



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Instituto de Economia

A CONSTRUÇÃO DE UM ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE
AMBIENTAL AGRÍCOLA (ISA): UMA PROPOSTA
METODOLÓGICA

Luciana Ferreira da Silva

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Economia da UNICAMP para obtenção do título de Doutor em Economia Aplicada – área de concentração: Desenvolvimento Econômico, Espaço e Meio Ambiente, sob a orientação do Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro.

*Este exemplar corresponde ao original da tese defendida por **Luciana Ferreira da Silva** em 02/03/2007 e orientada pelo Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro.*

CPG, 28 / 02 / 2007

A handwritten signature in blue ink is written over a horizontal line. The signature is stylized and appears to be the name of the official who signed the document.

Campinas, 2007

**Ficha catalográfica elaborada pela biblioteca
do Instituto de Economia/UNICAMP**

Si38c	<p>Silva, Luciana Ferreira da.</p> <p>A construção de um índice de sustentabilidade ambiental agrícola (ISA) : uma proposta metodologica / Luciana Ferreira da Silva. – Campinas, SP: [s.n.], 2007.</p> <p>Orientador : Ademar Ribeiro Romeiro.</p> <p>Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia.</p> <p>1. Indicadores ambientais. 2. Agricultura – Aspectos ambientais. 3. Meio ambiente – Aspectos economicos. 4. Desenvolvimento sustentavel – Indicadores. I. Romeiro, Ademar Ribeiro. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Economia. III. Titulo.</p> <p>07-013-BIE</p>
-------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Título em Inglês: The construction of the agricultural environmental sustainability index (ISAGRI) : a methodological proposal

Keywords : Environmental indicators ; Agriculture – Environmental aspects ; Environment – Economic aspects ; Sustainable agriculture

Área de concentração : Desenvolvimento economico, Espaço e Meio ambiente

Titulação : Doutor em Economia Aplicada

Banca examinadora : Prof. Dr. Ademar Ribeiro Romeiro
Prof. Dra. Angela Antonia Kageyama
Prof. Dr. Bastiaan Philip Reydon
Prof. Dr. João Fernando Marques
Prof. Dr. Dalcio Caron

Data da defesa: 02-03-2007

Programa de Pós-Graduação: Economia Aplicada

Tese de Doutorado

Aluno: LUCIANA FERREIRA DA SILVA

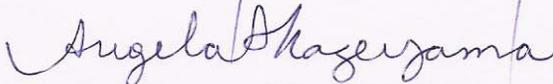
**“A Construção de um Índice de Sustentabilidade Ambiental
Agrícola (ISA): Uma Proposta Metodológica”**

Defendida em 02 / 03 / 2007

COMISSÃO JULGADORA



Prof. Dr. ADEMAR RIBEIRO ROMEIRO
Orientador – IE / UNICAMP



Profa. Dra. ANGELA ANTONIA KAGEYAMA
IE / UNICAMP



Prof. Dr. BASTIAAN PHILIP REYDON
IE/UNICAMP



Prof. Dr. JOÃO FERNANDO MARQUES
EMBRAPA



Prof. Dr. DALCIO CARON
Esalq./USP

***Dedico este trabalho aos meus pais, Ari e Maria Lúcia
pelo exemplo de amor à vida e otimismo.***

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço à Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS), que oportunizou quatro anos de afastamento remunerado para a realização deste doutorado.

Ao Professor Ademar Romeiro, pela disciplina e orientação firme durante todo o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Professor Steven Helfand, pelo estímulo e atenção despendida durante minha estadia na Universidade da Califórnia.

Aos professores João Marques, Bastiaan Reydon, Dálcio Caron, Ângela Kageyama, Pedro Ramos e Oscar Quilodran por aceitarem o convite para compor a banca de que julgará esta tese.

Aos colegas do Projeto Ecoagri que contribuíram com o fornecimento de dados e informações de coleta de campo necessários para a elaboração dessa tese: Mariana Silveira, Jener Fernando Moraes, Gustavo Souza Valladares e Luis Ambrósio.

Ao Afranio que foi um grande companheiro na minha vida e que não mediu esforços para que eu alcançasse mais essa conquista. Grande parte do meu sucesso profissional eu devo a você, por sempre ter acreditado no meu potencial e sempre ter me estimulado para ir adiante a cada dia.

Aos meus irmãos Rodrigo e Kiki pela compreensão com que aceitaram a minha ausência em muitos momentos da vida deles.

Aos amigos Alzira, Maria de Lourdes, Lia, Liliam e Onilda pelo carinho e estímulo para a conclusão desse trabalho.

Ao Hugo, Pedro e Teresa pelo carinho, estímulo e confiança.

RESUMO

Esse trabalho apresenta a metodologia de construção do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola ISAGRI e realiza aplicação teste do mesmo para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras, ambas pertencentes à Bacia dos rios Mogi Guaçu-Pardo – SP. Esta é uma área representativa de diferentes situações encontradas no Estado de São Paulo. A região apresenta praticamente todas as grandes províncias geomorfológicas do Estado, com grande variação de solos, topografia e vegetação. Apresenta também uma diversidade de sistemas agrícolas, com os mais variados usos de solo e diferentes tipos de agricultores. Metodologicamente o ISAGRI foi construído utilizando-se do escopo teórico de indicadores de estado, pressão e resposta (PER) proposto pela OCDE. Trata-se de um índice sintético composto por 8 indicadores divididos em 3 dimensões: estado, pressão e resposta. Esses indicadores foram transformados em índices, e então, agregados as dimensões a que pertencem, gerando assim três novos índices – IEA (Índice de estado do ecossistema agrícola; IDEG (Índice de vetores de degradação) e ICOR (Índice de medidas de prevenção e correção). O ISAGRI é, assim, o resultado da média simples dos índices dessas dimensões. O teste permitiu a comparação dos níveis de sustentabilidade ambiental agrícola entre as duas microbacias, sendo que a microbacia do rio de Araras apresentou os melhores resultados e, portanto, melhor sustentabilidade ambiental. Ao final, propõem-se critérios de categorização de níveis de sustentabilidade.

ABSTRACT

This study presents the methodology of construction of the Agricultural Environmental Sustainability Index (ISAGRI). This Index was evaluated in the watersheds of the rivers Oriçanga and Araras, both belonging to the Mogi Guaçu river basin. This is a representative area of different situations found in the State of São Paulo. The region presents practically all the great geomorphic provinces of the State, with great variation of ground, topography and vegetation. It also presents a diversity of agricultural systems, with the most varied uses of the ground and different types of agriculturists. The methodology of the ISAGRI was constructed using the theoretical target of indicators of state, pressure and response (PER) considered by the OCDE. The ISAGRI is synthetic index composed of 8 indicators divided in 3 dimensions: state, pressure and response. These indicators have been transformed into indices, and then, added to the dimensions to which they belong, thus generating three new indices - IEA (Index of state of the agricultural ecosystem; IDEG (Index of degradation vectors) and ICOR (Index of measures of prevention and correction). The ISAGRI is thus, the result of the simple average of the indices of these dimensions. The test allowed the comparison of the levels of agricultural environmental sustainability between the two watersheds, being that the Araras's watershed presented the best results and, therefore, better environmental sustainability. At the end, the different levels of sustainability were categorized in criteria of sustainability.

