambientais pode chegar a R\$260.000,00 anuais, mas não é suficiente para compensar a redução no lucro operacional (cerca de R\$490.000,00 anuais) nem financiar a internalização dos serviços ecossistêmicos (cerca de R\$940.000,00 anuais). Porém, como há cerca de 4.600ha de vegetação nativa em Arealva, essa atenuação dos impactos ambientais poderia contribuir com R\$56,52.ha⁻¹.ano⁻¹, valor competitivo com algumas pastagens degradadas.

4.8. Avaliação Econômica

Considerando-se que seja interessante que o município minimize os impactos ambientais e maximize a rentabilidade e os serviços ecossistêmicos, a Figura 4.23 ilustra a avaliação final, para as classes temáticas sob investigação no presente estudo.

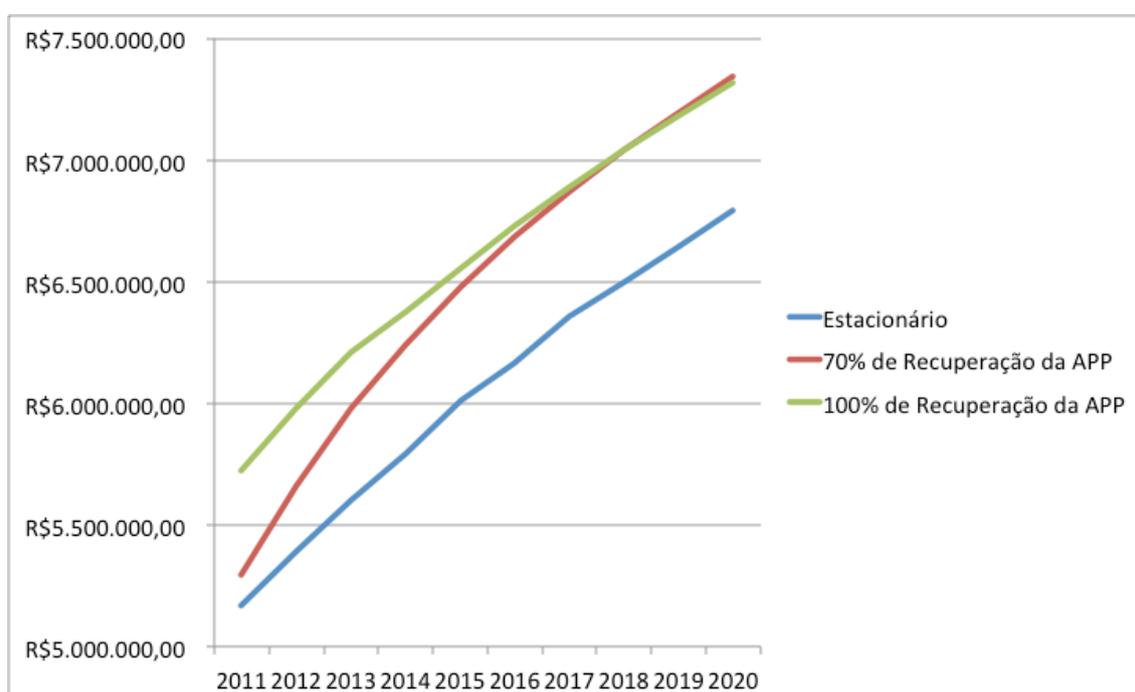


Figura 4.23 – Avaliação econômica (lucro operacional + serviços ecossistêmicos – impactos ambientais), para os cenários considerados, de 2011 a 2020, em Arealva (R\$.ano⁻¹).

Os cenários de readequação ambiental podem aumentar a riqueza do município, dependendo de uma estratégia de: i) valorização dos serviços ecossistêmicos, incluindo a captação e distribuição de recursos; ii) internalização dos impactos ambientais, incluindo a distribuição dos custos de dragagem à montante, ou seja, aos que contribuem para a geração de sedimentos.

O acréscimo proporcionado pelos cenários de adequação ambiental, em termos de serviços ecossistêmicos, aliado à redução nos impactos ambientais, compensa a redução no lucro operacional. O problema é que os serviços ecossistêmicos são externos ao mercado e, por sua vez, os impactos ambientais são difusos, dificultando a sua percepção por parte dos agentes econômicos. Os ganhos tecnológicos, principalmente relacionados ao melhoramento genético, seleção de variedades, tecnologia de colheita, logística e armazenamento, têm minimizado o comprometimento da lucratividade pelos impactos ambientais. Porém, algumas evidências começam a surgir, tais como a necessidade de instalar poços artesianos e semiartesianos (HERNANDES, 2011, comunicação pessoal), aumento nos custos de produção da cana-de-açúcar em virtude de mais atividades (SCHIAVON, 2011, comunicação pessoal), redução na produtividade da carne e do leite em virtude do animal andar mais para beber água (DOMINGOS, 2011, comunicação pessoal) e antecipar o abate de animais em virtude do aumento de incidência de doenças contraídas com o consumo de água turva (MOREIRA JORGE, 2011, comunicação pessoal).

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A consideração dos impactos ambientais decorrente da expansão horizontal do uso da terra com a intensificação de cultivos agrícolas e dos serviços ecossistêmicos dos ambientes silvestres nas análises de mudança de cobertura e uso da terra é fundamental para uma análise integrada e integradora do que ocorre na paisagem. A junção de variáveis econômicas e espaciais torna os modelos mais representativos da realidade, permitindo maior assertividade em suas aplicações.

Os mapas de cobertura e uso da terra referentes aos anos de 2005 e de 2010, foram gerados a partir de dados previamente publicados, sem uma nova classificação de imagens de satélite. Esses mapas temáticos foram avaliados utilizando-se dados levantados em campo e coordenadas oriundas do LUPA, utilizando-se o índice *Kappa* como métrica, resultando em 0,72 para o mapa de 2005, e 0,59 para o mapa de 2010. As diferenças de detalhamento, conceito ou mesmo falta de padronização dos dados-fonte, demandaram um esforço significativo em termos de edição e validação.

Com o mapeamento de cobertura e uso da terra em duas datas, foi calculada a matriz de transição, detectando-se as mudanças ocorridas. Arealva apresentou um expressivo aumento de canaviais, aliada a uma igualmente expressiva redução de pastagens. A melhora tecnológica nas usinas da região de Jaú e Bariri, atrelada à existência da Hidrovia do Alcool, incrementou a demanda por cana-de-açúcar. Essa situação requer que sejam implementadas melhorias tecnológicas para o setor agropecuário, caso haja uma necessidade de reversão na função de uso e aptidão da terra, principalmente para aumentar as taxas de lotação, implementar sistemas de piquetes etc. Em menor magnitude, houve redução de vegetação nativa e aumento nas outras culturas agrícolas.

O modelo expressou a tendência histórica e foi parametrizado e calibrado através de rotinas iterativas, buscando os melhores resultados, respeitando-se a independência espacial entre as variáveis. Ele foi validado a partir da geração

de simulações pretéritas e comparação com o mapa de 2010, apresentando índice de similaridade *fuzzy* adaptado em torno de 0,50 para janelas de tamanho 9x9 a 11x11, o que é considerado um ajuste aceitável.

A proposição dos cenários levou em consideração a revegetação de APPs como estratégia de minimização de impactos ambientais e recuperação dos serviços ambientais já comprometidos. A readequação ambiental das APPs não é só uma questão legal: são serviços ecossistêmicos importantes para a própria sustentabilidade das atividades agrícolas. Qualquer redução em termos de lucro operacional agregado será compensada pelo aumento na oferta de serviços ecossistêmicos e diminuição dos riscos de impactos ambientais.

Nos cenários não-estacionários de readequação ambiental, há a estimativa de aumento de vegetação nativa e a diminuição das outras classes no interior da APP. Fora da APP, manteve-se a estacionariedade, ou seja, preservaram-se as mudanças detectadas (tendência histórica), incluindo a diminuição de vegetação nativa. Foram obtidos mapas com valores monetários espacializados, com o resultado líquido das mudanças de cobertura e uso da terra. Além disso, foi possível expressar o balanço entre receitas/custos e impactos/serviços ambientais.

Os mapas com valores monetários espacializados, que evidenciaram em escala local a lucratividade, os impactos ambientais e os serviços ecossistêmicos, demonstram potencial para atuarem como uma poderosa ferramenta de planejamento ambiental.

Em termos de lucro operacional, os cenários com readequação ambiental apresentaram valores menores que os cenários estacionários, variando de R\$430.000,00 a R\$460.000,00 anuais (cerca de 6% de redução).

Como o serviço ecossistêmico é dependente das classes relacionadas à vegetação nativa, com valores maiores relacionados às APPs, os cenários com readequação ambiental apresentaram valores para tais serviços maiores que

os cenários estacionários, variando de R\$790.000,00 a R\$950.0000,00 anuais (cerca de 75% de acréscimo).

Os impactos ambientais selecionados foram os relacionados à erosão e assoreamento. Todos os impactos ambientais considerados são dependentes da estimativa de quantidade de solo perdido, ou seja, quanto maior a erosão potencial, maior a ponderação de severidade do impacto ambiental. Os cenários de readequação ambiental podem reduzir os impactos ambientais em até R\$260.000,00 (cerca de 15% de redução).

O fato de o lucro operacional estar vinculado ao mercado e os serviços ecossistêmicos não, faz com que eles concorram entre si (pressão econômica vs. prudência ambiental). A viabilização do aumento na oferta dos serviços ecossistêmicos passa pela sua internalização no mercado e/ou a constatação de que este aumento possa reduzir os custos relacionados aos impactos ambientais.

A viabilização de um instrumento econômico de valorização dos serviços ecossistêmicos, atrelada à internalização dos potenciais impactos ambientais, poderia tornar a readequação ambiental viável e competitiva. Algumas atividades agropecuárias são mal remuneradas e com impactos ambientais iminentes, demandando investimentos em infraestrutura, tais como a perfuração de poços artesianos, por exemplo. A atenuação dos impactos ambientais poderia contribuir com R\$56,52.ha⁻¹.ano⁻¹, valor competitivo com algumas pastagens degradadas.

As APPs e demais áreas frágeis (susceptíveis a processos erosivos e de sedimentação) poderiam ser recuperadas através de um mecanismo de financiamento, podendo ser a cobrança pelo uso de água ou mesmo uma estratégia de pagamento por serviços ecossistêmicos ou ainda, a implementação de um desconto progressivo de Imposto Territorial Rural (ITR) atrelado ao percentual de APP recuperada na propriedade, tal como o ICMS Ecológico (APUCARANA, 2009).

Se houver alguma forma de captação e redistribuição de recursos, e se parte dos impactos ambientais considerados for internalizada (por ex., impactos no custo de produção e na produtividade), a readequação das APPs, em Arealva, seria competitiva com parte da pecuária praticada no município.

Visando maior aprofundamento no tema, recomenda-se a consideração dos riscos envolvidos com multas e punições em APPs, além dos custos de recuperação envolvidos. Além disso, recomenda-se considerar outros serviços ecossistêmicos e impactos ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGARWAL, C.; GREEN, G. M.; GROVE, J. M.; EVANS, T. P.; SCHWEIK, C. M. **A review and assessment of Land-Use Change Models: dynamics of Space, Time, and Human Choice.** Cipec Collaborative Report n. 1, USFS Publication GTR-NE-297 (Burlington: Center for the Study of Institutions, Populations, and Environmental Change at Indiana University, Bloomington/USDA Forest Service Northeastern Forest Research Station, 2002. Disponível em <<http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/viewpub.jsp?index=5027>>. Acesso em janeiro de 2012.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Bases de dados georreferenciadas:** ottobacias. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2013. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual>>. Acesso em 23 de novembro de 2010.

_____. **Biomás.** Brasília, 2011a. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 12/04/2011a.

_____. **Programa de melhoria da qualidade e da quantidade de água em bacias rurais, através do incentivo financeiro aos produtores:** o programa produtor de água. GESP, ANA, TNC e Prefeitura de Extrema, Joanópolis e Nazaré Paulista (PCJ). Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/produagua/>>. Acesso em: 12/04/2011. 2011b.

AGRIANUAL. **Anuário da Agricultura Brasileira.** Disponível em <<http://www.agriannual.com.br>>. Acesso em janeiro de 2013. 2013

AGTERBERG, F. P.; BONHAM-CARTER, G. F. & WRIGHT, D. F. Statistical pattern integration for mineral exploration. In: GAALBOONE G.; MERRIAM, D. F. (Eds), **Computer Applications in Resource Estimation Prediction and Assessment for Metals and Petroleum**, Oxford: Pergamon, p.1–21. 1990.

AGÜERO, P. H. V. **Avaliação econômica dos recursos naturais.** 1996. 235p. Tese (Doutorado em Economia) - USP, São Paulo/SP, 1996.

AGUIAR, D. A.; RUDORFF, B. F. T.; SUGAWARA, L. M.; FREITAS, R. M. de. Avaliação da conversão do uso e ocupação do solo para cana-de-açúcar utilizando imagens de sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009a, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 5547-5554. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-

7. (INPE-15800-PRE/10410). Disponível em:
<<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.15.20>>. Acesso em: 12 set. 2013.

AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; MELLO, M. P.; SILVA, G. B. S.; ADAMI, M.; RUDORFF, B. F. T.; CREPANI, E.; VARLEZ, M. A. Monitoramento agroambiental do setor sucroenergético: contribuições do sensoriamento remoto orbital para a certificação ambiental do cultivo da cana-de-açúcar. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 132-139. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW/39UGCJE>>. Acesso em: 17 out. 2013.

AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; RUDORFF, B. F. T.; SUGAWARA, L. M.; CARVALHO, M. A. Expansão da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo: safras 2003/2004 a 2008/2009. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009b, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 9-16. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. (INPE-15801-PRE/10411). Disponível em:
<<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.18.21>>. Acesso em: 17 out. 2013.

ALMEIDA, C. L. F. de; OLIVEIRA, J. B. de; PRADO, H. do. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo:** quadrícula de Jaú (SF22 Z-B-II). Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo, 1982.

ALMEIDA, C. M. **Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento:** simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP), Brasil. Tese de doutorado em Sensoriamento Remoto. INPE, São José dos Campos/SP. 2003a. 321p.

ALMEIDA, C. M.; BATTY, M.; MONTEIRO, A. M. V.; CAMARA, G.; SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; PENNACHIN, C. L. Stochastic Cellular Automata Modelling of Urban Land Use Dynamics: Empirical Development and Estimation. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 27, n.5, p. 481-509, 2003b.

ALMEIDA, C. M.; GLERIANI, J. M.; CASTEJON, E. F.; SOARES-FILHO, B. S. Using neural networks and cellular automata for modeling intra-urban land use dynamics. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 22, n. 9, p. 943-963, 2008.

ALMEIDA, R. G. **Degradação, recuperação e sustentabilidade de pastagens cultivadas**. Seminário apresentado ao DZO/UFV, Viçosa/MG. 2000.

AMAZONAS, M. C. Economia ambiental neoclássica e desenvolvimento sustentável. In: Encontro Nacional de Economia – ANPEC, 26., 1998, Vitória. **Anais...** Vitória/ES, 1998. p. 1585-1606.

_____. **O que é economia ecológica**. Disponível em: <<http://www.ecoeco.org.br/sobre/a-ecoeco>> (2001). Acesso em fevereiro de 2013.

_____. O desenvolvimento sustentável e a perspectiva das teorias econômicas 'institucionais'- desenvolvimento sustentável e a economia ecológica. In: NOBRE M.; AMAZONAS, M. C. (orgs.) **Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito**. Brasília/DF: Edições IBAMA, p. 107-46, 2002.

ANDERSEN, L. E.; GRANGER, C. W. J. Modeling Amazon deforestation for policy purposes: reconciling conservation priorities and human development. **Environmental Economics and Policy Studies**, v. 8, p. 201-210, 2007.