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT.....	x
SUMÁRIO	xii
LISTA DE TABELAS.....	xiv
LISTA DE QUADROS.....	xvi
LISTA DE FIGURAS.....	xviii
I - INTRODUÇÃO	1
II - DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: DIFERENTES ENFOQUES CONCEITUAIS ..	7
2.1 - Sustentabilidade da perspectiva econômica	20
2.2 - Sustentabilidade da perspectiva social	24
2.3 - Sustentabilidade da perspectiva ambiental	25
2.4 - Sustentabilidade das perspectivas geográficas e culturais	25
III – INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE: ASPECTOS TÉCNICOS E TEÓRICOS ..	29
3.1 - Indicadores: principais aspectos	29
3.2 - Componentes e características de indicadores de sustentabilidade.....	33
3.3 - Vantagens e necessidade da formulação e aplicação de indicadores de sustentabilidade.....	41
3.4 - Limitações dos indicadores de sustentabilidade	49
3.5 - Sistemas de indicadores relacionados ao desenvolvimento sustentável.....	52
3.6 - Aspectos relevantes na formulação de sistemas de indicadores para a avaliação da sustentabilidade.....	59
3.7 - Estado de arte na formulação de indicadores agri-ambientais	63
3.7.1 - Objetivos e Metas na utilização de indicadores agri-ambientais	67
IV. A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA E INTERNACIONAL NA PRODUÇÃO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE	71
4.1 - O estado de arte das informações ambientais no Brasil: a experiência do IBGE ..	71
4.2 - A abordagem metodológica da OECD na produção de indicadores de sustentabilidade.....	74
4.2.1 - A estrutura Pressão – Estado – Resposta (PER).....	75
4.2.2 - Critérios utilizados pela OECD na seleção de indicadores	77
4.3 - Outros sistemas de indicadores de sustentabilidade	78
4.3.1 - O método da pegada ecológica (<i>ecological footprint method</i>)	79
4.3.2 - O Painel da sustentabilidade (<i>dashboard of sustainability</i>)	85
4.3.3 - O barômetro da sustentabilidade (<i>barometer of sustainability</i>)	92
V - O CONCEITO DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL AGRÍCOLA.....	99
5.1 - Contexto histórico da evolução da agricultura na análise da sustentabilidade ambiental agrícola	99
5.2 - O que é Sustentabilidade na Agricultura?.....	106
5.3 - Aspectos técnico-agronômicos na análise da sustentabilidade ambiental agrícola	110
VI - METODOLOGIA DE CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL AGRÍCOLA (ISAGRI)	119
6.1 - Pressupostos teóricos para a formulação do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI)	119

6.2 - Metodologia para a construção do Índice Sintético ISAGRI.....	124
6.3 - Definição dos Indicadores	131
6.3.1 - Índice de qualidade de água (IQA).....	131
6.3.2 - Índice de qualidade física do solo (IQF)	133
6.2.3 - Índice de erosão (IERO).....	135
6.3.4 - Índice do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF) ..	139
6.3.5 - Índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT).....	142
6.3.6 - Índice de manejo do solo (IMANEJ)	146
VII - TESTE DE APLICAÇÃO DO ISAGRI PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS	
ORIÇANGA E ARARAS	149
7.1 - A região	149
7.2 - Resultados e Discussão	152
7.2.1 - Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA)	152
7.2.1.1 - Índice de Qualidade de água (IQA)	152
Material e Método	153
Resultados e Discussão	154
7.2.1.2 - Índice de Qualidade física do solo (IQF)	159
Material e Método	159
Resultados e discussão	160
7.2.2 - Índice de Vetores de Degradação (IDEG).....	168
7.2.2.1 - Índice de erosão (IERO).....	168
Material e Método	168
Resultados e discussão	175
7.2.2.2 - Índice de potencial de contaminação de uso de defensivos agrícolas (IDEF)	
.....	178
Material e Método	178
Resultados e Discussão	179
7.2.2.3 - Índice de potencial de contaminação por uso de fertilizantes (IFERT)	181
Material e Método	181
Resultados e Discussão	184
7.3 - Índice Medidas de Prevenção e Correção (ICOR).....	188
Resultados e discussão	188
VIII - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	197
VIII - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	199

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1: Categorias de território	84
Tabela 7.1: Relação dos municípios e localização dos pontos de coleta em coordenadas geográficas (UTM), e tipos de cultura agrícola predominantes na área de entorno dos pontos de coleta.	153
Tabela 7.2: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta do Ribeirão das Araras (Araras, SP)	155
Tabela 7.3: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta do Rio Oriçanga (Espírito Santo do Pinhal, SP – ORIC 1 e Estiva Gerbi, SP - ORIC 2)	155
Tabela 7.4: Limites de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para os indicadores de qualidade de água	156
Tabela 7.5: Médias dos indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta dos Rios Oriçanga (Espírito Santo do Pinhal, SP – ORIC 1 e Estiva Gerbi, SP – ORIC 2) e Ribeirão de Araras (Araras, SP)	158
Tabela 7.6: Índice de Qualidade de Água (IQA) para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras	159
Tabela 7.7: Valores médios de macroporosidade, microporosidade e porosidade total (%) por uso na microbacia do rio de Oriçanga	161
Tabela 7.8: Valores médios de macroporosidade, microporosidade e porosidade total (%) por uso na microbacia do rio Araras	161
Tabela 7.9: Índices de porosidade (IPOR) segundo o uso para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras	163
Tabela 7.10: Valores médios da resistência do solo a penetração (Mpa) segundo uso na microbacia do ribeirão de Araras	164
Tabela 7.11: Valores médios da resistência do solo a penetração (Mpa) segundo uso na microbacia do rio Oriçanga	164
Tabela 7.12: Classes de resistência do solo à penetração	165
Tabela 7.13: Índices de resistência do solo à penetração para as microbacias dos rios de Araras e Oriçanga, segundo classe de uso	166
Tabela 7.14: Índice de qualidade física do solo (IQF) para as microbacias dos rios de Araras e Oriçanga	167
Tabela 7.15: Síntese do Índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) das microbacias dos rios de Oriçanga e Araras	168
Tabela 7.16: Valores do Fator K ou fator erodibilidade do solo, e Tolerância Máxima de perda para as classes de solo que ocorrem na área de estudo	173
Tabela 7.17: Valores do Fator C para culturas anuais e perenes, para os municípios que compõem as microbacias dos rios Oriçanga e Araras	174
Tabela 7.18: Perdas de Solo e tolerância a perda de Solo na microbacia do ribeirão de Araras	176

Tabela 7.19: Perdas de Solo e tolerância a perda de Solo na microbacia do rio Oriçanga	176
Tabela 7.20: Índice de erosão (IERO) por categoria de uso nas microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão de Araras	178
Tabela 7.21: Índice de potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas por uso agrícola da microbacia de Oriçanga	180
Tabela 7.22: Índice de potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas por uso agrícola da microbacia de Araras	180
Tabela 7.23: Uso de N e P205 (kg/ha) e eficiência de recuperação por classe de uso na microbacia do rio Oriçanga.....	185
Tabela 7.24: Uso de N e P205 (kg/ha) e eficiência de recuperação por classe de uso na microbacia de Araras.....	185
Tabela 7.25: Índices de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT) em água de solo por classe de uso nas microbacias dos rios Oriçanga e Araras	186
Tabela 7.26: Índice de Vetores de Degradação (IDEG) das microbacias dos rios Oriçanga e Araras	187
Tabela 7.27: Espaçamento de terraços em áreas de silvicultura	191
Tabela 7.28: Índice de uso e Manejo (IC) e Índice de práticas conservacionistas (IP) por classe de uso das microbacias dos rios Oriçanga e ribeirão de Araras	192
Tabela 7.29: Índice de Medidas de Prevenção e Correção (ICOR) das microbacias dos rios Oriçanga e ribeirão de Araras	193
Tabela 7.30: Composição do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola SAGRI	193

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1: Dimensões do Ambientalismo	11
Quadro 4.1: Escalas do barômetro da sustentabilidade.....	96

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1: Espaço para desenvolvimento	15
Figura 3.1: Pirâmide de informações	32
Figura 3.2: Ciclo de tomada de decisão	47
Figura 3.3: Alguns sistemas de indicadores	59
Figura 4.1: O painel da sustentabilidade	87
Figura 4.2: O barômetro da sustentabilidade	96
Figura 6.1: Diagrama de composição do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI)	120
Figura 6.2: Grau de agregação do ISAGRI	122
Tabela 6.1: Subíndices e Indicadores componentes do ISAGRI.....	123
Tabela 6.2: Índices e Indicadores componentes do ISAGRI	126
Figura 7.1: Mapa esquemático contendo os principais corpos de água, municípios da Bacia do Mogi Guaçu - Pardo.....	150
Figura 7.2: Detalhe da Microbacia do Ribeirão das Araras (Araras-SP)	151
Figura 7.3: Distribuição dos postos meteorológicos na região da Bacia do Mogi-Pardo.	171
Figura 7.4: Termômetro de indicação de sustentabilidade.....	194

I - INTRODUÇÃO

Os avanços da agricultura moderna têm levado a inúmeros questionamentos em termos da viabilidade dos sistemas de produção em longo prazo. Esses avanços incluem um pesado uso de fertilizantes químicos, pesticidas e herbicidas, a destruição de habitats selvagens, a poluição ambiental e riscos à saúde humana. Essas preocupações levam ao desenvolvimento e à promoção de muitas práticas agrícolas alternativas; destas, a produção orgânica é uma das mais difundidas na Europa e nos Estados Unidos da América (EUA). Além da popularização dos conceitos de sustentabilidade e agricultura sustentável, existe uma vasta literatura que diz respeito a indicadores de sustentabilidade, fato que denota um esforço no entendimento dessas questões.

É comprovado que em todo o mundo, a agricultura gera sérios problemas ambientais. O projeto de Avaliação Global da Degradação de Solos, inserido no Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas, indicou, há poucos anos, que “quase 40% da terra agricultável foi adversamente afetada pela degradação do solo induzida pelo homem, e que mais de 6% está degradada em tal nível que a restauração de sua capacidade produtiva original só é possível através de grandes investimentos em capital” (DORAN *et al.*, 1996). Isso porque a erosão dos solos agrícolas tem ocorrido em magnitudes superiores à sua capacidade de recuperação (PIMENTEL *et al.*, 1992). Anualmente, cerca de 10 milhões de hectares de terra agrícola tornam-se improdutivas ou são abandonadas (PIMENTEL *et al.*, 1995). Os sérios riscos da erosão, a perda de nutrientes e a escassez cada vez maior de água culminam diretamente na redução da produtividade da terra (LAL; STEWART, 1990).

Como consequência, terras agrícolas degradadas requerem mais fertilizantes e maior irrigação para manter a produção (PIMENTEL; WEN, 1990). Isso tem um alto custo em termos de energia e capital. Além disso, o abandono de algumas tecnologias, como por exemplo, as rotações de cultura, têm resultado no aumento de insetos, patogênese nas plantas; situações que exigem um uso

intensivo de pesticidas (PIMENTEL *et al*, 1991). Conseqüentemente, os custos da produção agrícola aumentam.

Em adição a esses efeitos diretos do pobre manejo dos recursos naturais para a produção agrícola (impactos “in-situ”), os impactos fora da área agrícola (“ex-situ”) são também muito importantes. Os sedimentos do solo e a rápida lixiviação da terra causam, anualmente, cerca de 10 bilhões de reais de prejuízo no Brasil (PIMENTEL; GREINER, 1997).

BELINAZI JUNIOR (1991) assegura que em 80% das terras cultivadas no Estado de São Paulo, as perdas de solo encontram-se acima dos limites de tolerância. Isso mostra o agravamento não só da degradação do recurso – solo -, mas também dos impactos decorrentes. A Secretaria de Agricultura de São Paulo estima as perdas de terras no Estado em 200 milhões de toneladas por ano. BASTOS FILHO (1995), com base nestes dados, estima em 1,2 mm a perda da camada cultivável do solo por ano, correspondendo a 1,2 cm em uma década.

Nesse contexto, avaliar os impactos provocados pela atividade agrícola dentre os diferentes sistemas de produção é fundamental para refletir com maior precisão os custos ambientais provenientes destes impactos. Justifica-se também, senão principalmente, pela necessidade de se conhecer os custos externos das práticas agrícolas com o objetivo de fornecer subsídios para a tomada de decisão de produtores, de instituições formuladoras de políticas, enfim, de gestores de recursos naturais.

É fundamental também que as avaliações dos impactos possam ser sistematizadas e agregadas sob a forma de indicadores de sustentabilidade, de modo a proporcionar uma avaliação sistemática e contínua da situação em diversos contextos. Os indicadores de sustentabilidade são essenciais para orientar o processo de tomada de decisões.

Nesse sentido, durante as duas últimas décadas, alguns países começaram a elaborar estatísticas ambientais para a definição de indicadores. No capítulo 40 (Informações para Tomada de Decisões) da Agenda 21, faz-se uma chamada ao estabelecimento de critérios e à reunião de diferentes tipos de indicadores, nos planos local, regional, nacional e internacional, que indiquem os estados e

tendências rumo à sustentabilidade. Em particular, destaca-se que os procedimentos comumente utilizados para a formulação desses indicadores não têm dado indicações adequadas de sustentabilidade.

Seguindo essa tendência, alguns estudos no plano mundial recebem uma atenção crescente em busca da definição de critérios e indicadores mais claros de sustentabilidade (FRIEND, 1996; REES, 1996; OECD, 1997). Na América Latina, algumas instituições como CIMMYT (HARRINGTON, 1994), IICA/GTZ (MULLER, 1996), CIAT-UNEP (WINOGRAD, 1995) e RIMISP (1996) esforçam-se na busca de um marco conceitual que possibilite a avaliação da sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Porém, apesar da quantidade de iniciativas para o desenvolvimento e o uso de indicadores de sustentabilidade, faltam critérios e metodologias consensuais que permitam avaliar as diferentes dimensões econômicas, ambientais e sociais do desenvolvimento agrícola. Ainda não são conhecidas as melhores combinações ou inter-relações entre as dimensões da sustentabilidade para tornar um sistema equilibrado. Outra preocupação é o fornecimento de informação que auxilie na tomada de decisões.

Nesse sentido, o esforço da tese foi propor uma metodologia para a construção de um Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) que agregasse indicadores-chave capazes de revelar o nível de sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas. A hipótese da tese é de que é possível, teórica e empiricamente, construir um Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola que integre a dimensão ambiental da sustentabilidade nos seus diversos indicadores e testá-lo empiricamente no que diz respeito a sua robustez teórica e construtiva. Esta tese atende também a um dos objetivos do Projeto Temático Ecoagri com financiamento da Fapesp, desenvolvido em parceria com várias instituições e que tem como objetivo realizar o diagnóstico da agricultura no Estado de São Paulo.

O ISAGRI foi construído utilizando-se do escopo teórico de indicadores de estado, pressão e resposta (PER) proposto pela OCDE. Trata-se de um índice sintético composto por 8 indicadores divididos em 3 dimensões: estado, pressão e resposta. Esses indicadores foram transformados em índices, e então, agregados as dimensões a que pertencem, gerando assim três novos índices – IEA (Índice de

estado do ecossistema agrícola; IDEG (Índice de vetores de degradação) e ICOR (Índice de medidas de prevenção e correção). O ISAGRI é assim, o resultado da média simples dos índices dessas dimensões.

Dessa forma, o esforço foi de selecionar indicadores-chave que refletissem a sustentabilidade ambiental dos sistemas agrícolas e que pudessem ser passíveis de generalizações. A conceituação de sustentabilidade ambiental agrícola aqui adotada combina as definições de LARSON e PIERCE, (1994) e KARLEN *et al*, (1997). Um sistema agrícola ambientalmente sustentável é aquele que, além de manter a qualidade do solo em longo prazo a partir das práticas de manejo consideradas preservacionistas, mantém uma tendência de crescimento na produtividade *per capita*, preserva a capacidade produtiva dos solos e regula o meio ambiente.