ANDERSON, J. R.; HARDY, E. E.; ROACH, J. T.; WITMER, R. E. **Sistema de classificação do uso da terra e do revestimento do solo para utilização com dados de sensores remotos**. Tradução de Harold Strang. Série Paulo de Assis Ribeiro, n. 9. Rio de Janeiro: IBGE, 1979. 78p.

ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Degradação Ambiental e Teoria Econômica: Algumas Reflexões sobre uma "Economia dos Ecossistemas". **Economia**, Brasília/DF, v.12, n.1, p.3–26, 2011.

ANDRADE, J. M. F. **Construção de um índice de sustentabilidade ambiental para a agroindústria paulista da cana-de-açúcar**. Dissertação (Mestrado em Agroenergia) - Escola de Economia de São Paulo, da Fundação Getúlio Vargas – EESP – FGV. São Paulo/SP, 2009. 260p.

ANDRADE, J. M. F.; DINIZ, K. M. **Impactos ambientais da agroindústria da cana-de-açúcar: subsídios para a gestão**. Monografia (Especialização em Gerenciamento Ambiental) - Esalq-USP, Piracicaba, 2007. 131p.

ANDRADE, M. C. **Modernização e pobreza: a expansão da agroindústria canavieira e seu impacto ecológico e social**. São Paulo/SP: USP/FFLCH-GEO, 1994.

ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. Disponível em: <<http://www.anualpec.com.br>>. Acesso em janeiro de 2013.

APUCARANA. **Lei municipal 58/2009** - (ICMS Ecológico), 2009.

AREALVA. **Homepage da Prefeitura Municipal**. Disponível em: <<http://www.arealva.sp.gov.br>> Acesso em: 10 maio 2009.

AREALVA. **Plano municipal de desenvolvimento rural sustentável 2010-2013**. Prefeitura Municipal de Arealva. Conselho Municipal de Desenvolvimento Rural. Casa da Agricultura de Arealva. Escritório de Desenvolvimento Rural de Bauru, 2010.

ARROW, K. J.; LEHMANN, E. L. Harold hotelling.. **Biographical Memoirs**, v. 87, p. 221-234, 2006. Disponível em: <<http://www.nap.edu/catalog/11522.html>>. National Academy of Sciences.

ASSOCIAÇÃO DE FORNECEDORES DE CANA DA REGIÃO DE BARIRI/SP (ASSOBARI). **Custos de produção e valores pagos**. 2012. Disponível em: <<http://www.assobari.com.br/inicial.htm>>. Acesso em 2013.

ASSOCIAÇÃO DOS PLANTADORES DE CANA DA REGIÃO DE JAÚ/SP. (ASSOCICANA) . **Custos de produção e valores pagos**. Disponível em: <<http://www.associcana.com.br>>. Acesso em 2013.

AZIM-ZADE, Z. **GIS assessment of Pipeline corridor erosion along Baku-Tbilisi-Ceyhan route**. Disponível em: <http://proceedings.esri.com/library/userconf/pug10/papers/gis_assessment_of_erosion_corridor.pdf>. Acesso em: 2013. 2010.

BANUTH, E. **Turismo em áreas de represa**: caracterização e evolução no município de Arealva/SP. Dissertação (Mestrado em Turismo) - Universidade Anhembi Morumbi. São Paulo, 2010. 141p.

BARBER, W. J. **Uma história do pensamento econômico**. Biblioteca de Ciências Sociais. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 251p. 1979.

BARBIERI, R. F. As confusões do IBGE e o setor sucroalcooleiro. UNICANA. **Valor Econômico**. 12 de dezembro de 2011.

BATEMAN, I. J. Environmental and economic appraisal. In: O'RIORDAN, T. (Ed.). **Environmental science for environmental management**, Harlow: Longman, 1995. p. 45-65.

_____. Environmental impact assessment, cost-benefit analysis and the valuation of environmental impacts. In: PETTS, J. (Ed.). **Handbook of environmental impact assessment**, v. I: Environmental Impact Assessment: Process, Methods and Potential. Oxford: Blackwell Science, 1999. p. 93-120.

BATEMAN, I. J.; TURNER, K. Valuation of the Environment, Methods and Techniques: The Contingent Valuation Method. In: TURNER, R. T. **Sustainable Environmental Economics and Management**. New York: Belhaven, 1992.

BATOR, Francis M. The anatomy of market failure. **Quarterly Journal of Economics**, v. 72, p. 351-379. 1958.

BATTY, M. Geocomputation using cellular automata. In: LONGLEY, P. A.; BROOKS, S. M.; McDONNELL, R.; MACMILLAN, B. (eds). **Geocomputation: A Primer**. John Wiley & Sons Ltd. 1998. p. 95-126.

BATTY, M. **Urban modelling**: algorithms, calibrations, predictions. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1976.

BERRY, J. K. Cartographic modeling: the analytical capabilities of GIS. In: GOODCHILD, M.; PARKS, B. O.; STEYAERT, L. T. **Environmental modelling with GIS**. New York: Oxford University Press, 1993. 488p.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 133-142. 2007.

BERTOLINI, D.; LOMBARDI-NETO, F.; LEPSCH, I.; OLIVEIRA, J. B.; DRUGOWICH, M. E.; ANDRADE, N. O.; GALETI, P. A.; BELLINAZZI JR., R.; DECHEN, S. C. F. **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água: tecnologias disponíveis para controlar o escoamento superficial do solo**. Campinas/SP: CATI, 1993. 65p. Manual n. 41.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.**, São Paulo/SP: Ícone Editora, 1990. 355 p.

BIGARAN, J. T.; TIZATO, L. H. G. **Hidrovia Tietê-Paraná**. Piracicaba/SP. 2009. 19p.

BIVAND, R.; LUCAS, A. Integrating models and geographical Information systems.. In: OPENSHAW, S. **Geocomputation**. [S.l.]: CRC Press, 2000. p. 331-363.

BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic information systems for geoscientists: modelling with GIS**. Ontario: Pergamon, 1994. 305 p.

BOONE, J., OTTESON, E.; VILLARD, P.; MCGWIRE, K.; ROWE, J.; JEOR, S. St. Ecology and demography of hantavirus infections in rodent populations in the Walker River Basin of Nevada and California, **American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 59, n. 3, p. 445-451, 1998.

BORAK, J. S.; LAMBIN, E.; STRAHLER, A. The use of temporal metrics for landcover change detection at coarse spatial scales. **International Journal of Remote Sensing**, v. 21, n. 67, p. 1415-1432, 2000.

BORGES, L. A. C. **Aspectos técnicos e legais que fundamentam o estabelecimento das áreas de preservação permanente (APP)**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - UFLA, Lavras/MG, 2008. 210p.

BORTOLUZZO, A. B.; PEDRINOLA, P. D.; MARTINS, S. R. **Tempo ideal para abate de gado de corte via maximização do lucro**. Insper Working Paper WPE, v. 239. 2011. 15p.

BOULDING, K. E. **A reconstruction of economics**. New York: Science Editions. 1962.

_____. The Economics of the Coming Spaceship Earth. In: JARETT, H. (org.). **Environmental quality in a growing economy**. Baltimore: Resources for the Future/Johns Hopkins University Press, 1966.

_____. **Ecodynamics: a new theory of societal evolution**. California: Beverly Hills, 1978.

_____. Knowledge, resources and the future. A review of Simon's The Ultimate Resource and Brown's Building a Sustainable Society. **BioScience**, v. 32, p. 343-344. 1982.

BRASIL. **Decreto Federal n. 23.793, de 23 de janeiro de 1934**. Instituiu o Código Florestal, 1934.

_____. **Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispôs sobre a proteção da vegetação nativa e alterou o Código Florestal, 2012.

_____. **Lei n. 12.727, de 17 de outubro de 2012**. Alterou alguns conceitos da Lei n. 12.651, 2012.

_____. **Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965.** Alterou o Código Florestal, 1965.

_____. Lei n. 6.938, de 1981. Instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente. 1981.

_____. **Lei n. 7.803, de 18 de julho de 1989.** Alterou alguns conceitos do Código Florestal. 1989.

_____. **Resolução CONAMA n. 001, de 23 de janeiro de 1986.** Versando sobre impactos ambientais, 1986.

_____. **Resolução CONAMA n. 237, de 19 de dezembro de 1997.** Versando sobre licenciamento ambiental, 1997.

_____. **Resolução CONAMA n. 303, de 20 de março de 2002.** Dispôs sobre parâmetros, definições e limites de APP hidrográfica, 2002.

BRASIL. MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). Cadeia Produtiva de Carne Bovina. **Série Agronegócios**, v. 8. Brasília. MAPA/ IICA. 2007.

BRASIL. MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento); MCT (Ministério da Ciência e Tecnologia); MME (Ministério de Minas e Energia); MDICE (Ministério do Desenvolvimento Indústria e Comércio Exterior). **Diretrizes de política de agroenergia 2006 – 2011.** 2005. 33 p.

BRASIL. MME (Ministério de Minas e Energia); EPE (Empresa de Pesquisa Energética). **Balanco energético nacional 2007, ano base 2006:** sumário executivo. Rio de Janeiro, 2007. 60 p.

BRIASSOULIS, H. **Analysis of land use change:** theoretical and modeling approaches. 2000. Tese (Doutorado em Geografia) - University of Aegean. Leskos, Grécia. 2000. Disponível em: <<http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/contents.htm>>. Acesso em janeiro de 2012.

BRINER, S.; ELKIN, C.; HUBER, R.; GRÊT-REGAMEY, A. Assessing the impacts of economic and climate changes on land-use in mountain regions: A spatial dynamic modeling approach. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 149, p. 50–63, 2012.

BRITZ, W.; VERBURG, P. H.; LEIP, A. Modelling of land cover and agricultural change in Europe: Combining the CLUE and CAPRI-Spat approaches. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 142, p. 40–50, 2011.

BROWN, L. R. **Building a sustainable society**. New York: Norton, 1981. 433p.

BRYAN, R. B. Soil erodibility and process of water erosion on hillslope. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 32, p. 385-415, 2000.

BURKS, A. W.; VON NEUMANN, J. **Theory of self-reproducing automata**. Urbana: University of Illinois Press, 1966.

BURROUGH, P. A. Dynamic Modelling and Geocomputation. In: LONGLEY, P. A.; BROOKS, S. M.; McDONNELL, R.; MACMILLAN, B. (Eds.). **Geocomputation: a primer**. John Wiley & Sons Ltd. p. 165-191, 1998.

BURSTEIN, J.; MENDOZA, G. C.; AGUILAR, J.; LEÓN, E. Informe sobre La propuesta de Pago por Servicios Ambientales en México. In: ROSA, H.; KANDEL, S. **Fundación FORD e PRISMA**. 2002. Disponível em: <http://www.undp.org/cu/eventos/aprotegidas/Pago_Serv_Amb_Mexico_Fund_Ford.pdf>. Acesso em: 12/05/2009.

BUSTAMANTE, M. M. C.; OLIVEIRA, E. L. Impacto das atividades agrícolas, florestais e pecuárias nos recursos naturais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE SAVANA AGRÍCOLAS, 2.; SIMPÓSIO NACIONAL DO CERRADO, 9., 2008. **Anais...** Brasília/DF, 2008. p.647-669.

BUTLER, E. W. **Moving behavior and residential choice**. Washington, D.C.: Highway Research Board, 1969. (Report n. 81).

CAMARGO, A. M. P.; CAMARGO, F. P.; CASER, D.V.; OLIVETTE, M. P. A.; SACHS, R. C. C.; TORQUATO, S. A. Dinâmica e Tendência da Expansão da Cana-de-Açúcar sobre as demais Atividades Agropecuárias, Estado de São Paulo, 2001-2006. **Informações Econômicas**, v. 38, n. 3. Instituto de Economia Agrícola - IEA/SAA. São Paulo, 2008.

CARDILLE, J. A.; FOLEY, J. A. Agricultural land use change in Brazilian Amazonia between 1980 and 1995: Evidence from integrated satellite and census data. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 4, p. 551-562, 2003.

CAREY, B.; SILBURN, M. Erosion control in grazing lands. Queensland: **Natural Resource Sciences**, L91, 2006. Land series.

CARNEIRO, T. G. S. ; ANDRADE, P. R. ; CÂMARA, G. ; MONTEIRO, A. M. V. ; PEREIRA, R. R. An extensible toolbox for modeling nature-society interactions. **Environmental modelling & software**, 2013 (in press). DOI:10.1016/j.envsoft.2013.03.002

CARVALHO, P. F. **A questão ambiental demandando uma nova ordem mundial**. São Paulo, Ed. HUCITEC, p. 111-145. 2002.

CASTRO, P. R. C. **Fisiologia vegetal aplicada à cana-de-açúcar**. Maceió, 2001. 7p.

CATÂNEO, A.; CARVALHO G. M.; VASQUES FILHO, B. S.; LOMBARDI NETO, F. Correlação entre o índice de erosividade médio mensal e o coeficiente de chuva do município de Mococa/SP. **Científica**, v. 19, n. 1, p. 1-7. 1992.

CAVALCANTI, C. Condicionantes biofísicos da economia e suas implicações quanto à noção do desenvolvimento sustentável. In: ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P.; LEORNARDI, M. L. A. **Economia do meio ambiente**. Campinas/SP: Unicamp, 1997. p. 61-82.

CAVALCANTI, C. **Desenvolvimento e natureza**: estudos para uma sociedade sustentável. INPSO/FUNDAJ, Instituto de Pesquisas Sociais, Fundação Joaquim Nabuco, Ministério de Educação, Governo Federal, Recife/PE, Brasil. 1994.

CECHIN, A. D. **Termodinâmica da sustentabilidade**: Nicholas Georgescu-Roegen e o desenvolvimento sustentável: diálogo ou anátema? 2011. 176p.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). **Metodologia do índice de preços dos insumos utilizados na produção pecuária Brasileira**. Piracicaba: Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. 2010.

CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA (CEPEA). Preços Agrícolas. Disponível em: <www.cepea.esalq.usp.br>. Acesso em janeiro de 2013.

CENTRO DE TECNOLOGIA CANAVIEIRA (CTC). **Pontos representativos das usinas canavieiras**. Disponível em: <<http://www.ctcanavieira.com.br>>. Acesso em janeiro de 2013. 2011.

CENTRO INTEGRADO DE INFORMAÇÕES AGROMETEOROLÓGICAS (CIIAGRO). **Dados de pluviosidade**. Disponível em: <<http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline/>>. Acesso em 2013.

CHAPIN Jr., F. S.; WEISS, S. F. A probabilistic model for residential growth. **Transportation Research**, v.2, p.375-390, 1968.

CHAVES, H. M. L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 2021-2029, 2010.

CLARKE, K. C.; HOPPEN, S.; GAYDOS, L. J. A self-modifying cellular automaton model of historical urbanization in the San Francisco Bay area. **Environment and Planning B**, v. 24, n. 2, p. 247-261, 1997.

CLEVELAND, C. J. Biophysical Economics: historical perspective and current research trends. **Ecological Modelling**, v. 38, n. 1–2, p. 47–73, 1987.

CLEVELAND, C. J. Natural resources scarcity and economic growth revisited: economic and biophysical perspectives. In: COSTANZA, R. (ed.). **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Columbia University Press, 1991.

COASE, R. H. The nature of the firm. **Economica**, v. 4, n. 16, p. 386-405, 1937.

COASE, R. H. The problem of social cost. **Journal of Law Economics**, v. 3, p. 1-44, 1960.

COELHO, S. T.; ROSSELL, C. E. V.; LUCON, O.; MOREIRA, J. R.; LORA, B. A. (Orgs.). **Projeto diretrizes de políticas públicas para a agroindústria canaveira do estado de São Paulo**: In: WORKSHOP ASPECTOS AMBIENTAIS DA CADEIA DO ETANOL DE CANA-DE-AÇÚCAR. Centro Nacional de Referência em Biomassa (Cenbio), Instituto de Eletrotécnica e Energia da Universidade de São Paulo (IEE/USP), Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SMA/SP) e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo. 2008. Relatório Final.