O teste de sensibilidade do ISAGRI foi realizado em duas microbacias (dos rios Oriçanga e Araras), pertencentes à área de estudo do Projeto EcoAgri (Bacia dos rios Mogi Guaçu-Pardo). Essa é uma área representativa de diferentes situações encontradas no Estado de São Paulo. A região apresenta praticamente todas as grandes províncias geomorfológicas do Estado, com grande variação de solos, topografia e vegetação. Apresenta também uma diversidade de sistemas agrícolas, com os mais variados usos de solo e diferentes tipos de agricultores.

O teste permitiu a comparação dos níveis de sustentabilidade ambiental agrícola entre as duas microbacias, sendo que a microbacia do rio de Araras apresentou os melhores resultados e, portanto, melhor sustentabilidade ambiental. Ao final, propõem-se critérios de categorização de níveis de sustentabilidade.

Essa tese está estruturada em 7 capítulos, além desta introdução. O capítulo 2 explicita as dificuldades encontradas na operacionalização do conceito de desenvolvimento sustentável a partir das diferenças conceituais e práticas que existem sobre o tema. Da discussão da sustentabilidade, desde as suas origens até a percepção atual, o capítulo 3 aborda especificamente a questão dos sistemas de indicadores relacionados à sustentabilidade. Apresenta, de maneira geral, alguns elementos que caracterizam os sistemas de indicadores e como eles são aplicados na avaliação do desenvolvimento sustentável. As vantagens e

limitações decorrentes da utilização de sistemas de indicadores são citadas para constatar a necessidade de desenvolver sistemas mais adequados para os problemas atuais.

O capítulo 4 apresenta alguns dos sistemas mais conhecidos de avaliação de sustentabilidade, incluindo a experiência brasileira e internacional na produção de indicadores. Para isso, são descritos, individualmente, os três métodos mais utilizados de avaliação: pegada ecológica (*ecological footprint*), barômetro da sustentabilidade (*barometer of sustainability*) e painel da sustentabilidade (*dashboard of sustainability*), considerando-se sua fundamentação teórica.

O capítulo 5 foca a discussão nos elementos que devem ser considerados na análise da sustentabilidade ambiental agrícola. Destacam-se, para isso, as definições de agricultura sustentável existentes na literatura, o contexto histórico pelo qual se deram as inovações tecnológicas da agricultura e, finalmente, os aspectos técnico-agronômicos de manejo de solo na análise da sustentabilidade ambiental agrícola.

O capítulo 6, apresenta os pressupostos teóricos e a concepção metodológica que subsidiaram a construção do ISAGRI. O capítulo 7 caracteriza e apresenta os resultados da aplicação do teste de sensibilidade do ISAGRI nas microbacias dos rios Orizanga e Araras. Finalmente, o capítulo 8 apresenta as conclusões da tese e sugestões para trabalhos futuros.

II - DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL: DIFERENTES ENFOQUES CONCEITUAIS

O objetivo desse capítulo é explicitar as dificuldades encontradas na operacionalização do conceito de desenvolvimento sustentável, dado que este provém de um longo processo histórico de reavaliação crítica de relacionamento existente entre a sociedade civil e seu meio natural. Por se tratar de um processo contínuo e complexo, observa-se hoje que existe uma variedade de abordagens que procuram explicar o conceito de sustentabilidade. Essa variedade se mostra pelas numerosas definições sobre esse conceito.

O termo desenvolvimento sustentável foi primeiramente discutido pela World Conservation Union, também chamada de International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), no documento intitulado *World's Conservation Strategy* (IUCN *et al.*, 1980). Nesse documento, afirma-se que, para ser sustentável o desenvolvimento, devem ser considerados os aspectos referentes às dimensões social e ecológica, bem como fatores econômicos, fatores dos recursos vivos e não-vivos e as vantagens de curto e longo prazo de ações alternativas. O foco do conceito é a integridade ambiental e apenas a partir da definição do Relatório Brundtland a ênfase desloca-se para o elemento humano, gerando um equilíbrio entre as dimensões econômica, social e ambiental.

O Relatório de Brundtland, elaborado a partir da Comissão Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento (*World Commission on Environment and Development - WCDE*), traz uma das definições mais conhecidas que afirma que o desenvolvimento sustentável é o que atende as necessidades das gerações presentes sem comprometer a possibilidade das gerações futuras atenderem as suas próprias necessidades (WCED, 1987).

Para GOLDSMITH *et al.* (1972), uma sociedade pode ser considerada sustentável quando todos os seus propósitos e intenções podem ser atendidos indefinidamente, fornecendo satisfação ótima para seus membros. PRONK e UL HAQ (1992) destacam o papel do crescimento econômico na sustentabilidade.

Para eles, o desenvolvimento é sustentável quando o crescimento econômico traz justiça e oportunidades para todos os seres humanos do planeta, sem privilégios de algumas espécies, sem destruir os recursos naturais finitos e sem ultrapassar a capacidade de carga do sistema.

Para algumas organizações governamentais e não-governamentais e para o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e para o Desenvolvimento (Pnuma e Pnud), o desenvolvimento sustentável consiste na modificação da biosfera e na aplicação de seus recursos para atender as necessidades humanas e aumentar a sua qualidade de vida (IUCN *et al.*, 1980). Para assegurar a sustentabilidade do desenvolvimento, os fatores social, ecológico e econômico devem ser considerados dentro das perspectivas de curto, médio e longo prazos.

Para COSTANZA (1991), o conceito de desenvolvimento sustentável precisa ser inserido na relação dinâmica entre o sistema econômico humano e um sistema maior, com taxa de mudança mais lenta, o ecológico. Para ser sustentável, essa relação tem de assegurar indefinidamente a continuidade da vida humana, com crescimento e desenvolvimento da sua cultura, observando-se que os efeitos das atividades humanas permaneçam dentro de fronteiras adequadas, de modo a não destruir a diversidade, a complexidade e as funções do sistema ecológico de suporte à vida. MUNASINGHE e MCNEELY (1995) resumem a sustentabilidade à obtenção de um grupo de indicadores que sejam referentes ao bem-estar e que possam ser mantidos ou que cresçam no tempo.

O termo desenvolvimento sustentável pode ser visto como palavra-chave dessa época; existem para ele numerosas definições. Apesar dessas numerosas definições do conceito, ou, talvez, devido à existência delas, não se sabe exatamente o que o termo significa. As duas definições comumente mais conhecidas, citadas e aceitas são a do Relatório Brundtland (WCED, 1987) e a do documento conhecido como Agenda 21. A mais conhecida definição, a do Relatório Brundtland, apresenta a questão das gerações futuras e suas possibilidades. Ela contém dois conceitos-chave: o da necessidade e o da idéia de limitação. O primeiro refere-se particularmente às necessidades dos países

subdesenvolvidos e, o segundo, a idéia imposta pelo estado da tecnologia e de organização social para atender às necessidades do presente e do futuro.

A questão da ênfase do componente social no desenvolvimento sustentável está refletida no debate que ocorre sobre a inclusão ou não de medidas sociais na definição. Esse debate aparece em função da variedade de concepções de sustentabilidade que contêm componentes que não são usualmente mensurados, como o cultural e o histórico. Os indicadores sociais são considerados especialmente controversos, pois refletem contextos políticos e julgamentos de valor. A integração de medidas é ainda mais complicada por causa das diferentes – e muitas vezes incompatíveis – dimensões. A definição do Relatório de Brundtland não estabelece um estado estático, mas um processo dinâmico que pode continuar a existir sem a lógica auto-destrutiva predominante. As diferentes forças que atuam no sistema devem estar em balanço para que o sistema como um todo se mantenha no tempo.