COLELLA, V. S.; KLOPFER, E.; RESNICK, M. **Adventures in modeling: exploring complex dynamic systems with starlogo**. New York: Teachers College Press, 2001. 192 p.

COMAR, V. Emergia: Valores e Biodiversidade. **Revista Holos**. p. 150-164, 1998.

COMISSÃO EUROPÉIA. Política Regional Comissão Européia. **Manual de análise de custos e benefícios dos projetos de investimento**, 2003. 155p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO (SABESP). **Tratamento de água**. Disponível em: <<http://site.sabesp.com.br/site/interna>>. Acesso em janeiro de 2012.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Monitoramento de qualidade da água**. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em janeiro de 2012.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Perfil do setor de açúcar e álcool no Brasil**. Brasília, 2008.

CONSELHO DOS PRODUTORES DE CANA-DE-AÇÚCAR, AÇÚCAR E ÁLCOOL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CONSECANA). **Custos de produção e valores pagos**. <<http://www.unica.com.br/consecana/>>. Acesso em 2013.

COPPIN, P.; JONCKHEERE, I.; NACKAERTS, K.; MUYS, B. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 9, p. 1565-1596, 2004.

CORBI, J. J.; STRIXINO, S. T.; SANTOS, A.; DEL GRANDE, M. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 61-65, 2006.

COSTA, B. M. Tipos de pastagens. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 13., 1976, Salvador/BA. **Anais...** Salvador: SBZ, 1976. p. 380-381.

_____. Degradação de pastagens. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 5., 1978, Piracicaba. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil/ESALQ, 1980. p. 5-27.

_____. Tipos de pastagens, sob o ponto de vista ecológico. **Agrociência**. Disponível em <http://www.agronline.com.br/agrociencia/pdf/public_47.pdf>. Acesso em: janeiro de 2012. 2006. 6p.

COSTA, S. S. T. Introdução à economia do meio ambiente. **Análise**, v. 16, n. 2, p. 301-323. Porto Alegre. ago./dez. 2005.

COSTANZA, R. Embodied energy and economic valuation. **Science**, v. 210, p. 1219-1224, 1980.

_____. **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Colombia. University Press, 1991.

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

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

COSTANZA, R.; DALY, H. E.; BARTHOLOMEW, J. A. Goal, agenda and policy recommendations for ecological economics. In: COSTANZA, R. (ed.) **Ecological economics: the science and management of sustainability**. New York: Colombia. University Press, 1994.

COSTANZA, R.; FARBER, S. C.; MAXWELL, J. Valuation and management of wetland ecosystems. **Ecological Economics**, v.1, p.335-361, 1989.

COSTANZA, R.; MAXWELL, T. Resolution and predictability: an approach to the scaling problem. **Landscape Ecology**, v. 9, p. 47-57, 1994.

COUCLELIS H. From cellular automata to urban models: new principles for model development and implementation. *Environment and Planning B. Planning and Design*, v. 24, n. 2, p. 165-74. 1997

COUCLELIS, H. Modeling frameworks, paradigms and approaches. In: CLARKE, K. C.; PARKS, B. O.; CRANE, M. P. (eds). **Geographic information systems and environmental modeling**. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 2002. p. 36-50.

COWEN, J. A proposed method for calculating the LS factor for use with the USLE in a grid-based Environment. In: ANNUAL ESRI USER CONFERENCE, 13., 1993, San Francisco. **Proceedings...** San Francisco, 1993. p. 65-74.

CZAMANSKI, S. A method of forecasting metropolitan growth by means of distributed lags analysis. **Journal of Regional Science**, v. 6, p. 35-49, 1965.

DAILY, G.C. (Ed.). **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Island Press, Washington, DC, USA, 1997.

DALY, H. E. On Economics as a Life Science. **The Journal of Political Economy**, v. 76, n. 3, p. 392-406. 1968.

DALY, H. E.; FARLEY, J. **Ecological economics**: principles and applications. Washington: Island Press, 2003.

de BEURS, K. M.; HENEERY, G. M. A statistical framework for the analysis of long image time series. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 8, p. 1551-1573, 2005.

DE GROOT, R. S. **Functions of nature** - evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Netherlands: Wolters-Nordhoff, 1992. 315p. ISBN: 9001355943.

DEDECEK, R. A.; RESCK, D. V. S; FREITAS JÚNIOR, E. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em latossolo vermelho escuro dos cerrados e de manejo da palhada do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, p. 265-272, 1986.

DEMARCO, L. C. **Agropecuária em Arealva**. (Engenheiro agrônomo do EDR-Bauru). Entrevista realizada na Casa da Agricultura de Arealva, em outubro de 2011.

DEMATTE, J. L. I. Manejo e conservação de solos para cana-de-açúcar. In: CÂMARA, G. M. S.; OLIVEIRA, E. A. M. (eds). **Produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: FEALQ, 1993, p. 94-119.

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA DO ESTADO DE SÃO PAULO (DAEE). **Banco de dados pluviométricos**. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/plu?lig=podfp>>. Acesso em 2013.

DESAIGUES, B.; POINT, P. Les Méthodes de Détermination d'indicateurs de Valeur Ayant la Dimension de Prix pour les Composantes du Patrimoine Naturel. **Revue Economique**, v. 41, n. 2, p. 269-318, 1990.

DESCLEE, B.; BOGAERT, P.; DEFURNY, P. Forest change detection by statistical object-based method. **Remote Sensing of Environment**, v. 102, p. 1-11, 2006.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, p. 427-433, 1996.

DEURSEN, W. P. A.; WESSELING, C. G. **PCRaster**. Utrecht: Department of Physical Geography, Utrecht University, 1995.

DOMINGOS. **Agropecuária em Arealva**. (Pecuarista em Arealva). Entrevista realizada em sua propriedade, em outubro de 2011.

DONAIRE, D. **Gestão ambiental na empresa**. São Paulo: Ed. Atlas. Cap. 3. 1995.

DOUGLAS, I. Sediment transfer and siltation. In: TURNER II, B. L.; CLARK, W. C.; KATES, R. W.; RICHARDS, J. F.; MATHEWS, J. T.; MEYER, W. B. (Eds.). **The Earth as transformed by human action**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p. 215-234.

DRUGOWICH, M. I.; SAVASTANO, S.; SAVASTANO, S. A. A. L. **Erosão em pastagens sob pecuária leiteira e mista no estado de São Paulo**. 2010. Disponível em: <http://www.cati.sp.gov.br/new/acervo/recursos_naturais/ErosaoPastagensSP.pdf>. Acesso em: junho de 2013.

ECHENIQUE, M. **Models: a discussion**. Cambridge, UK: University of Cambridge, 1968.

ELIASCH REVIEW. **Climate change: financing global forests**. Reino Unido: Crown Copyright, 2008. 273 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA); MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento). **Natureza econômica e impacto das pastagens no custo de produção da pecuária de corte**. **Documentos**, n. 181 Campo Grande/MS, 2010. 22p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Cana-de-açúcar**. Disponível em: <<http://www.cana.cnpm.embrapa.br>>. 2010.

EUCLIDES FILHO, K. A pecuária de corte no cerrado brasileiro. p. 613-644. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. de (eds). **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Planaltina, DF: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Cerrados). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2008. 1199 p.

EVANS, T. P.; MUNROE, D. K.; PARKER, D. C. Modelando mudanças de cobertura e uso da terra: explorando a dinâmica de relações homem-ambiente.

In: MORAN, E. F.; OSTROM, E. (orgs.). **Ecosistemas florestais: interações homem-ambiente**. São Paulo. Ed. Edusp e Senac. 2009. p. 237-288.

FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. (Ed.). **Savanas: demandas para pesquisa**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados. 170 p. p. 107-116. 2009.

FARNWORTH, E. G.; TIDRICK, T. H.; JORDAN, C. F.; SMATHERS JUNIOR, W. M. The value of natural ecosystems: an economic and ecological framework. **Environmental Conservation**, v. 8, n. 4, p. 275-282, 1981.

FARNWORTH, E. G.; TIDRICK, T. H.; SMATHERS JUNIOR, W. M.; JORDAN, C. F. A synthesis of ecological and economic theory toward more complete valuation of tropical moist forests. **International Journal of Environmental Studies**, v. 21, p. 11-28, 1983.

FEARNSIDE, P. M. Serviços ambientais como base para o uso sustentável de florestas tropicais na Amazônia Brasileira. p. 9-23. In: WORKSHOP ADVANCES IN ENERGY STUDIES: ECOLOGY - ENERGY IN LATIN AMERICA, 4., 1983, Campinas. **Anais...** Campinas: Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), 15-19 de junho de 2004.

FIORIO, P. R.; DEMATTÊ, J. A. M.; SPAROVEK, G. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba-SP. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 4, p. 671-679, Brasília. 2000.

FOLADORI, G. **Limites do desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Editora da Unicamp/Imprensa Oficial. 2001.

FOLADORI, G. Una tipología del pensamiento ambientalista. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 2, n. 1, p. 42-60. 2000.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). Planning for sustainable use of land resources. **FAO Land and Water Bulletin**, n. 2. Rome. 1995.

FOODY, G. M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**, v. 80, p. 185-201, 2002.

FOODY, G. M. Thematic map comparison: evaluating the statistical significance of differences in classification accuracy. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 70, p. 627-633, 2004.

FOSTER, G. R.; McCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the Universal Soil Loss Equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**. Ankeney, Iowa, v. 36, n. 6. p. 355-359. 1981.

FRANCO, F. L. **Prospectiva estratégica**: uma metodologia para a construção do futuro. 2007, 169p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal do Rio de Janeiro: Coordenação de Pós-Graduação de Engenharia - COPPE, 2007. Disponível em: <http://www.sagres.org.br/biblioteca/prospectiva_metodologia.pdf>. Acesso em janeiro de 2012.

FREITAS, M. W. D.; SANTOS, J. R.; ALVES, D. S. Land-use and land-cover change processes in the Upper Uruguay Basin: linking environmental and socioeconomic variables. **Landscape Ecology**, v. 28, p. 311–327, 2013.

FURLANI NETO, V. L.; RIPOLI, T. C. C.; VILLA NOVA, N. A. Avaliação de desempenho operacional de colhedora em canaviais com e sem queima prévia. **Revista STAB. Açúcar, Álcool e Subprodutos**, v. 15, n. 2, p. 18-23. Piracicaba/SP. 1996.

GEOGHEGAN, J.; PRITCHARD Jr., L.; OGNEVA-HIMMELBERGER, Y.; CHOWDHURY, R. R.; SANDERSON, S.; TURNER II, B. L. Socializing the pixel and pixelizing the social in land-use and land-cover change. p. 51-69. In: LIVERMAN, D.; MORAN, E. F.; RINDFUSS, R. R.; STERN, P. C. (Ed.). **People and pixels**: linking remote sensing and social science. Washington, D.C: National Academy Press, 1998. 267 p.

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

_____. Energy and economic myths. **Southern Economic Journal**, v. 41, p. 347–81. 1975.

_____. Bioeconomics. In: *The Political Economy of Food and Energy*. **Michigan Business Papers**, n. 62. Ann Arbor, University of Michigan, p. 105-134. 1977.

_____. Methods in economic science: a rejoinder. **Economic Issues**, v. 15, p. 188–93. 1981.

GIAMPIETRO, R. L. **Modificações na estrutura e composição florística de matas ciliares na região do médio Paranapanema (1992-2004)**. Dissertação (mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. Disponível em:

<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-15032007-092752/>>.
Acesso em: 2013.

GIANNETTI, E. **O valor do amanhã**: ensaio sobre a natureza dos juros. Companhia das Letras. São Paulo. 2005. 337p.

GIANNETTI, E. **Vícios privados, benefícios públicos?** A ética na riqueza das nações. São Paulo: Companhia das Letras, 2007. 263p.

GILBERT, M.J. **ISO 14001/BS 7750** - Sistema de Gerenciamento Ambiental IMAM, 1996.

GOLDEMBERG, J.; COELHO, S. T.; GUARDABASSI, P. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, p. 2086– 2097, 2008.

GONÇALVES, D. A.; SOUSA JÚNIOR, W. C.; ALMEIDA, C. M. Modelagem de alteração de uso e cobertura da terra em uma porção do município de Mineiros-GO utilizando o método de pesos de evidência. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 12., , Natal, RN. **Anais...** 2007. CD-ROM. Disponível em: <<http://www.cchla.ufrn.br/sbgfa12/>>. Acesso em: 23 set. 2013.

GONÇALVES, D. B. **Mar de cana, deserto verde?** Dilemas do desenvolvimento sustentável na produção canavieira paulista. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – UFSCAR, São Carlos. 2005. 256p.

GOODACRE C. M., BONHAM-CARTER G. F., AGTERBERG, F. P., WRIGHT D. F. A statistical analysis of spatial association of seismicity with drainage patterns and magnetic anomalies in western Quebec. **Tectonophysics**, v. 217, p. 205-305, 1993.

GRAY, L.C. The Economic Possibilities of Conservation. **Quarterly Journal of Economics**, v. 27, p. 497-519. 1913.

GRUNCHY, A. G. **Modern economic thought**: the american contribution. Englewood Cliffs, N. J.: Prentice-Hall, 1947.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 17, n. 3, p. 235-249, 2003.

HAGEN, A. Multi-method assessment of map similarity. In: RUIZ, M., GOULD, M., RAMON, J. (Eds). AGILE Conference on Geographic Information Science, 5., 2002, Palma, Spain. **Proceedings...** Palma, 2002. p. 171-182.

HAMILTON, L.; KING, P. **Tropical forested watersheds**: hydrologic and soils responses to major uses or conversions. Boulder: Westview Press. 1983.

HANLEY, N.; SPASH, C. L. **Cost-benefit analysis and the environment**. Hants, England: Edward Elgar Publishing Limited, 1993. 278p.

HARDIN, G. The Tragedy of the Commons. **Science**, v. 162, n. 3859, pp. 1243-1248. 1968.

HERNANDES, C. E. **Agropecuária em Arealva**. (Engenheiro Civil da Bombas Leão). Entrevista realizada no escritório da empresa, em outubro de 2011.

HEYMANN, Y. **Corine land cover technical guide**. Luxemburgo: European Commission, 1994. 136 p.

HILL, B. M. Inference about variance components in the one-way model. **Journal of the American Statistical Association**, v. 60, p. 806–825. 1965.

HOSMER, D. W.; LEMESHOW, S. **Applied logistic regression**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1989.

HOTELLING, H. Edgeworth's taxation paradox and the nature of demand and supply functions. **Journal of Political Economy**, v. 40, p. 577-616, 1932.

HOTELLING, H. The Economics of Exhaustible Resources. **The Journal of Political Economy**, v. 39, n. 2, p. 137-175, 1931.

HUERTA, E.; MANGIATERRA, A.; NOGUERA, G. GPS. **Posicionamiento satelital**. UNR, Argentina. 2005. 138 p.

HUFSCHMIDT, M. M.; JAMES, D. E.; MEISTER, A. D.; BOWER, B. T.; DIXON, J. A. **Environment, natural systems, and development**: an economic valuation guide. Baltimore, EUA: Johns Hopkins University Press, 1983.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Manual Técnico de Uso da Terra. 2. edição. **Manuais Técnicos em Geociências**, n. 7. Rio de Janeiro, 2006. 91 p.

_____. **Base cartográfica contínua 1:250.000**. Rio de Janeiro, 2011a.

_____. **Censo agropecuário**. Coordenação de Agropecuária. Gerência de Agricultura. 2008.

_____. **Censo populacional 2010**. Rio de Janeiro, 2011c.

_____. **Distribuição espacial da atividade canavieira nos Biomas brasileiros em 2005**. Rio de Janeiro, 2007.

_____. **Divisão Territorial do Brasil e Limites Territoriais**. Rio de Janeiro, 2011b.

_____. **Levantamento Sistemático da Produção Agropecuária**. Diretoria de Pesquisas Estatísticas. Coordenação de Agropecuária. Gerência de Agricultura. 2012c.

_____. **Pesquisa agrícola municipal**. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas Estatísticas. Coordenação de Agropecuária. Gerência de Agricultura, 2012a.

_____. **Pesquisa pecuária municipal**. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas Estatísticas. Coordenação de Agropecuária. Gerência de Agricultura, 2012b.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (IEA). **preços de terras e aluguéis de pastos**. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/bancodedados.html>>. Acesso em janeiro de 2013.

INSTITUTO DE PESQUISA E TECNOLOGIA DE SÃO PAULO (IPT). **Erosão no Estado de São Paulo**. São Paulo. (IPT. Relatório, 33 402). 1997a.

_____. **Orientações para o combate a erosão no Estado de São Paulo - síntese**. São Paulo: Convênio IPT/DAEE. (IPT. Relatório 36.071). 1997b.

_____. **Banco de dados de erosão do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2010.

INSTITUTO DE PESQUISA E TECNOLOGIA DE SÃO PAULO (IPT)/
DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO DE SÃO PAULO (DAEE).
Diagnóstico da erosão no Estado de São Paulo. 1997.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Divisão de Sensoriamento Remoto. **CANASAT. Mapeamento da cana via imagens de satélite de observação da terra**. São José dos Campos/SP. Disponível em <<http://www.dsr.inpe.br/canasat>>. Acesso em: janeiro de 2011.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). **Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar.** Subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo, 2008. 119p.

IRIAS, L. J. M.; GEBLER, L.; PALHARES, J. C. P.; ROSA, M. de F.; RODRIGUES, G. S. Avaliação de impacto ambiental de inovação tecnológica agropecuária - aplicação do sistema Ambitec. **Agricultura São Paulo**, v. 51, n. 1, São Paulo, p. 23-39, 2004.

ISE, J. The Theory of Value as Applied to Natural Resources. **The American Economic Review**, v. 15, p. 284-291, 1925.

JANK, M. S.; NAPPO, M. Etanol de cana-de-açúcar: uma solução energética global sob ataque. In: ABRAMOVAY, R. (org.). **Biocombustíveis. A energia da controvérsia.** São Paulo: Editora Senac, 2009. 184 p.

JENSEN, J. R. **Introductory digital image processing: a remote sensing perspective.** 3. ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall, 2005. 528 p.

JIANYA, G.; HAIGANG, S.; GUORUI, M.; QIMING, Z. A review of multi-temporal remote sensing data change detection algorithms. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v. 37, part B7, Pequim, p. 757-762, 2008.

JOHANSSON, P. **The economic theory and measurement of environmental benefits.** Cambridge University Press. New York, 1987.

JOHN, L. Serviços Ambientais. In: INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). **Almanaque Brasil Socioambiental - Uma nova perspectiva para entender a situação do Brasil e a nossa contribuição para a crise planetária.** São Paulo, 2008. 553p.

KAUTH, R. J.; THOMAS, G. S. The tasseled Cap: a graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by LANDSAT. In: SYMPOSIUM ON MACHINE PROCESSING OF REMOTELY SENSED DATA, 1976, Indiana. **Proceedings...** Indiana: Purdue University of West Lafayette, 1976, p. 41-51.

KEYNES, J. M. **Teoria geral do emprego, do juro e da moeda** (*General theory of employment, interest and money*). CRUZ, M. R. (Trad.). São Paulo/SP: Editora Atlas, 1992. ISBN 978-85-224-1457-4. 1935.

KLAPPROTH J. C.; JOHNSON, J. E. **Understanding the science behind riparian forest buffers: effects on water quality.** Virgínia: Virginia Cooperative Extension, Publication Virginia Polytechnic Institute and State University, p. 420-451. 2000.

KOLSTAD, K. **Environmental economics.** Oxford University Press, 2000.

KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; YWANE, M. S. S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L. M. P. R.; GUILLAUMON, J. R.; BAITELLO, J. B.; BORGIO, S. C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A. M. F.; FUKUDA, J. C.; SHIDA, C. N.; MONTEIRO, C. H. B.; PONTINHA, A. A. S.; ANDRADE, G. G.; BARBOSA, O.; SOARES A. P.; COUTO, H. T. Z. do; JOLY, C. A. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo.** São Paulo: Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

KRUTILLA, J. V., FISHER, A. C. **The economics of natural environments.** Baltimore: Johns Hopkins Univ., 1976.

LAMBIN, E. F.; ROUNSEVELL, M. D. A.; GEIST, H. J. Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 82, p. 321–331, 2000.

LAMBIN, E. F.; STRAHLER, A. H. Change-vector analysis: A tool to detect and categorize land-cover change processes using high temporal-resolution satellite data. **Remote Sensing of Environment**, v. 48, p. 231-244, 1994.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p. 159-174, 1977.

LEÃO, R. M. **A floresta e o homem.** São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/Instituto de Pesquisas e Estudos florestais, 2000. 448p.

LEE, E.; MAHANTY, S. **Payments for environmental services and poverty reduction: risks and opportunities.** Bangkok: The center for People and Forests, 2009. 40p.

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

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas.** Boletim Técnico, n. 27. Campinas: Instituto Agrônomo, 1975. 12p.

- LOMBARDI NETO, F.; DRUGOWICH, M. I. (coord.). **Manual técnico de manejo do solo e da água**. Campinas, SP. Secretaria de Agricultura e Abastecimento – CATI, 1995.
- LOW, B.; COSTANZA, R.; OSTROM, E.; WILSON, J.; SIMON, C. P. Human–ecosystem interactions: a dynamic integrated model. **Ecological Economics**, v. 31, p. 227–242, 1999.
- LOWRY, I. S. A model of metropolis, rand corporation, Santa Monica, California. In: PUTMAN, S. H. **Urban residential location models**. Martinus Nijhoff Publishing, 1964.
- LU, D.; MAUSEL, P.; BRONDIZIO, E.; MORAN, E. Change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 25, n. 12, p. 2365–2407, 2004.
- LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. **Economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Campus, 2003, pp 1-29.
- MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A. **Technical information provided by scientists and engineers**. Piracicaba: Centro de Tecnologia Canaveieira (CTC), 2006.
- MACEDO, I. C.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, J. E. A. R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, p. 582–595. 2008.
- MACEDO, M. C. M.; ZIMMER, A. H. Sistema pasto-lavoura e seus efeitos na produtividade agropecuária. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSISTEMAS DE PASTAGENS, 2., 1993, Jaboticabal. **Anais...** Jaboticabal: FUNEP/ UNESP, 1993. p.216-245. FAVORETTO, V.; RODRIQUES, L. R. A.; REIS, R. A. (eds.).
- MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P.; CALDAS, E.; GONÇALVES, D.; SANTOS, N.; TABOR, K.; STEININGER, M. **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Conservation International do Brasil, Brasília. 2004.
- MACHADO, R. E.; VETTORAZZI, C. A.; Xavier, A. C. simulação de cenários alternativos de uso da terra em uma microbacia utilizando técnicas de modelagem e geoprocessamento. 2003. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 727-733. Viçosa/MG. 2003.

MAEDA, E. E.; ALMEIDA, C. M.; XIMENES, A. C.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; PELLIKKA, P. Dynamic Modelling of Forest Conversion: Simulation of Past and Future Scenarios of Rural Activities in the Fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 13, p. 435-446, 2011.

MAIA, A. G. **Valoração de recursos ambientais**. 2002. 199p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente) , UNICAMP, Campinas, 2002.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R. Validade e confiabilidade do método de custo de viagem: um estudo aplicado ao Parque Nacional da Serra Geral. **Economia Aplicada**, v.12, n. 1. Ribeirão Preto/SP. 2008.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P. **Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações**. Campinas: IE/UNICAMP, n. 116, 2004, 39p. Texto para Discussão.

MANZATTO, C. V.; ASSAD, E. D.; BACCA, J. F. M.; ZARONI, M. J.; PEREIRA, S. E. M. (Orgs.). **Zoneamento agroecológico da cana-de-açúcar**: expandir a produção, preservar a vida, garantir o futuro. EMBRAPA. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2009. 58 p.

MARQUES, J. J. G. S. **Estimativas e comparações dos fatores das chuvas e erodibilidade de solos com horizonte b textural no Brasil**. 1996. 119 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras/MG, 119p. 1996.

MARQUES, J. Q. A. **Manual brasileiro para levantamento da capacidade de uso da terra**: 3. ed. Escritório Técnico Brasil-Estados Unidos (ETA), 1971. 433 p.

MARSHALL, A. **Princípios de economia**. São Paulo/SP: Nova Cultura, 1982 (Coleção Os Economistas). 1890.

MARSHALL, A. Water as an Element of National Wealth (1879). In: PIGOU, A. C. **Memorials of Alfred Marshall**. New York: Kelley Publishers, 1966, p. 134-141.

MARTINS, S. R. Fundamentos da economia ecológica. In: CONFERÊNCIA DE QUALIDADE AMBIENTAL DE PELOTA/RS, 2., 2004, Pelotas. **Anais...** Pelotas, 2004.

MAS, J. F. Monitoring land-cover change: a comparison of change detection techniques. **International Journal of Remote Sensing**, v. 20, p. 139-152, 1999.

MATHER, P. M. **Computer processing of remotely-sensed images: an introduction**. 3. ed. England: John Wiley & Sons, 2004. 326 p.

MAXWELL, T.; COSTANZA, R. A language for modular spatio-temporal simulation. **Ecological Modelling**, v. 103, p. 105-113, 1997.

MAY, P. H. (org.) **Economia ecológica: aplicações no Brasil**. Editora Campus. 1995. 179 p. ISBN 8535200037, 9788535200034.

MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. **Economia do Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: Campus, 2003.

MAY, P. H.; MOTTA, R. S. (Orgs). **Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável**. Editora Campus. 194p. 1994.

McCOY, R. M. **Field methods in remote sensing**. New York: The Guilford Press, 2005. 178 p.

MERICO, L. F. K. **Introdução a economia ecológica**. Editora FURB. 160p. 1996.

MEYER, W. B. Past and present land use and land cover in the USA. **Consequences**, v. 1, p. 25-33. 1995.

MEYER, W. B.; TURNER II, B. L. Land-use/land-cover change: challenges for geographers. **Geojournal**, v. 39, n. 3, p. 237-240. 1996.

MIKHAIL, E. M.; GRACIE, G. **Analysis and adjustment of survey measurements**. New York: VNR, 1977. 340 p.

MILL, J. S. **Principles of political economy: with some of their applications to social philosophy**. Londres: Longmans, 1848.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystem and human well-being: a framework for assessment**. Washington, DC: Island Press, 2003.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystem and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. Disponível em:

<<http://www.millenniumassessment.org/en/index.aspx>>. Acesso em:16/11/2010.

MIRRA, A. L. V. **Impacto ambiental**: aspectos da legislação brasileira. São Paulo: Editora Oliveira Mendes, 1998.

MITCHELL, J. K.; BUBENZER, G. D. Soil loss estimation. In: KIRKBY, M. J.; MORGAN, R. P. C. (eds.). **Soil erosion**. John Wiley & Sons Ltd., 1980.

MOMOLI, R. S. **Dinâmica da sedimentação em solos sob matas ciliares**. 2011. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-08082011-102417/>>. Acesso em maio de 2013.

MOREIRA JORGE, J. A. B. **Agropecuárias em Arealva**. (Médico veterinário do EDR-Bauru). Entrevista realizada por telefone, em outubro de 2011.

MOREIRA, J. R.; GOLDEMBERG, J. The alcohol program. **Energy Policy**, v. 27, p. 229-245. 1999.

MOREIRA, M. C. A. **Avaliação da influência da barragem de Barra Bonita (SP) na morfodinâmica do rio Tietê e seus impactos à navegação**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) -. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo (FEC), Campinas, 2011.

MOREIRA, M. G; BOIZIO, R. C. Análise comparativa dos custos de cana-de-açúcar: produção independente x usina de açúcar e álcool. **Custos e @gronegocio on line**, v. 8, n. 2. 2012. Disponível em: <<http://www.custoseagronegocioonline.com.br>>. Acesso em maio de 2013.

MORITZ, G. O. **Planejando por cenários prospectivos**: a construção de um referencial metodológico baseado em casos. 2004. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção)- Universidade Federal de Santa Catarina: Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Florianópolis, 2004.

MOSER, S. C. A Partial Instructional Module on Global and Regional Land Use/Cover Change: Assessing the Data and Searching for General Relationships. **Geojournal**, v. 39, n. 3, p. 241-283, 1996.

MOTTA, R. S. **Economia ambiental**. Rio de Janeiro: FGV Editora. 2006. 225p.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Rio de Janeiro: IPEA/MMA/PNUD/CNPq, 1997. 254p.

MUELLER, C. C. Avaliação de duas correntes da economia ambiental: a escola neoclássica e a economia da sobrevivência. **Revista de Economia Política**, v. 18, n. 2 (70), p. 66-89. 1998.

NALLE, D. J.; MONTGOMERY, C. A.; ARTHUR, J. L.; POLASKY, S.; SCHUMAKER, N. H. Modeling joint production of wildlife and timber. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 48, p. 997–1017, 2004.

NASS, L. L.; PEREIRA, P. A. A.; ELLIS, D. Biofuels in Brazil: An overview, review & interpretation. **Crop Science**, v. 47, p. 2228–2237. 2007.

NASSAR, A. M.; HARFUCH, L.; MOREIRA, M. M. R.; CHIODI, L. ANTONIAZZI, L. B. **Modelagem do uso da terra no brasil**: documento preparado para o “estudo de baixo carbono para o Brasil”. Banco Mundial (coord.). Instituto de Estudos do Comércio e Negociações Internacionais (ICONE). Relatório Final. 2010. 94 p.

NASSAR, A. M.; RUDORFF, B. F. T.; ANTONIAZZI, L. B.; AGUIAR, D. A. de; BACCHI, M. R. P.; ADAMI, M. Prospects of the Sugarcane Expansion in Brazil: Impacts on Direct and Indirect Land Use Allocation and Changes. In: ZUURBIER, P.; de VOOREN, J. van (Orgs). **Sugarcane ethanol**: contributions to climate change mitigation and the environment. Wageningen Academic Publishers: Wageningen, p. 63-93. 2008.

NÓBREGA, C. A. W. **Dragagens**. Agência Nacional de Transportes Aquaviários. Dragagem. Câmara de Comércio Exterior – CAMEX. Rio de Janeiro, 29 de setembro de 2004.

NOGUEIRA, J. M., MEDEIROS, M. A. A., ARRUDA, F. S. T. Valoração econômica do Meio Ambiente: Ciência ou Empirismo? **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 17, n. 2. p. 81-115. 2000.

NOGUEIRA, J. M.; RODRIGUES, A. A. **Manual de valoração econômica de florestas nacionais**. Quarto relatório, versão corrigida, do Estudo sobre Valoração Econômica de Florestas Nacionais: Produtos Madeireiros e Não Madeireiros do Projeto PNUD/BRA 97/044 - Desenvolvimento Florestal Sustentável – do contrato Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a Fundação de Tecnologia Florestal e Geoprocessamento (FUNTEC), correspondente à Carta de Acordo 07/47-3830. 1997. 46p.

NORTH, M. J.; COLLIER, N. T.; VOS, J. R. Experiences Creating Three Implementations of the Repast Agent Modeling Toolkit. **ACM Transactions on Modeling and Computer Simulation, Proceedings...**, v. 16, n. 1, p. 1-25, New York, USA: ACM, 2006.

NOVAES, A. G. **Modelos em planejamento urbano, regional e de transportes**. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1981.