Não é objetivo desse capítulo identificar a maioria das definições que tratam do desenvolvimento sustentável (que para alguns autores chegam a 160), mas sim identificar como varia o entendimento do que seja a própria sustentabilidade. A diferença nas definições é decorrente das abordagens diversas que se tem sobre o conceito. O grau de sustentabilidade é relativo em função do campo ideológico ambiental ou da dimensão em que cada ator se coloca.

Segundo PEARCE (1993), existem diferentes ideologias ambientais que fazem do ambientalismo um fenômeno complexo e dinâmico. Dentro do ambientalismo, este autor identifica dois extremos ideológicos: de um lado o tecnocentrismo e, de outro, o ecocentrismo. Dentro dessa linha contínua podem-se identificar quatro campos distintos com características particulares. Essas dimensões diferentes do ambientalismo são mostradas no Quadro 2.1.

Nesse quadro, diferentes graus de sustentabilidade podem ser distinguidos. Pearce utiliza quatro classificações: sustentabilidade muito fraca (*very weak sustainability*), sustentabilidade fraca (*weak sustainability*), sustentabilidade forte (*strong sustainability*) e sustentabilidade muito forte (*very strong sustainability*). A concepção tecnocêntrica pode ser aproximada a um modelo antropocêntrico de

relação homem-natureza; a posição ecocêntrica observa essa relação como simétrica.

Pode-se encontrar também um paralelo na diferenciação que NAESS (1996) faz entre ecologia profunda (*deep ecology*) e ecologia superficial (*shallow ecology*). Na ecologia superficial, o objetivo central é a afluência e a saúde das pessoas, juntamente com a luta contra a poluição e a depleção de recursos; na ecologia profunda o foco se concentra no igualitarismo biosférico e nos princípios da diversidade, complexidade e autonomia.

Os autores ligados à tendência tecnocêntrica acreditam que a sustentabilidade se refere à manutenção do capital total disponível no planeta e que ela pode ser alcançada pela substituição de capital natural pelo capital gerado pela capacidade humana. No extremo ecocêntrico os autores destacam a importância do capital natural e da necessidade de conservá-lo não apenas pelo seu valor financeiro, mas, principalmente, pelo seu valor substantivo.

Dentro de uma concepção de sustentabilidade muito fraca, não existem limites para o desenvolvimento; fato ressaltado por alguns autores que enxergam no desenvolvimento sustentável uma estratégia da sociedade contemporânea para escapar das concepções de limites naturais (FEARNSIDE, 1997). Já para os postuladores da ecologia profunda existem limites naturais para o desenvolvimento dentro do nosso planeta.

Quadro 2.1: Dimensões do Ambientalismo

	Tecnocêntrico		Ecocêntrico	
	←	→		
	Cornucopiana	Adaptativa	Comunalista	Ecologia Profunda
Rótulo ambiental	Exploração de recursos, orientação pelo crescimento.	Conservacionismo dos recursos, posição gerencial.	Preservacionismo de recursos.	Preservacionismo profundo.
Tipos de economia	Economia antiverde, livre mercado.	Economia verde, mercado verde conduzido por instrumentos de incentivos econômicos.	Economia verde profunda. Economia steady-state, regulação macroambiental.	Economia verde muito profunda, forte regulação para minimizar a tomada de recursos.
Estratégia de gestão	Objetivo econômico, maximização do crescimento econômico. Considera que o mercado livre em conjunção com o progresso técnico possa possibilitar a eliminação das restrições relativas aos limites e à escassez.	Modificação do crescimento econômico, norma do capital constante, alguma mudança de escala.	Crescimento econômico nulo, crescimento populacional nulo. Perspectiva sistêmica, saúde do todo (ecossistema), hipótese de Gaia e suas implicações.	Reduzida escala da economia e da população. Imperativa mudança de escala, interpretação literal de Gaia.
Ética	Direitos e interesses dos indivíduos contemporâneos, valor instrumental na natureza.	Equidade intra e intergeracional (pobres contemporâneos e gerações futuras), valor instrumental na natureza.	Interesse coletivo sobrepuja o interesse individual, valor primário dos ecossistemas e valor secundário para suas funções e serviços.	Bioética (direitos e interesses conferidos a todas as espécies), valor intrínseco da natureza.
Grau de sustentabilidade	Sustentabilidade muito fraca.	Sustentabilidade fraca.	Sustentabilidade forte.	Sustentabilidade muito forte

Fonte: Adaptado de Pearce (1993).

DAHL (1997) explora toda a temática da sustentabilidade e aborda os inúmeros conceitos, as diversas definições, os mais importantes documentos, a definição do Relatório de Brundtland e o surgimento da Agenda 21 juntamente com os acréscimos fornecidos pela Conferência de Cairo, Copenhagem, Beijing, Istambul e Roma.

Segundo Dahl (1997), a definição do Relatório de Brundtland é muito geral e não implica responsabilidade específica a respeito das dimensões do desenvolvimento sustentável e nem em relação às gerações futuras. A segunda definição geral e bem mais aceita atualmente é todo o documento intitulado

Agenda 21, um plano de ação composto por 40 capítulos negociado e adotado dentro da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento realizada no Rio de Janeiro em 1992 (UNITED NATIONS, 1993).

Para DAHL (1997), o termo desenvolvimento sustentável é claramente um conceito carregado de valores e existe uma forte relação entre os princípios, a ética, as crenças e os valores que fundamentam uma sociedade ou comunidade e sua concepção de sustentabilidade. Dahl pondera que um dos problemas do conceito refere-se ao fato de que a sociedade deve saber para onde ir para que depois se possa medir se esses objetivos ou direção estão sendo seguidos ou alcançados. Para alcançar o desenvolvimento sustentável, deve-se chegar a uma concepção compreensiva e, ao mesmo tempo, compreensível do conceito. Ou seja, que consiga captar o conceito de desenvolvimento sustentável ao mesmo tempo em que transmite essa concepção para os atores da sociedade de uma maneira mais clara. Entretanto, o próprio autor reconhece que dar forma a essa concepção não é tarefa fácil.

Alguns métodos que procuram avaliar a sustentabilidade partem da suposição sobre algumas características e metas da sociedade; outros procuram observar as metas e os princípios que emergem da própria sociedade. Todas essas concepções são importantes para que se tenha um retrato mais elaborado sobre esse sujeito complexo que é o desenvolvimento sustentável.

Existem múltiplos níveis de sustentabilidade, o que leva à questão da inter-relação dos subsistemas que devem ser sustentáveis, o que, entretanto, por si só, não garante a sustentabilidade do sistema como um todo. É possível observar a sustentabilidade a partir de subsistemas, como por exemplo, dentro de uma comunidade local, um empreendimento industrial, uma ecorregião ou uma nação; entretanto deve-se reconhecer que existem interdependências e fatores que não podem ser controlados dentro das fronteiras desses sistemas menores.

BOSSEL (1998, 1999) afirma que só existe uma alternativa à sustentabilidade, que é a insustentabilidade. O conceito de desenvolvimento sustentável envolve a questão temporal; a sustentabilidade de um sistema só pode ser observada a partir da perspectiva futura de ameaças e oportunidades.

Difícilmente é possível verificar a sustentabilidade no contexto dos acontecimentos. Bossel lembra que, no passado, a sustentabilidade da sociedade humana esteve seriamente ameaçada, uma vez que a carga provocada pela atividade humana sobre o sistema era de escala reduzida, o que permitia uma resposta adequada e uma adaptação suficiente. As ameaças sobre a sustentabilidade de um sistema começam a requerer atenção mais urgente na sociedade à medida que o sistema ambiental não é capaz de responder adequadamente à carga que recebe. Se a taxa de mudança ultrapassa a habilidade do sistema de responder, ele acaba deixando de ser viável.

As ameaças para a viabilidade do sistema, segundo BOSSEL (1998, 1999), derivam de alguns fatores: as dinâmicas da tecnologia, da economia e da população. Todas podem levar a uma acelerada taxa de mudanças. O autor reafirma a necessidade de operacionalizar o conceito de sustentabilidade, que já julga estar implícito na sociedade, acreditando na improbabilidade desse sistema ter uma tendência à autodestruição. A operacionalização deve auxiliar na verificação sobre a sustentabilidade ou não do sistema, ou, pelo menos, ajudar na identificação das ameaças à sustentabilidade de um sistema. Para isso há a necessidade de se desenvolver indicadores que forneçam informações sobre onde se encontra a sociedade em relação a sustentabilidade.

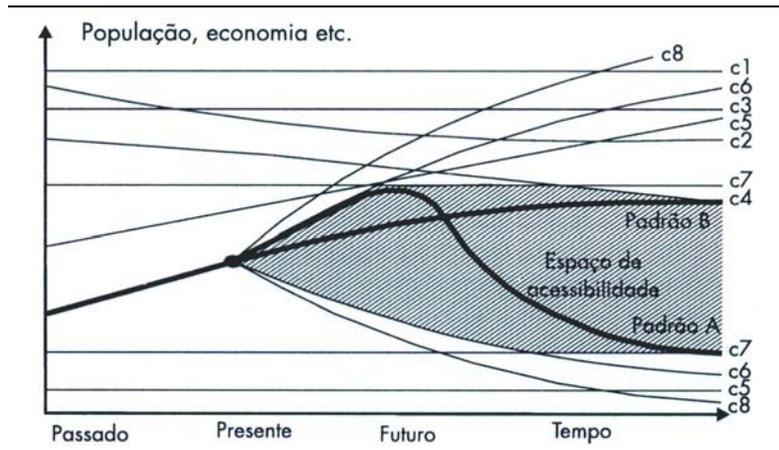
Sustentar, para Bossel, significa manter em existência, prolongar. Se aplicado apenas nesse sentido, o conceito não tem, segundo ele, muito significado para a sociedade humana, que não pode ser mantida no mesmo “estado”. A sociedade humana é um sistema complexo, adaptativo, incluso em outro sistema complexo que é o meio ambiente. Esses sistemas co-evoluem em interação mútua, como constante mudança e evolução. Essas habilidades de mudar e evoluir devem ser mantidas na medida em que se pretenda um sistema que permaneça viável.

BOSSEL (1997) diz que existem diferentes maneiras de alcançar a sustentabilidade de um sistema com conseqüências diversas para os seus participantes. O autor lembra que algumas civilizações se mantiveram sustentáveis em seus ambientes, durante muito tempo, pela institucionalização de

sistemas de exploração, injustiça e de classes que são atualmente inaceitáveis. Para BOSSEL (1999), se a sustentabilidade ambiental estiver relacionada com o prolongamento das tendências atuais, onde uma minoria dispõe de grandes recursos às custas de uma maioria, o sistema será socialmente insustentável em função da pressão crescente que decorre de um sistema institucionalmente injusto. Uma sociedade ambiental e fisicamente sustentável, que explora o ambiente em seu nível máximo de sustentação, pode ser psicológica e culturalmente insustentável. Segundo ele, a sustentabilidade deve abordar as dimensões: material, ambiental, social, ecológica, econômica, legal, cultural, política e psicológica.

Bossel constrói um esquema, apresentado na Figura 2.1, onde mostra os diferentes caminhos que uma sociedade pode tomar. A partir de seu momento atual, eixo x, ocorrem diferentes alternativas de desenvolvimento; entretanto, o autor afirma que há diversas restrições ao desenvolvimento, algumas flexíveis e outras fixas. O campo total das possibilidades de desenvolvimento é determinado por esses elementos, deixando apenas um espaço potencial limitado de opções, que o autor chama de espaço acessível (*accessibility space*), onde o desenvolvimento ocorre. Dentro desse campo existem inúmeras possibilidades, ou caminhos, de desenvolvimento. Isso leva à questão das diferentes escolhas ou julgamentos e à inclusão de referências éticas.

Assim, Bossel afirma que o conceito de desenvolvimento sustentável deve ser dinâmico. A sociedade e o meio ambiente sofrem mudanças contínuas, as tecnologias, culturas, valores e aspirações se modificam constantemente e uma sociedade sustentável deve permitir e sustentar essas modificações. O resultado dessa constante adaptação do sistema não pode ser previsto, porque é a consequência de um processo evolucionário.

Figura 2.1: Espaço para desenvolvimento

A seguir, as restrições para o sistema físico, ou para o espaço de desenvolvimento, apresentadas na Figura 2.1, segundo BOSSEL (1999):

- **C1 - As leis da natureza e as normas lógicas:** São elementos que não podem ser rompidos, ultrapassados; são restrições que não podem ser contornadas. O autor oferece o exemplo do mínimo de nutrientes requerido para o crescimento de uma planta ou do máximo de eficiência energética obtida por um processo térmico. Trata-se da primeira restrição sobre o espaço acessível de desenvolvimento.
- **C2 - Ambiente físico:** A sociedade humana é um subsistema ou uma parte do ambiente global com o qual interage e do qual depende. Seu desenvolvimento depende das condições do ambiente em geral, como a capacidade de assimilação de resíduos, rios, oceanos, recursos renováveis e não-renováveis, clima, etc. Alguns desses elementos são restrições estáticas (recursos não-renováveis), outros se referem a limitações de taxa ou velocidade de utilização (máximo de absorção de resíduos no tempo, por exemplo). O desenvolvimento sustentável deve observar essas restrições.
- **C3 - Fluxo solar e estoques de recursos materiais:** Existe apenas uma fonte de energia primária: a solar. Em um processo de desenvolvimento

sustentável, a limitante energética é a taxa de energia solar que pode ser capturada e utilizada pelo sistema. Os recursos materiais são limitados pelo estoque atual que existe na biosfera; têm reciclado por bilhões de anos, por isso a reciclagem é um elemento importante da sustentabilidade.

- **C4 - Capacidade de carga:** Os ecossistemas e organismos, incluindo os seres humanos, necessitam de um certo fluxo de energia solar, de nutrientes, água e outros elementos. O consumo depende do organismo e de seu estilo de vida. Em longo prazo, o consumo é limitado pela produção fotossintética de uma determinada região. A capacidade de carga constitui o número de organismos de uma determinada espécie, que pode ser suportado por essa produtividade ecológica dentro da região. Ela depende logicamente da taxa de consumo da região, que não é apenas determinada pela alimentação, mas também por outros recursos como a água. Para restrições físicas idênticas, a capacidade de carga será maior para sociedades frugais do que para as altamente geradoras de lixo. Os seres humanos podem ultrapassar a capacidade de carga de uma determinada região importando recursos críticos de outras regiões, mas isso só é válido temporariamente, uma vez que o fluxo tende a diminuir quando os recursos se tornarem escassos em outras partes.

A seguir, as restrições de natureza humana e sobre as metas humanas que estão associadas ao fato de que nem tudo é desejável.

- **C5 - Atores sociais:** Seres humanos são conscientes e criativos, ou seja, atuam de maneira restrita, confinados por regras de comportamento. São capazes de criar novas soluções ou, por outro lado, não enxergar as soluções óbvias. Constitui-se assim uma restrição sobre o espaço, que é mental e intelectualmente acessível ao ser. Sociedades que são mais inovativas têm um nível mais elevado de educação e população mais treinada. Com um ambiente cultural aberto as sociedades inovativas têm maior área acessível do que as mais restritas.

- **C6 - Organizações, cultura e tecnologia:** Para uma dada sociedade e para o mundo em geral, existe uma interação entre organizações, cultura, sistemas políticos e tecnologias possíveis que afeta o comportamento social e a reação à mudança, fatores que também levam a uma restrição quanto ao espaço disponível.
- **C7 - Papel da ética e dos valores:** Nem tudo que é acessível é aceitável dentro de alguns padrões éticos de comportamentos ou normas de uma determinada sociedade. Constitui-se assim mais uma restrição quanto ao espaço acessível para o desenvolvimento.