NOVAES, M. R.; RUDORFF, B. F. T.; ALMEIDA, C. M.; AGUIAR, D. A. Análise Espacial da redução da queima na colheita da cana-de-açúcar: Perspectivas Futuras ao cumprimento do Protocolo agro-ambiental. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 3, p. 572-583, 2011. doi: <[/10.1590/S0100-69162011000300017](http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162011000300017)>.

NOVAES, M. R. **Análise da redução da queima na colheita da cana-de-açúcar por meio de modelagem dinâmica espacial**. 2010. 153 p. (sid.inpe.br/mtc-m19@80/2010/02.25.12.38-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2010. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/373AJTE>>. Acesso em: 18 nov. 2013.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434 p.

ODUM, H. T. **Environment, Power and Society**. New York: John Wiley & Sons, 1971.

OLIVETTE, M. P. A.; FERRAZ, K. V. L.; FRANCISCO, N. S. Análise comparativa da área plantada com cana-de-açúcar frente aos principais grupos de culturas nos municípios paulistas, 1996-2008. **Informações Econômicas**, v. 40, n. 2, São Paulo/SP. 2010.

OMETTO, A. R.; MANGABEIRA, J. A. C.; HOTT, M. C. Mapeamento de potenciais de impactos ambientais da queima de cana-de-açúcar no Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12. (SBSR), 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 2297-2300. CD-ROM, On-line. ISBN 85-17-00018-8. Disponível em: <<http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.19.16.07>>. Acesso em: 18 out. 2013.

OPENSHAW, S. Geocomputation. In: LONGLEY, P. A.; BROOKS, S. M.; McDONNELL, R.; MACMILLAN, B. (Eds.). **Geocomputation: a primer**. John Wiley & Sons Ltd., 1998. p. 1-29.

Organização de plantadores de cana da Região Centro-Sul do Brasil (ORPLANA). **Custos de produção e valores pagos**. Disponível em: <<http://www.orplana.com.br/novosite/index.php>>. Acesso em 2013.

PARKER, D. C.; MANSON, S. M.; JANSSEN, M. A.; HOFFMANN, M. J.; DEADMAN, P. Multi-Agent Systems for the Simulation of Land-Use and Land-Cover Change: A Review. **Forthcoming, Annals of the Association of American Geographers**, v. 93, n. 2, p. 314–337, June 2003.

PEARCE, D. W. **Economic values and the natural world**. Cambridge: MIT Press, 1993. 129p.

PEARCE, D. W.; TURNER, R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore: The John Hopkins University Press, 1990.

PENTEADO, H. **Ecoeconomia: uma nova abordagem**. Companhia Editora Nacional. 2008. 239p.

PEREIRA, J. M.; REZENDE, C. de P.; MORENO, M. A. R. Pastagens no Ecosistema Mata Atlântica: atualidades e perspectivas. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA. SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO ANIMAL E O FOCO NO AGRONEGÓCIO, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia/GO: SBZ, 2005. p. 36-55.

PEREIRA, J. M. **Manejo estratégico da pastagem**. 2004. 5 p. Disponível em: <<http://www.ceplac.gov.br/radar/semfaz/pastagem.htm>>. Acesso em: outubro de 2012.

PERRATON, J.; BAXTER, R. **Models, evaluations & information systems for planners**. Lancaster: MTP Construction, 1974. 305 p.

PETTY, W. **Tratado dos impostos e contribuições**. São Paulo: Abril Cultural, 1983 (Coleção Os Economistas). 1662.

PIACENTE, F. J. **Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Econômico) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Econômico, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 2005. 181p.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**, 2. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, . 2000. 459p.

PIGOU, A. C. **The economics of welfare**, London: Macmillan, 1 ed., 1920.976p.

PIGOU, A. C. **Wealth and welfare**. London: Macmillan and co., limited. 1912.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. **Science**, v. 267, n. 1, p. 117-1123, 1995.

PINO, F. A. **Análise preliminar de um censo agropecuário: projeto LUPA** no Estado de São Paulo. 2009 Disponível em:
<<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>> ou
<<http://www.iea.sp.gov.br/projetolupa>> Relatório Técnico.

PINTO, A. C. de Q. ; FALEIRO, F. G. ; SOUSA, E. dos S. de ; SCANAVACA JÚNIOR, L. ; ANDRADE, S. R. M. de ; CORDEIRO, M. C. R. ; ANJOS, J. R. N. dos ; JUNQUEIRA, N. T. V. ; RAMOS, V. H. V. ; BRAGA, M. F. ; ROSSETTO, C. J. ; SOUZA, V. A. B. de ; COSTA, J. G. da ; DIAS, J. N. . **Resultados de pesquisa para o Cerrado 2004-2005**. 2. ed. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007. v. 1. 10p .

POLIDORI, M. C. **Crescimento urbano e ambiente** - um estudo exploratório sobre as transformações e o futuro da cidade. Tese de Doutorado. Porto Alegre: UFRGS – PPGECCO, 2004. 352 p.

PONTIUS JR., R. G. Quantification error versus location error in comparison of categorical maps. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 66, n. 8, p. 1011-1016. 2000.

PONTIUS JR., R. G. Statistical methods to partition effects of quantity and location during comparison of categorical maps at multiple resolutions. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v. 68, n. 10, p. 1041-1049. 2002.

PRIMAVESI, O.; PRIMAVESI, A. C.; CORREA, L. A.; SILVA, A. G.; CANTARELLA, H. Lixiviação de nitrato em pastagem de coastcross adubada com nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 3, p. 683-690. 2006.

PROGRAMA DE EDUCAÇÃO CONTINUADA EM ECONOMIA E GESTÃO DE EMPRESAS (PECEGE). **Portal de informações sucroenergéticas: custos de produção da cana-de-açúcar e etanol no Brasil**.

<<http://www.pecege.org.br/capa.asp?IDPaginaInst=principal>>. Acesso em 2013.

QUESNAY, F. **Natural Right**. Londres, 1765 [?].

QUESNAY, F. **Quadro econômico dos fisiocratas**. São Paulo: Abril Cultural, 1983 (Coleção Os Economistas). 1758

RADKE, R. J.; ANDRA, S.; AI KOFABI, O.; ROYSAM, B. Image change detection algorithms: a systematic survey. **IEEE Transactions on Image Processing**, v. 14, p. 294–307, 2005.

RHOTON, F. E.; MEYER, L. D.; WHISLER, F. D. A laboratory method of predicting the size distribution of sediment eroded from surface soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v. 46, p. 1259-1263, 1982.

RICARDO, D. **Princípios de economia política e tributação**. São Paulo: Abril Cultural, 1982 (Coleção Os Economistas). 1817.

RIPPOLI, T. C. C.; RIPOLI, M. L. C.; CASAGRANDE, D. V.; IDE, B. Y. **Plantio de cana-de-açúcar: estado da arte**. 2. ed. Piracicaba, 2007. 197 p.

RITTER, W. F.; SHIRMOHAMMADI, A. Agricultural drainage and water quality. p. 59-90. In: RITTER, W. F.; SHIRMOHAMMADI, A. (eds.) **Agricultural nonpoint source pollution: watershed management and hydrology**. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2001.

ROBINSON, E. J. Z.; ALBERS, H. J.; WILLIAMS, J. C. Spatial and temporal modeling of community non-timber forest extraction. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 56, p. 234–245, 2008.

RODRIGUES, H. O.; SOARES-FILHO, B. S.; COSTA, W. L. S. Dinâmica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. In: simpósio brasileiro de sensoriamento remoto, 13., 2007, Florianópolis. **Anais....** São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2007.

ROEHL, J. W. Sediment source areas, delivery ratios and influencing morphological factors. **International Association of Hydrological Sciences**, v. 59, p. 202-213, 1962.

ROLIM, J. C. Instalação da cultura e sistemas de produção. In: CÂMARA, G. M. S. e OLIVEIRA, E. A. M. (eds). **Produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba FEALQ, , p. 120-132. 1993.

ROMEIRO, A. R. Desenvolvimento sustentável e mudança institucional: notas preliminares. **Economica**, v. 1, n. 1, 1999.

_____. (Org.). **Avaliação e Contabilização de Impactos Ambientais**. Campinas. Editora da Unicamp. São Paulo: Imprensa Oficial, 2004.

_____. Economia ou economia política da sustentabilidade? IE/UNICAMP. **Texto para Discussão**, n. 102, 2001.

_____. Economia ou Economia Política da Sustentabilidade. In: MAY, P.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. **Economia do Meio Ambiente**. Rio de Janeiro: Campus, 2003, p. 1-29.

ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G. Módulo 4: Avaliação de Custos e Benefícios Ambientais. 159p. In: **ENAP-** métodos e técnicas de avaliação socioeconômica de projetos. Brasília/DF, 2010. 723p.

ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. P.; LEONARDI, M. L. A. (orgs.). **Economia do meio ambiente: teoria, políticas e a gestão de espaços regionais**. Campinas/SP: Unicamp/IE. Editora da Universidade Estadual de Campinas, 1997.

RUDORFF , B. F. T.; ADAMI, M.; AGUIAR, D. A.; GUSSO, A.; SILVA, W. F.; FREITAS, R. M. Temporal Series of EVI/MODIS to identify land converted to sugarcane. In: IEEE INTERNATIONAL GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM (IGARSS), , Cape Town, South Africa,. **Proceedings...** Cape Town: University of Cape Town, 2009.

RUDORFF , B. F. T.; ADAMI, M.; AGUIAR, D. A.; MOREIRA, M. A.; MELLO, M. P.; FABIANI, L.; AMARAL, D. F.; PIRES, B. M. The soy moratorium in the Amazon biome monitored by remote sensing images. **Remote Sensing**, v. 3, p.185-202, 2011.

RUDORFF , B. F. T.; AGUIAR, D. A.; SILVA, W. F.; SUGAWARA, L. M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M. A. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1057-1076. 2010.

RUDORFF , B. F. T.; CREPANI, E.; AGUIAR, D. A.; SANTOS, J. S.; PALMEIRA, A. F.; LUZ, A. M. S. A.; ALVES, C. D.; CORRÊA, D. B.; GOLTZ, E.; RISSO, J.; PAULA, J. V.; MEDEIROS, J. S.; SILVA, J. E. S.; MACEDO, L. A.; PEREIRA, M. N.; CARVALHO, M. A.; MELLO, M. P.; VARLEZ, M. A. S.; SOUSA, R. C. A.; LIMA, S. F. S.; AULICINO, T. L. N. **Identificação de áreas**

de preservação permanente ciliares a partir das feições da paisagem e imagens de sensoriamento remoto em regiões produtoras de cana-de-açúcar no estado de São Paulo. São José dos Campos: INPE, versão: 2012-08-29. 63 p. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/3CH93C8>>. Acesso em: 31 ago. 2012.

SALGADO, M. P. G. Avaliação dos dados SRTM e GDEM aplicados à modelagem do fator topográfico da USLE. 2011. 149 p. (sid.inpe.br/mtc-m19/2011/03.28.22.24-TDI). Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2011. Disponível em: <<http://urlib.net/8JMKD3MGP7W/39DNLFL>>. Acesso em: 18 nov. 2013.

SALGADO, M. P. G; FORMAGGIO, A. R.; RUDORFF, B. F. T. Refinement of the Digital Elevation Model Applied to Erosion Modeling of Watersheds. **Geografia**, v. 36, Número Especial, p. 201-211. Rio Claro. 2011.

SALGADO, M. P. G; FORMAGGIO, A. R.; RUDORFF, B. F. T. Validação dos dados SRTM aplicados à modelagem do fator topográfico da USLE. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 64, n. 4, p. 429-442. 2012.

SANTOS, J. S.; AGUIAR, D. A.; ADAMI, M.; RUDORFF, B. F. T. Identificação da dinâmica do uso e cobertura da terra: expansão da cultura da cana-de-açúcar. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. (SBSR), 2011, Curitiba. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2011. p. 6610-6617. DVD, Internet. ISBN 978-85-17-00056-0 (Internet), 978-85-17-00057-7 (DVD). Disponível em: <<http://urlib.net/3ERPFQRTRW/3A3T595>>. Acesso em: 18 out. 2013.

SÃO PAULO. Governo do Estado; Secretaria da Indústria, Comércio, Ciência e Tecnologia; Coordenadoria da Indústria e Comércio; Companhia de Desenvolvimento de São Paulo; Prefeitura Municipal de Arealva. **Estratégia municipal de desenvolvimento industrial e habitacional** – município de Arealva. São Paulo, 1983.

SÃO PAULO. Governo do Estado; Comitê da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré. Fundo Estadual de Recursos Hídricos. Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. **Diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré – Relatório Final.** São Paulo: CBH-TJ/FEHIDRO/IPT. 2000.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; **Lei Estadual n. 11.241**, de 19 de setembro de 2002a.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; Secretaria do Estado dos Transportes – Departamento Hidroviário. **Hidrovia Tietê-Paraná**. São Paulo, 2002b.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; **Resolução SMA n. 30**, de 11 de junho de 2007. Instituiu o Banco de Áreas para Recuperação Florestal no âmbito do Projeto Mata Ciliar. 2007.

SÃO PAULO. Governo do Estado. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. **Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008**. São Paulo: SAA/CATI/IEA, 2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>>. Acesso em: 2012. 2008a.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; SMA (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo). **Resolução SMA n. 88, de 19 de dezembro de 2008**. Define as diretrizes técnicas para o licenciamento de empreendimentos do setor sucroalcooleiro no Estado de São Paulo. 2008b.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; SMA (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo). **Protocolo agroambiental**. São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/cana/protocolo.pdf>>. Acesso em dezembro de 2008. 2008c.

SÃO PAULO. Governo do Estado. **Relatório Técnico n. 402/08 da revisão do plano de bacia da unidade de gerenciamento de recursos hídricos do Tietê/Jacaré** (UGRHI 13), 2008d.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; SMA (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo). Coordenadoria de Planejamento Ambiental. **Mapa de uso e ocupação do Estado de São Paulo na escala 1:50.000**. São Paulo: SMA/CPLA, 2009a.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; SMA (Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo); Governo do Estado de São Paulo. **Protocolo município verde**. São Paulo. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/municipioverde>>. Acesso em 24 jul. 2009. 2009b.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; IF (Instituto Florestal). **Inventário Florestal da Cobertura Vegetal Nativa do Estado de São Paulo, 2008-2009**. 2010 (no prelo).

SÃO PAULO. Governo do Estado.; Departamento de Águas e Energia Elétrica. Diretoria de Recursos Hídricos. **Projeto GISAT** - base vetorial da malha hidrográfica. São Paulo: DAEE/DRH/GISAT, 2011a.

SÃO PAULO. Governo do Estado.; FEHIDRO; VIDAGUA (Instituto Ambiental Vidágua). **Atlas regional consolidado do uso do solo nas APPs da bacia hidrográfica do Rio Tietê Jacaré** - Plano estratégico de avaliação da situação ambiental das APPs das bacias hidrográficas dos Rios Tietê/Batalha e Tietê/Jacaré. Bauru. São Paulo. 78p. 2011b

SÃO PAULO. Governo do Estado. **O rio Tietê e a Hidrovia Tietê- Paraná**. São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.bv.sp.gov.br>>. Acesso em: 26 nov. 2012.

SAY, J. B. **A treatise on political economy**. Philadelphia: Lippincott, Grambo & Co., 1803.

SCANAVACA JÚNIOR, L. Preservar para lucrar: ambiental e economicamente. **Revista Plasticultura**, Campinas, SP, p. 18 - 19, 10 jul. 2011.

SCHIAVON, J. R. **Agropecuária em Arealva**. (Engenheiro Agrônomo da Assobari). Entrevista realizada na sede da associação, em outubro de 2011.

SCHUMACHER, G. F. **Small is beautiful**. New York: Harper & Row. 1973.

SENA, A. M. C. Capital natural e desenvolvimento sustentável. **Rev. Cent. Ciênc. Admin.**, Fortaleza, v. 9, n. 2, p. 215-219, dez. 2003.