O último tipo de restrição é relacionado ao tempo, sua dinâmica e sua evolução, que determinam a direção e o ritmo de mudanças.

- **C8 - Papel do tempo:** Os processos dinâmicos trabalham no tempo. Por exemplo quanto à introdução de uma nova tecnologia, existem diversas restrições com o que pode ser feito e em que velocidade uma tecnologia pode ser alterada, isto é, a taxa ou velocidade de mudança introduz uma restrição.
- **C9 - Papel da evolução:** O desenvolvimento sustentável implica uma mudança evolucionária auto-organizativa e adaptativa constante. Quanto maior o número de diferentes alternativas inovativas, melhor para o sistema, mais espaço avaliável. O espectro de diversidade dentro do sistema constitui, portanto, uma última restrição ao espaço avaliável.

Em termos gerais, para HARDI e ZDAN (1997), a idéia de sustentabilidade está ligada à persistência de certas características necessárias e desejáveis de pessoas, suas comunidades e organizações e os ecossistemas que as envolvem, dentro de um período de tempo longo ou indefinido. Para atingir o progresso em direção à sustentabilidade, deve-se alcançar o bem-estar humano e dos ecossistemas; o progresso em cada uma dessas esferas não deve ser alcançado à custa da outra. Os autores reforçam a interdependência entre os dois sistemas.

HARDI E ZDAN (*ibid.*) afirmam que desenvolver significa expandir ou realizar as potencialidades, levando a um estágio maior, ou melhor, do sistema. O desenvolvimento deve ser qualitativo e quantitativo, o que o diferencia da simples noção de crescimento econômico. O desenvolvimento sustentável, para Hardi e Zdan, não é um estado fixo, harmonioso; ao contrário, trata-se de um processo dinâmico de evolução. Essa idéia, segundo os autores, não é complicada, apenas mostra que algumas características do sistema devem ser preservadas para assegurar a continuidade da vida. Assim como Dahl, eles afirmam que o sistema é global e apenas um ator, como uma empresa ou comunidade, não pode ser considerado sustentável em si mesmo; uma parte do sistema não pode ser sustentável se outras não o são.

Em relação à questão temporal, um sistema só pode ser declarado sustentável quando se observa o passado. Como afirmam COSTANZA e PATTEN (1995), um sistema sustentável é aquele que sobrevive ou persiste, mas só se pode constatar isso posteriormente. Assim, a definição do Relatório Brundtland é uma afirmação sobre as condições de sustentabilidade dos sistemas naturais e humanos e não se refere, especificamente, ao ponto onde eles devem chegar. Algumas outras abordagens referem-se a aspectos particulares do sistema, considerados especialmente importantes para alcançar a sustentabilidade. Uma delas é o caminho natural (*natural step*) baseado no fato de que a natureza deve sobreviver independentemente da sua avaliação econômica (ROBERT *et al.*, 1995). Segundo o mesmo autor, o sistema se fundamenta em 4 condições que devem ser alcançadas. São elas:

- **Condição 1:** As substâncias na crosta terrestre não devem aumentar sistematicamente na ecosfera;
- **Condição 2:** As substâncias produzidas pela sociedade não devem aumentar sistematicamente na ecosfera;
- **Condição 3:** A base física para a produtividade e a diversidade da natureza não devem ser sistematicamente reduzida;
- **Condição 4:** Os recursos devem ser utilizados correta e eficientemente com relação ao alcance das necessidades humanas.

Segundo HARDI e BARG (1997), embora seja possível apontar a direção do desenvolvimento para que este seja “mais” sustentável, não é possível definir precisamente as condições de sustentabilidade de determinado desenvolvimento. O problema da definição, segundo eles, é que não se pode capturar de maneira detalhada ou precisa a dinâmica da sustentabilidade humana e natural. A maior parte do debate contemporâneo sobre a sustentabilidade se refere a visões específicas de diferentes autores sobre aspectos distintos do conceito. Sem entrar nesse debate teórico, os autores sugerem que as definições de sustentabilidade devem incorporar aspectos de sustentabilidade ecológica e econômica juntamente com o bem-estar humano.

Para RUTHERFORD (1997), o maior desafio do desenvolvimento sustentável é a compatibilização da análise com a síntese. O desafio de construir um desenvolvimento dito sustentável, juntamente com indicadores que mostrem essa tendência, é compatibilizar o nível macro com o micro. No nível macro deve-se entender a situação do todo e sua direção de uma maneira mais geral e fornecer para o nível micro – onde se tomam as decisões – as informações importantes para as necessárias correções de rota. O autor afirma que a evolução da ecossfera é resultado da interação, inclusive humana, de milhares de decisões de nível micro. Por outro lado, existe uma interação do comportamento do micro em relação ao macro. É necessária uma abordagem holística se o objetivo é a compreensão mais clara do que seja um desenvolvimento ambientalmente sustentável e como se devem construir indicadores.

Um dos princípios que está por trás de qualquer política que promova o desenvolvimento sustentável é que o desenvolvimento implica, em menor ou maior grau, alguma forma de degradação do meio ambiente (CALVACANTI, 1997). Como vários autores mostram, existe um limite físico do qual uma economia pode operar. Esse limite físico, para DALY (1994), é determinado pelo sistema maior, o ecológico, dentro do qual uma economia deve funcionar.

Para RUTHERFORD (1997), deve-se olhar para o problema sob diferentes perspectivas. Na opinião de Rutherford, as principais esferas são: econômica, ambiental e social. Entretanto, não se deve, segundo ele, restringi-las

exclusivamente a seus domínios, mas ampliar os *insights* para o sistema como um todo.

Também para DAHL (1997), o conceito de sustentabilidade pode ser melhor entendido a partir das diversas dimensões. Cita, reiteradamente, o caso das sociedades ocidentais onde a dimensão econômica tem sido predominantemente utilizada.

Talvez, pelo fato de existirem diferentes concepções ambientalistas sobre a ideologia de desenvolvimento sustentável, possa-se explicar a existência de diversas definições desse conceito. Entretanto, um conceito como o de desenvolvimento sustentável com várias concepções não pode ser operacionalizado. Assim, a implementação e a avaliação dos processos desse novo modelo de desenvolvimento ficam prejudicadas. Portanto, há necessidade de definir concretamente o conceito; verificá-lo criticamente em seu significado e observá-lo em referência às diferentes dimensões que abrange.

Considerando a sustentabilidade como um conceito dinâmico que engloba um processo de mudança, SACHS (1997) afirma que o conceito de desenvolvimento sustentável apresenta cinco dimensões de sustentabilidade: social, econômica, ecológica, geográfica e cultural.

Muito embora existam diversas sugestões e controvérsias sobre as dimensões que se relacionam com a sustentabilidade, pode-se fazer uma análise inicial do conceito a partir dessas cinco dimensões.

2.1 - Sustentabilidade da perspectiva econômica

Para DALY (1994, 1992), a teoria econômica deve atender três objetivos: alocação, distribuição e escala. Na economia, as questões relativas à alocação e à distribuição apresentam um tratamento consistente tanto em termos teóricos quanto em termos históricos; mas, a questão referente à escala ainda não é formalmente reconhecida e não conta com instrumentos políticos de execução.