SERALGEDIN, I. **Praticando o desenvolvimento sustentável**. Finanças & Desenvolvimento. Washington, DC: World Bank, 1993. p. 6 – 10,

SILVA, A. F.; FERREIRA, A. C. S. Um estudo teórico sobre a contabilização dos impactos ambientais no setor sucroalcooleiro. **Revista de Contabilidade e Organizações** – FEA-RP/USP, v. 4, n. 8, p. 139-159, jan-abr 2010.

SILVA, A. M. Rainfall erosivity map for Brazil, **Catena**, v. 57, n. 3, p. 251-259. 2004.

SILVA, A. M.; ALVARES, C. A. Erodibilidade dos solos paulistas: levantamento de informações e estruturação de um banco de dados. **Geociências**, v. 24, p. 33-42. 2005.

SILVA, A. M.; RODRIGUES, B. B.; MARQUES, M. A. Erosividade Brasil – software em fase de elaboração. In: XVI Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. **Anais...** Aracaju/SE. 2006.

SILVA, E. A.; CLARKE, K. C. Calibration of the SLEUTH urban growth model for Lisbon and Porto, Portugal. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 26, p. 525-552, 2002.

SILVA, F. R. Avaliação ambiental estratégica como instrumento de promoção do desenvolvimento sustentável. **Revista eletrônica Direitos Fundamentais & Democracia**, v. 8, n. 8, (jul./dez. 2010), p. 301-329.

SILVA, M. A. R. Economia dos recursos naturais. In: MAY, P.; LUSTOSA, M. C.; VINHA, V. **Economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Campus, 2003, p. 33-60

SILVA, W. F.; AGUIAR, D. A.; RUDORFF, B. F. T.; SUGAWARA, L. M.; AULICINO, T. L. I. N. Análise da expansão da área cultivada com cana-de-açúcar na região Centro-Sul do Brasil: safras 2005/2006 a 2008/2009. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 467-474. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. (INPE-16028-PRE/10637). Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.19.04>>. Acesso em: 18 nov. 2013.

SIMON, J. L. **The ultimate resource**. Princeton, N. J.: Princeton University Press, 1981. 415p. ISBN 0-85520-563-6

SINGH, A. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 10, n. 6, p. 989-1003, 1989.

SKOLE, D. L. Data on Global Land-Cover Change: Acquisition, Assessment, and Analysis. In: MEYER, W. B.; TURNER II, B. L. (eds). **Changes in land use and land cover: a global perspective**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 437-471. 1994.

SMEETS, E.; JUNGINGER, M.; FAAIJ, A.; WALTER, A.; DOLZAN, P.; TURKENBURG, W. The sustainability of Brazilian ethanol—An assessment of the possibilities of certified production. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, p. 781-813. 2008.

- SMITH, M. D.; SANCHIRICO, J. N.; WILEN, J. E. The economics of spatial-dynamic processes: Applications to renewable resources. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 57, p. 104–121, 2009.
- SOARES-FILHO B. S.; CERQUEIRA, G.; ARAÚJO, W. **DINAMICA's collection of spatial patterns of change**. 2002.
- SOARES-FILHO B. S.; PENNACHIN, C. L.; CERQUEIRA, G. DINAMICA – a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154 n. 3, p. 217 – 235, 2002.
- SOARES-FILHO B. S.; RODRIGUES, H.; COSTA, W. L. S. **Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO**. Available at www.csr.ufmg.br/dinamica. 2009. ISBN: 978-85-910119-0-2
- SOARES-FILHO B. S.; RODRIGUES, H.; FOLLADOR, M. A hybrid analytical-heuristic method for calibrating land-use change models. **Environmental Modelling & Software**, v. 43, p. 80-87, 2013.
- SOLOW, R. An Almost Practical Step toward Sustainability. **Resources Policy**, v. 19, n. 3, p. 162-172. 1993.
- SOLOW, R. The Economics of Resources or the Resources of Economics. **American Economic Review**, v. 64, n. 2, p. 1-14. 1974.
- SOS MATA ATLÂNTICA (Fundação SOS Mata Atlântica)/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2000-2005**. São Paulo, 2006. Relatório final.
- SOS MATA ATLÂNTICA (Fundação SOS Mata Atlântica)/ Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2008-2010**. São Paulo, 2011. Relatório final.
- SOUSA JÚNIOR, W. C. Pagamento por serviços ecossistêmicos: mata ciliar, erosão, turbidez e qualidade de água. projeto de recuperação de matas ciliares - **Produtos técnicos**, n. 01, 2011. 44p. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/mataciliar>>. Acesso em: 13/04/2013.
- SOUZA-LIMA, J. E. Economia Ambiental, Ecológica e Marxista versus Recursos Naturais. **Revista FAE**. Curitiba, v.7, n.1, p. 119-127, jan./jun. 2004

SPAROVEK, G.; CORRECHEL, V.; BARRETTO, A. G. O. P. The risk of erosion in Brazilian cultivated pastures. **Scientia Agricola**, v. 64 n. 1, Piracicaba, jan/fev 2007.

STAVINS, R. **Economics of the Environment**. Norton, 2000.

STRAPASSON, A. B.; JOB, L. C. M. A. Etanol, Meio Ambiente e Tecnologia. **Revista de Política Agrícola do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Edição especial Agroenergia, ano XV, n. 3, 2006.

SWETNAM, R. D.; FISHER, B.; MBILINYI, B. P.; MUNISHI, P. K. T.; WILLCOCK, S.; RICKETTS, T.; MWAKALILA, S.; BALMFORD, A.; BURGESS, N. D.; MARSHALL, A. R.; LEWIS, S. L. Mapping socio-economic scenarios of land cover change: A GIS method to enable ecosystem service modeling. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 563-574. 2011.

TALLIS, H.; POLASKY, S. Mapping and Valuing Ecosystem Services as an Approach for Conservation and Natural-Resource Management. The Year in Ecology and Conservation Biology, 2009: **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1162, p. 265–283, 2009.

TONHASCA, A. Os serviços ecológicos da Mata Atlântica. **Revista Ciência Hoje**, v. 35, n. 205. p. 64- 65. 2004.

TURNER II, B. L. **Land-use and land-cover change, implementation strategy**. Stockholm and Bonn: Scientific Steering Committee and International Project Office of LUCC.. 1999. IGBP Report n. 46/IHDP Report n. 10.

TURNER II, B. L.; LAMBIN, E. F.; REENBERG, A. The emergence of land change science for global environmental change and sustainability. **PNAS (Land Change Science Special Feature – Perspective)**, v. 104, n. 52, p. 20666-20671. 2007.

TURNER II, B. L.; MEYER, B. L. Global Land Use and Land Cover Change: An Overview. In: MEYER, W. B.; TURNER II, B. L. (eds). **Changes in land use and land cover: a global perspective**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 3-10. 1994.

TURNER II, B. L.; SKOLE, D. L.; SANDERSON, S.; FISCHER, G.; FRESCO, L.; LEEMANS, R. **Land-use and land-cover change: science/research plan**. IGBP Report, n. 35, HDP Report, n. 7. IGBP e HDP, Estocolmo e Gênova, 1995.

TURNER, M. G; COSTANZA, R.; SKLAR, F. Methods to evaluate the performance of spatial simulation models. **Ecological Modelling**, v. 48, p. 1-18. 1989.

TURNER, R. K. **Speculations on weak and strong sustainability**. CSERGE Global Environmental Change Working Paper. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia and University College London, p. 92-96, 1992.

TURNER, R. K. The place of economic values in environmental valuation. In: BATEMAN, I. J., WILLIS, K. G. (Eds.). **Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU and developing countries**. Oxford: Oxford University Press, 1999. p. 17-41.

UNIÃO DOS PRODUTORES DE CANA-DE-AÇÚCAR (UNICA). **Cana-de-Açúcar**. 2011. Disponível em: <<http://www.unica.com.br>>. Acesso em: novembro de 2011.

VALERIANO, M. M. Curvatura vertical de vertentes em microbacias pela análise de modelos digitais de elevação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 3, p. 539-546, Campina Grande/PB, 2003.

_____. TOPODATA: **Banco de dados geomorfométricos do Brasil** - Guia de utilização de dados geomorfométricos locais. São José dos Campos: INPE, 2008. 44p. On line. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/topodata/data/guia_enx.pdf>. Acesso em: 20 Nov. 2011.

VALERIANO, M. M.; ROSSETI, D. F. Topodata: brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 300–309, 2011.

VEIGA FILHO, L. Sustainable energy ignites Brazil's economy. **Valor Econômico**. Ed. especial, p. 06-11. 2008.

VELDKAMP, A.; VERBURG, P. H.; KOK, K.; KONING, G. H. J.; PRIESS, J.; BERGSMA, A. R. The need for scale sensitive approaches in spatially explicit land use change modeling. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 6, p. 111–121. 2001.

VERBURG, P. H.; DE KONING, G. H. J.; KOK, K.; VELDKAMP, A.; BOUMA, J. A spatial explicit allocation procedure for modelling the pattern of land use change based upon actual land use. **Ecological Modelling**, 116, 45-61, 1999.

VERBURG, P. H.; SOEPBOER, W.; VELDKAMP, A.; LIMPIADA, R.; ESPALDON, V.; MASTURA, S. S. A. Modeling the spatial dynamics of regional land use: the CLUE-S model. **Environmental Management**, v. 30, n. 3, 2002, p. 391– 405.

VILAR, M. B. **Valoração econômica de serviços ambientais em propriedades rurais**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa/MG, 2009. 171 p.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; BARIONI, L. G.; BARCELLOS, A. O.; ANDRADE, R. P. Pasture degradation and long-term sustainability of beef cattle systems in the Brazilian Cerrado. In: ANNUAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY, 2005, Brasília. **Proceedings...** Brasília, UNB, 2005.

VIVIEN, F. D. **Economia e ecologia**. São Paulo: Editora Senac. 2011. 147p.

von der WEID, J. M. Agrocombustíveis: Solução ou Problema? In: ABRAMOVAY, R. (org.). **Biocombustíveis-** a energia da controvérsia. Editora Senac: São Paulo, 2009. 184 p.

WEGENER, M.; GNAD, F.; VANNAHME, M. The time escala of urban change. In: HUTCHINSON, B.; BATTY, M. (eds.) **Advances in urban systems modelling**. Amsterdam Elsevier, 1986. p. 175-197.

WEISBROD, B. A. Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods. **The Quarterly Journal of Economics**, v. 78, p. 471-477, 1964.

WERTZ-KANOUNNIKOFF, S.; KONGPHAN-APIRAK, M.; WUNDER, S. **Reducing forest emissions in the Amazon Basin**: a review of drivers of land-use change and how payments for environmental services (pes) schemes can affect them. Center for International Forestry Research (CIFOR), 2008. 26 p. Working Paper, n. 40.

WHITE, R.; ENGELEN, G.; ULJEE, I. **Vulnerability assessment of low-lying coastal areas and small islands to climate change and sea level rise – Phase 2: Case study St. Lucia**. Kingston, Jamaica: United Nations Environment Programme. Caribbean Regional Co-ordinating Unit, 1998.

WOLFRAM, S. Universality and complexity in cellular automata. **Physica**, v. 10D, North-Holland, Amsterdam, p. 1-35. 1984.

XIMENES, A. C.; ALMEIDA, C. M.; AMARAL, S.; ESCADA, M. I. S.; AGUIAR, A. P. A. Modelagem dinâmica do desmatamento na Amazônia. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 14, n. 3, Curitiba, p. 370-391. 2008.

YOUNG, C. E. F.; FAUSTO, J. R. B. **Valoração de recursos naturais como instrumento de análise da expansão da fronteira agrícola na Amazônia**. Brasília/DF IPEA, 1997. 490p.

YOUNG, C. E. F.; FAUSTO, J. R. B. Valoração de recursos naturais como instrumento de análise da expansão da fronteira agrícola na Amazônia. **Texto para Discussão**, n. 490. Rio de Janeiro/RJ. 1998, 32p.

ZHOU, W. P.; YAN, Y.; ZENG, Y.; ZHONG, X. Land Use Change and Its Effect on Environment Based on Farmers' Behaviors: A Case Study in Agricultural Areas of Tibet, China. **Wuhan University Journal of Natural Sciences**, v. 10, n. 4, p. 767-773. 2005.

APÊNDICE A - ENTREVISTAS

As entrevistas foram realizadas em outubro de 2011, sem um protocolo pré-definido. Com o auxílio de funcionários da CATI de Arealva, foram selecionados pessoas com experiência e/ou conhecimento relacionado ao manejo de cana-de-açúcar e de pastagem. Os nomes dos entrevistados e os principais tópicos abordados (incluindo afirmações) podem ser vistos no Quadro A1.

Quadro A.1 – Entrevistas.

Nome: Sr. Domingos (pecuarista). Entrevista realizada em sua propriedade.

De acordo com o Sr. Domingos, a maior parte das propriedades que criam gado vai precisar instalar poços semiartesianos e artesianos. Muitos córregos estão assoreados e/ou com água barrenta (turva). Segundo ele, quando o gado precisa andar muito para encontrar fontes naturais de água, a produtividade cai a níveis que podem até mesmo comprometer a lucratividade. A instalação de poços é cara e requer investimentos que muitos pecuaristas não possuem.

O Sr. Domingos afirma ainda, que o manejo compensa, pois há respostas positivas na produtividade e na qualidade do produto a ser comercializado, seja carne, seja leite. Ele lamenta muito que a maior parte dos criadores de gado não realizam qualquer prática de manejo. Sistemas de piquetes, reformas de pasto, adubações, rações complementares, silagem etc. foram citados como práticas que fazem com que a criação de gado seja competitiva com a cana-de-açúcar.

(continua)

Quadro A.1 – (Continuação)

Felipe Bucci e Carlos Eduardo Hernandez (Engenheiros da Bombas Leão). Entrevista realizada no escritório da empresa.

De acordo com os entrevistados, o preço de um poço varia de R\$130,00 a R\$150,00.m⁻¹. A profundidade variará de acordo com a região e também com a demanda da propriedade. Em média, estão sendo perfurados poços de cerca de 200m, o que já caracteriza um investimento de cerca de R\$30.000,00 por poço. A quantidade de poços por propriedade também dependerá de uma série de fatores, tais como os recursos hídricos, o relevo e a demanda por água. A motobomba pode durar de 10 a 20 anos e para mantê-la, haverá um custo anual de manutenção. Em síntese, o mercado de poços em Arealva está bem aquecido e é um exemplo de uma externalidade negativa sendo internalizada pelo produtor, que nunca havia necessitado desse tipo de infraestrutura, já que as águas superficiais supriam as necessidades agropecuárias.

José Adriano Bandeira Moreira Jorge (Veterinário do EDR-Bauru). Entrevista realizada por telefone.

De acordo com José Adriano, uma das consequências da erosão é o aumento da turbidez da água. A turbidez está relacionada ao aumento de incidência de uma série de doenças no gado. Normalmente, o criador de gado gastaria mais com medicamentos (aumento no custo de produção) ou o animal não seria tão produtivo (redução da receita). Segundo ele, muitas pessoas não percebem porque estão abatendo o animal mais cedo.

Nome: José Reinaldo Schiavon (Engenheiro Agrônomo da Assobari). Entrevista realizada na sede da associação.

De acordo com o José Reinaldo, o relevo, a possibilidade de implantar talhões logicamente inteligentes e o preço da terra são os fatores mais relevantes para a expansão da cana. Ele afirma que as técnicas de preparo de solo, correção (calagem), adubação e controle da matocompetição viabilizam até mesmo terras não muito férteis. Em relação à erosão, José Reinaldo afirmou que já está ocorrendo uma ação preventiva na região: o preparo de solo é muito bem planejado e executado, com técnicas de bacias de retenção, curva de nível, camalhões, “quebra-lombo” etc. que já encarecem a produção canavieira, mas reduz os riscos de perda de solo.

(continua)

Quadro A.1 – (Conclusão)

Luis Cesar Demarc (Engenheiro agrônomo do EDR-Bauru). Entrevista realizada na Casa da Agricultura de Arealva.

De acordo com Luis Cesar Demarc, a erosão é o maior problema ambiental da região. Ele acredita que deveria voltar a ter mais ações de extensão rural, visando provar ao produtor rural que é possível, viável e lucrativo, realizar práticas agronômicas que impedem/reduzem o impacto ambiental e melhoram a produtividade. Segundo ele, o setor canavieiro está mais profissionalizado, porém é mais concentrador de renda.

APÊNDICE B – CENÁRIOS

B.1 Cenários estacionários de cobertura e uso da terra, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

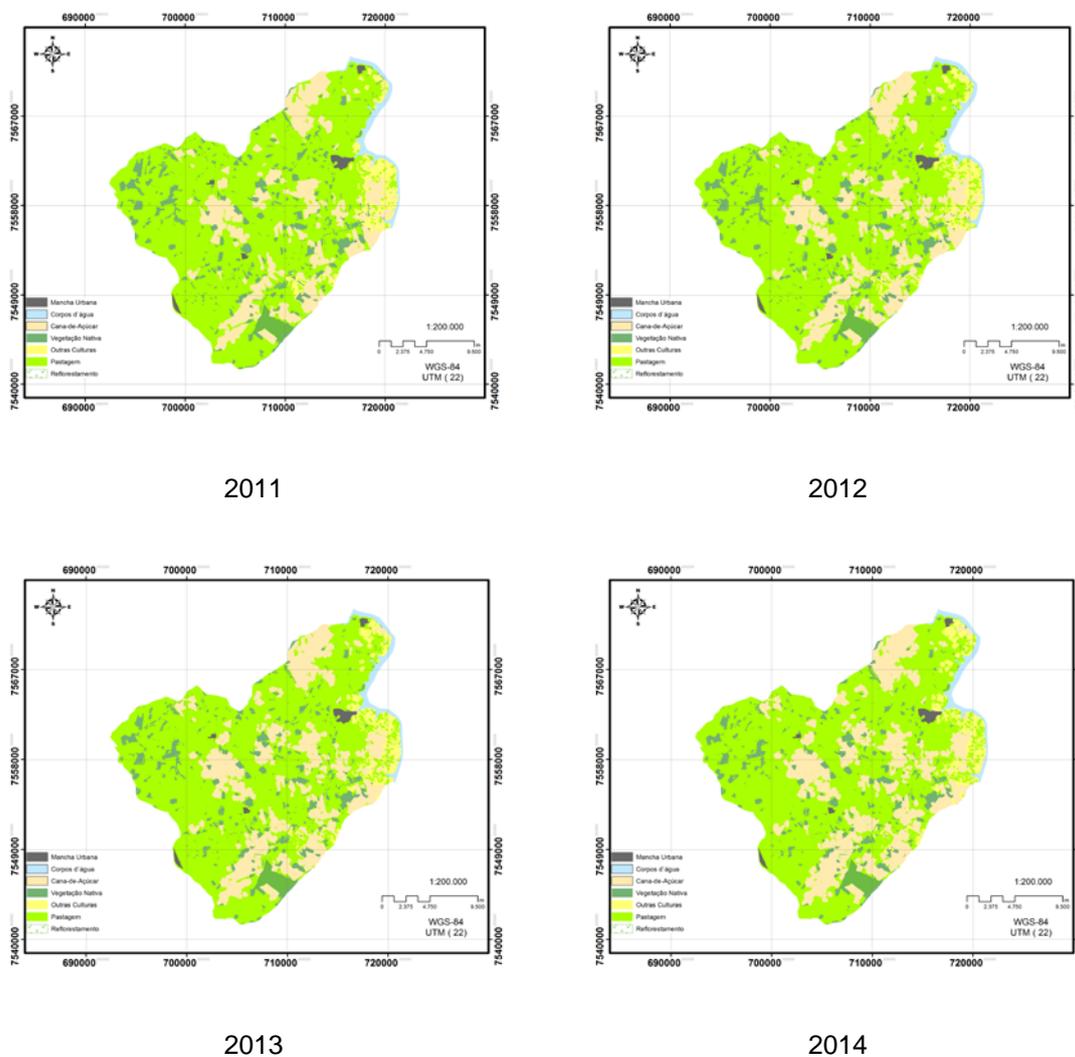
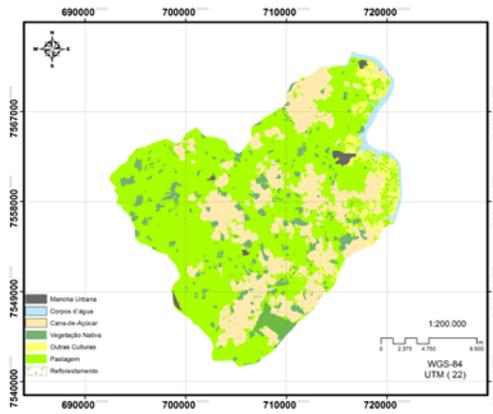
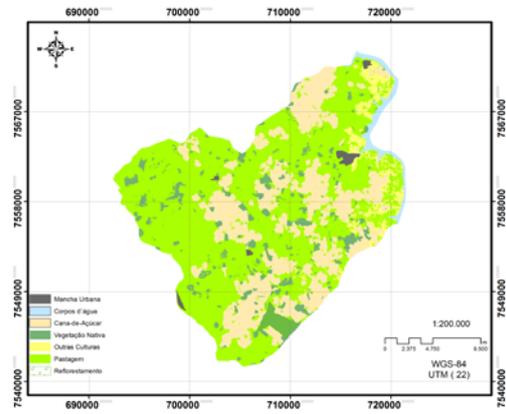


Figura B.1 – Cenários estacionários de cobertura e uso da terra, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

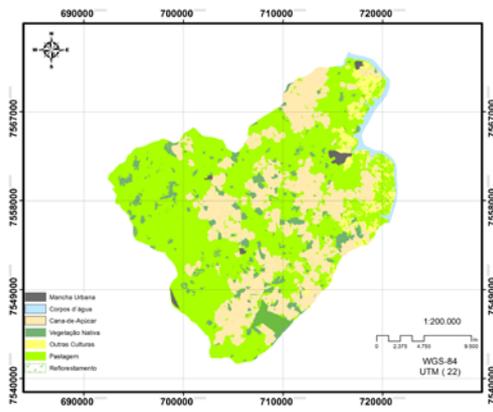
(continua)



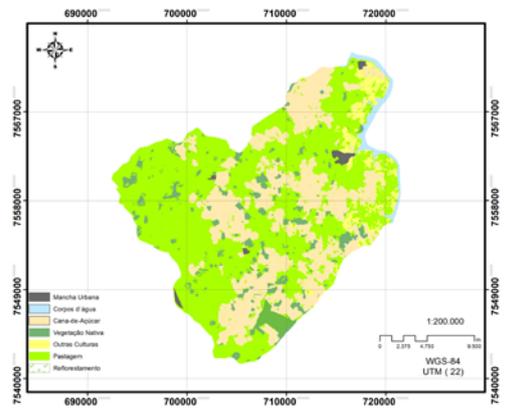
2015



2016



2017



2018

Figura B.1 – Continuação.

(continua)

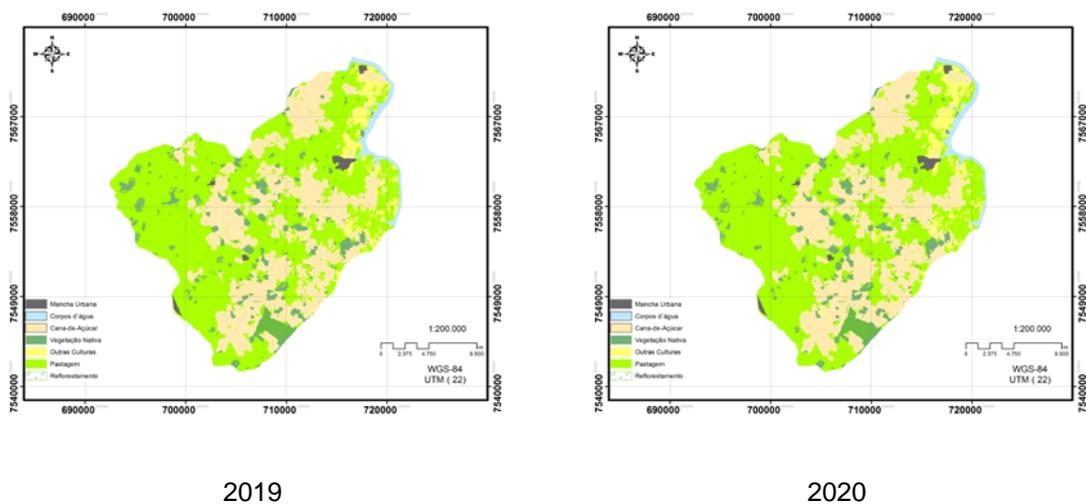


Figura B.1 – Conclusão.

B.2 Cenários não-estacionários de recuperação de 100% das APPs de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

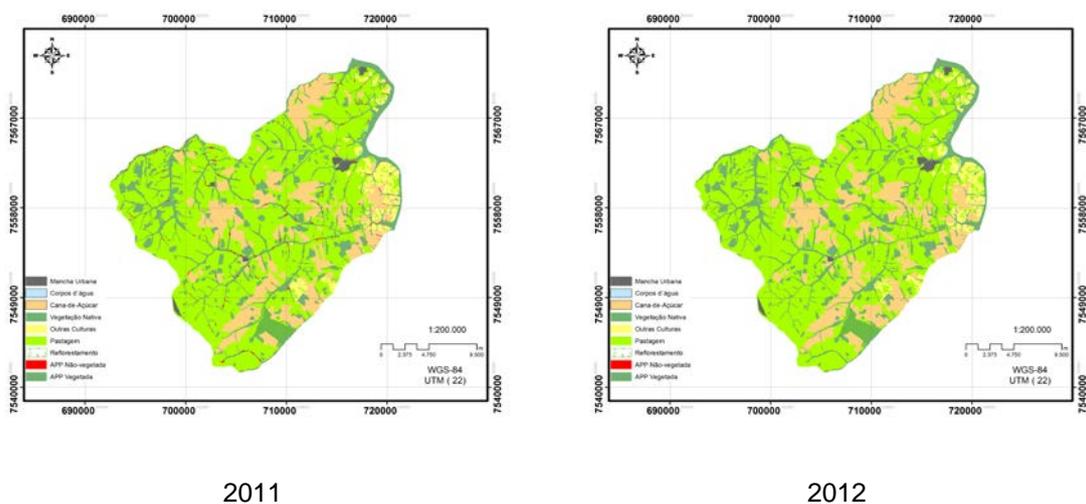
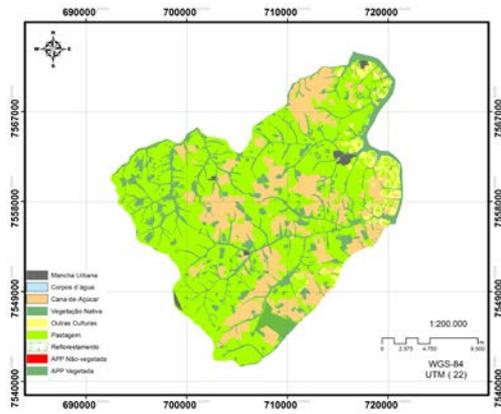
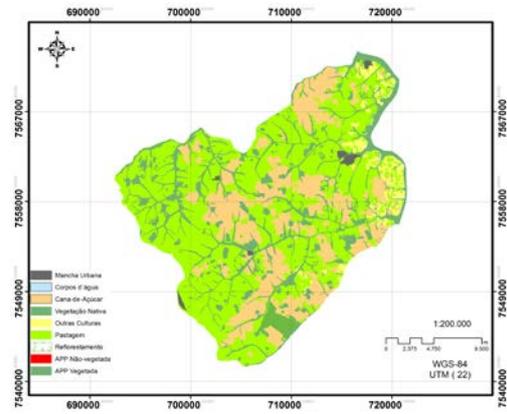


Figura B.2 – Cenários não-estacionários de recuperação de 100% das APPs de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

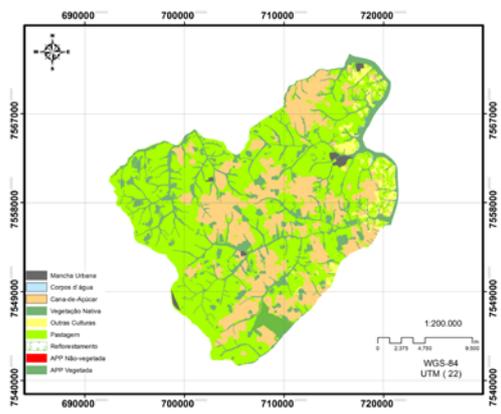
(Continua)



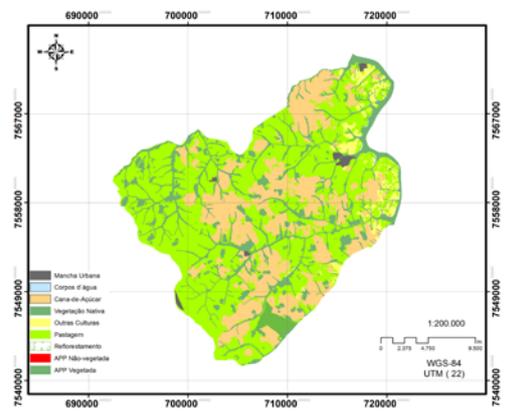
2013



2014



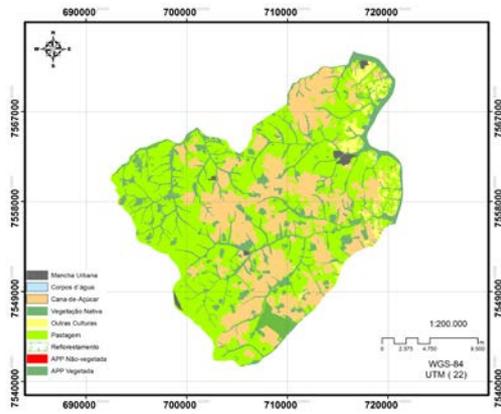
2015



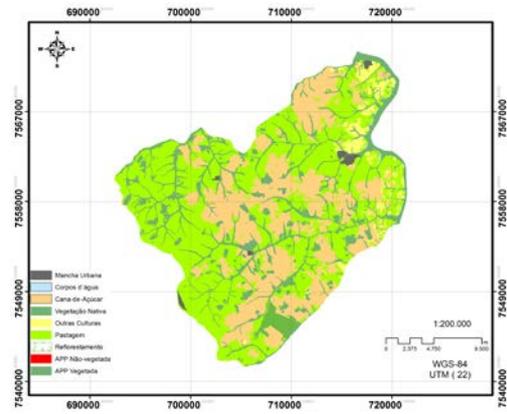
2016

Figura B.2 – Continuação.

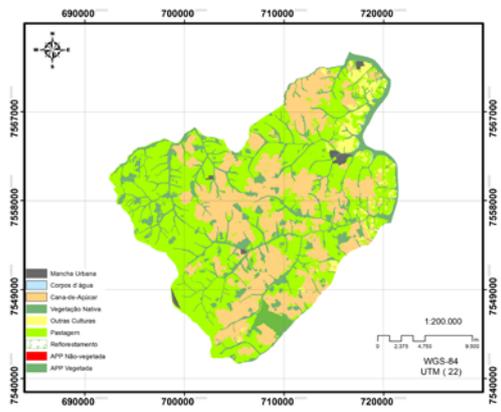
(continua)



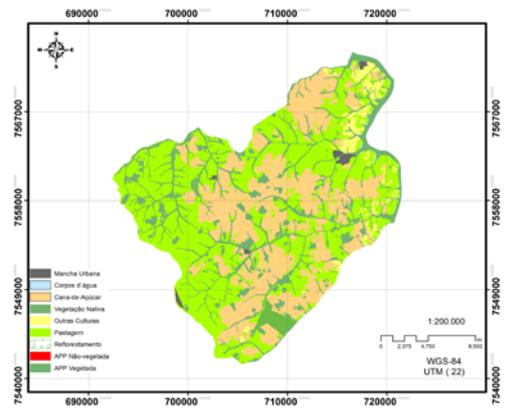
2017



2018



2019



2020

Figura B.2 – Conclusão.

B.3 Cenários estacionários relacionados aos impactos ambientais agregados, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

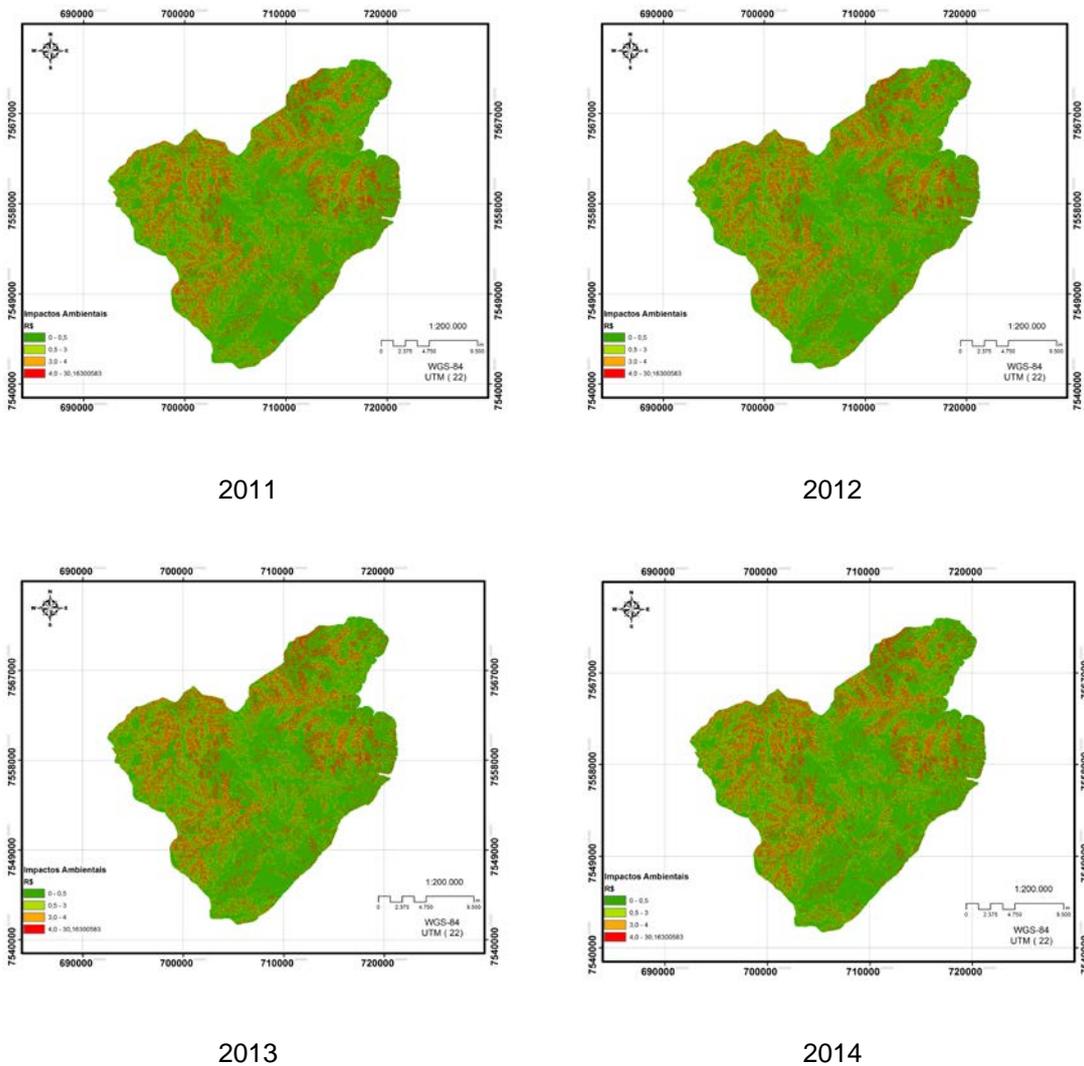
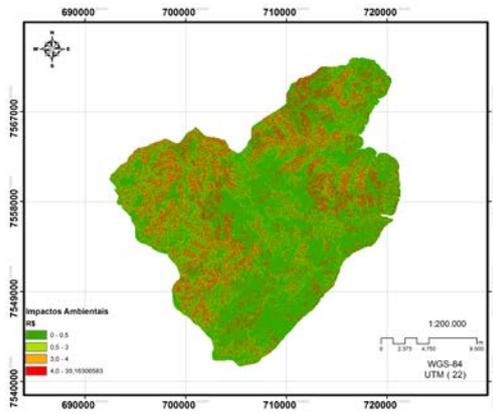
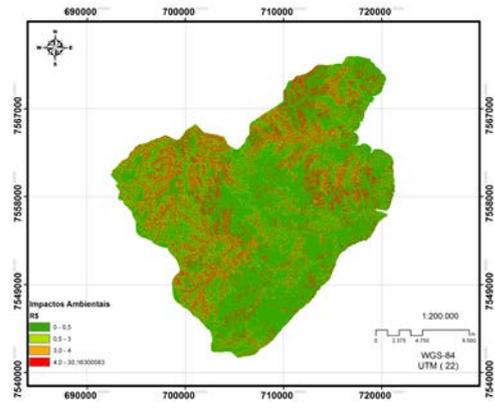


Figura B.3 – Cenários estacionários relacionados aos impactos ambientais agregados, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

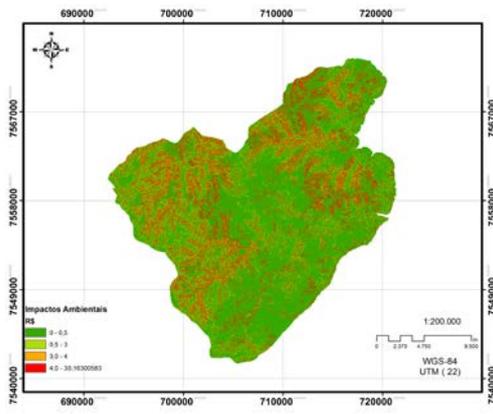
(continua)



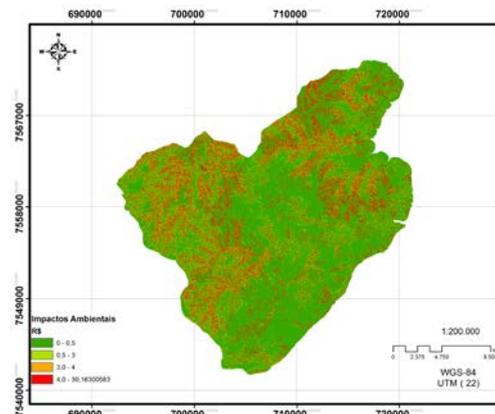
2015



2016



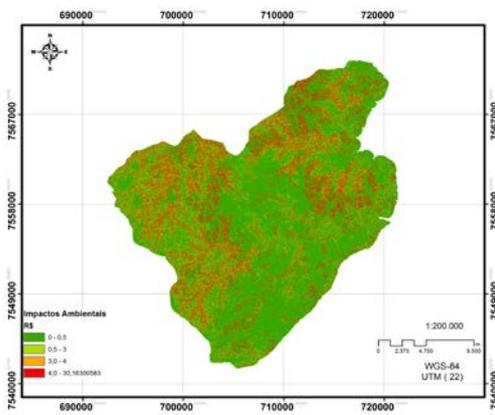
2017



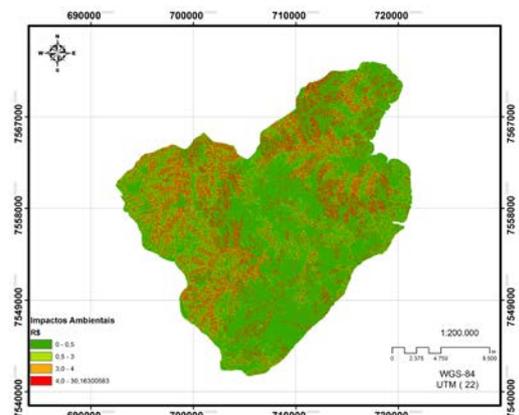
2018

Figura B.3 – Continuação.

(continua)



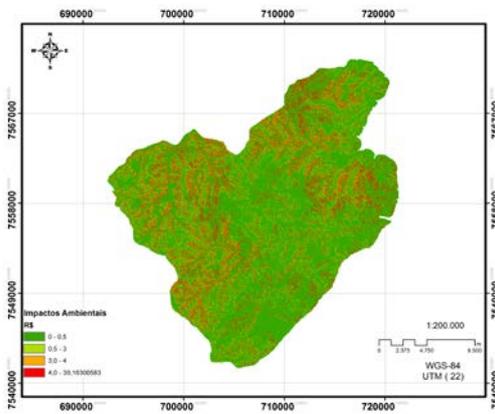
2019



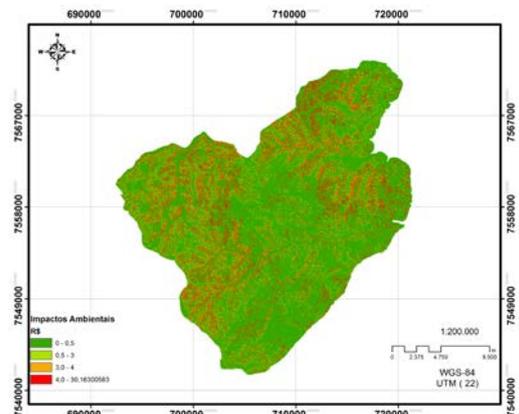
2020

Figura B.3 – Conclusão.

B.4 Cenários não-estacionários relacionados aos impactos ambientais agregados, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.



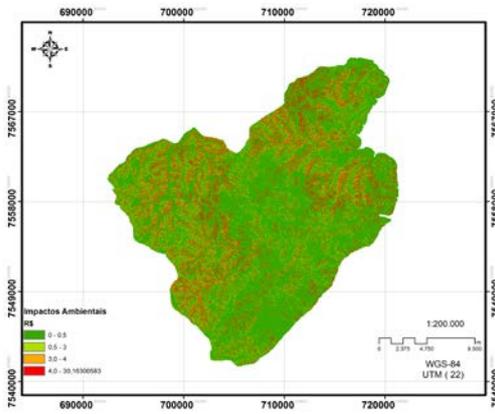
2011



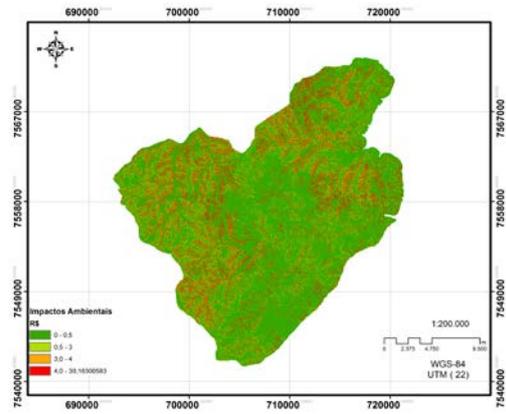
2012

Figura B.4 – Cenários não-estacionários relacionados aos impactos ambientais agregados, de Arealva-SP, de 2011 a 2020.

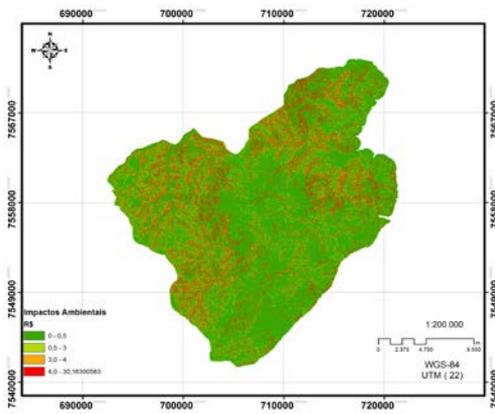
(Continua)



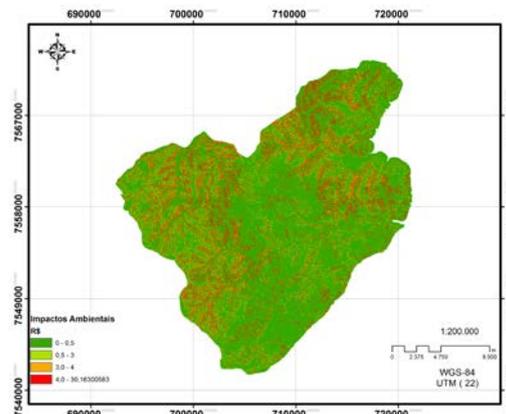
2013



2014



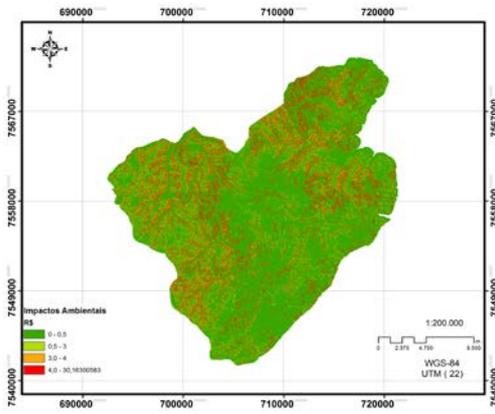
2015



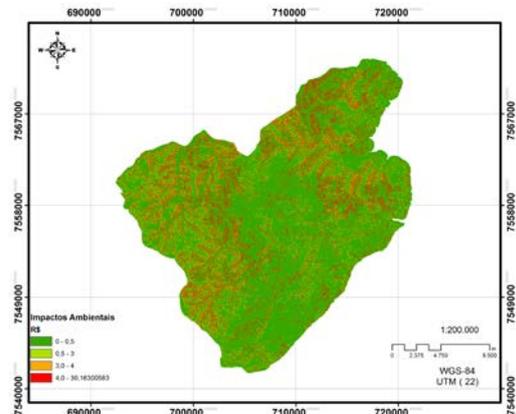
2016

Figura B.4 – Continuação.

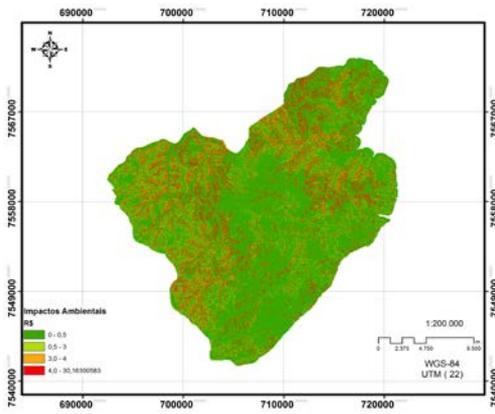
(continua)



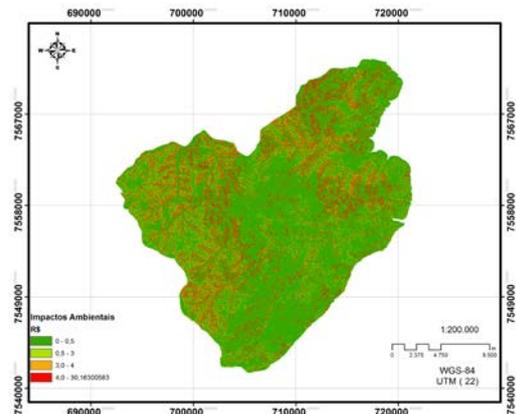
2017



2018



2019



2020

Figura B.4 – Conclusão.