A alocação se refere à divisão relativa dos fluxos de recursos. Uma boa alocação é aquela que disponibiliza recursos em função das preferências individuais, pelas quais são avaliadas devido à habilidade de pagar utilizando-se do instrumento preço. A distribuição está relacionada à divisão dos recursos entre as pessoas. A escala se refere ao volume físico do fluxo de matéria e de energia, de baixa entropia, retirada do ambiente em forma de matéria bruta e devolvida ao ambiente como resíduos de alta entropia. A teoria econômica tem se abstraído da questão da escala de duas maneiras opostas: de um lado assume que o meio ambiente é uma fonte de recursos infinita e, do outro, que ele constitui depósito de resíduos de tamanho infinito em relação à escala do subsistema econômico. A crise surge quando a economia - ou o subsistema econômico, cresce de tal maneira que a demanda sobre o meio ambiente ultrapassa seus limites.

A sustentabilidade econômica abrange a alocação e distribuição eficiente de recursos naturais dentro de uma escala apropriada. O conceito de desenvolvimento sustentável, observado a partir da perspectiva econômica, segundo RUTHERFORD (1997), vê o mundo em termos de estoques e fluxos de capital. Na verdade, essa visão não está restrita apenas ao convencional capital monetário ou econômico, mas está aberta à consideração de capitais de diferentes tipos, incluindo o ambiental, o humano e o social.

Para os economistas, o problema da sustentabilidade se refere à manutenção do capital em todas as suas formas. Rutherford afirma que muitos economistas ressaltam a semelhança entre a gestão de portfólios de investimento e sustentabilidade, onde se procura maximizar o retorno, mantendo o capital constante. Na gestão das carteiras, é necessário mudar muitas vezes a proporção dos capitais investidos. O investimento pode ser observado como estratégia para se obter lucros futuros. Os economistas, ao contrário dos ambientalistas, tendem a ser otimistas em relação à capacidade humana de se adaptar a novas realidades ou circunstâncias e de resolver problemas com a sua capacidade técnica. No mundo econômico, para Rutherford, o único elemento imprevisível é a raça humana. Algumas linhas teóricas divergem um pouco dessa abordagem ao afirmarem que existe o interesse da manutenção do capital total e que as

variações que ocorrem dentro das diferentes categorias de capital podem ser compensadas por outro tipo de capital. Esse fato remete à discussão sobre os graus de sustentabilidade de PEARCE (1993).

Os economistas se aproximam das questões relativas à sociedade e ao meio ambiente pela discussão dos conceitos de sustentabilidade forte e fraca. Ambas baseiam-se na necessidade da preservação do capital natural para as futuras gerações. Esse capital é constituído pela base de recursos naturais, renováveis e não-renováveis, pela biodiversidade e pela capacidade de absorção de dejetos dos ecossistemas. Dentro do conceito de sustentabilidade forte, os níveis de recursos devem ser mantidos e não reduzidos; no conceito de sustentabilidade fraca se admite a troca entre os diferentes tipos de capitais, na medida em que se mantenha constante o seu estoque (TURNER *et al.*, 1993).

Segundo HARDI e BARG (1997), essas abordagens partem da premissa de que o capital natural não deve ser tratado independentemente do sistema todo, mas como parte integrante do mesmo. Na abordagem de MACNEILL *et al.*, (1991), a integração entre ambiente e a economia deve ser alcançada dentro do processo decisório e dentro dos diferentes setores como governo, indústria e ambiente doméstico, se o desejo é alcançar a sustentabilidade.

Em resposta às críticas constantes dos ambientalistas, que afirmavam que os economistas utilizaram sistemas de contas incompletos e que desconsideravam ou consideravam indevidamente o capital natural, os economistas desenvolveram novos sistemas expandidos de contas para os sistemas nacionais.

Também dentro da dimensão econômica, BARTELMUS (1995) discute a sustentabilidade a partir da contabilidade e da responsabilidade. Para ele, a contabilidade é pré-requisito para a gestão racional do meio ambiente e da economia. O autor faz uma crítica dos meios convencionais de contabilidade na área financeira que procuram medir a riqueza de um país, e mostra os modelos que vêm sendo utilizados para ajuste de contas. Os meios tradicionais para medir custo e capitais, os sistemas nacionais de contas, têm falhado por negligenciar, por um lado a escassez provocada pela utilização de recursos naturais, que

prejudica a produção sustentável da economia e, por outro, a degradação da qualidade ambiental e as conseqüências que ela tem sobre a saúde e o bem-estar humanos. Adicionem-se também os gastos realizados para manutenção da qualidade ambiental, contabilizados como incremento nas receitas e produtos nacionais, despesas estas que poderiam ser consideradas custo de manutenção da sociedade.

Para BARTELMUS (1995), sistemas de contas integradas podem ser utilizados para avaliar dois aspectos da política econômica: a sustentabilidade do crescimento econômico e a distorção estrutural da economia provocada pela produção e padrões de consumo doentes.

A elaboração de políticas macroeconômicas deve reorientar o processo de desenvolvimento para um padrão sustentável pela internalização dos custos nos orçamentos de consumo doméstico e nos empreendimentos. Bartelmus coloca a necessidade de suplantiar os modelos tradicionais, que medem crescimento e performance da economia, por indicadores que incorporem a variável ambiental. Ele considera que uma análise mais detalhada da sustentabilidade, mesmo em relação à produção e ao consumo, naturalmente deve considerar os fatores de capital humano e social, bem como seus efeitos sobre o progresso técnico, a substituição de bens e serviços e os desastres naturais.

BARTELMUS (1995) revela que os mecanismos de comando e controle são ineficientes na proteção ambiental e na conservação de recursos naturais e que a aplicação de instrumentos de mercado pode se dar por taxas sobre efluentes emitidos, comércio de poluição, entre outros. Esses instrumentos procuram internalizar elementos externos da economia de modo a prover uma ótima alocação de recursos escassos. Sistemas de contabilidade integrada podem fornecer ajuda para esses instrumentos para medir o nível apropriado dos incentivos fiscais (subsídios) ou desincentivos (taxas).

Para Bartelmus, a valoração monetária e econômica alcança seus limites quando se afasta dos resultados das atividades e dos processos humanos. A equidade, as aspirações culturais e a estabilidade política são elementos difíceis de quantificar, mesmo em termos físicos e, virtualmente, impossíveis de reduzir

em termos monetários; para ele, um conceito de desenvolvimento deve considerar todos esses aspectos. O foco político da valoração monetária do crescimento econômico é muito criticado pelos defensores de um tipo de desenvolvimento multiorientado. Existe uma crescente percepção de que é necessário considerar no planejamento, nas políticas e na ação em longo prazo, aspectos não-monetários, demográficos, sociais e ambientais, para realmente se alcançar a sustentabilidade.

DAHL (1997) critica a linha teórica que advoga a manutenção do capital total, que considera o capital natural substituível pelo capital intelectual. Ele critica a utilização da monetarização pura e a criação e utilização de indicadores únicos; argumenta que o mercado não atende a todas as necessidades humanas e sociais. Faz um alerta sobre a importância das dimensões sociais no conceito de sustentabilidade e da necessidade de utilização dos indicadores relativos a aspectos sociais como educação, sociedade civil e outros, quando se pretende avaliar o desenvolvimento sustentável.

2.2 - Sustentabilidade da perspectiva social

Na sustentabilidade observada da perspectiva social, a ênfase é dada à presença do ser humano na ecosfera. A preocupação maior é com o bem-estar humano, a condição humana e os meios utilizados para aumentar a qualidade de vida dessa condição. RUTHERFORD (1997) utilizando um raciocínio econômico, argumenta que se deve preservar o capital social e humano e que o aumento desse montante de capital deve gerar dividendos. Claramente, como já foi amplamente discutido, o conceito de bem-estar não é fácil de se construir nem medir. A questão da riqueza é importante, porém é apenas parte de um quadro geral de sustentabilidade.

Acesso a serviços básicos, água limpa e tratada, ar puro, serviços médicos, proteção, segurança e educação pode estar ou não relacionado com os rendimentos ou riqueza da sociedade. Para SACHS (1997), a sustentabilidade

social refere-se a um processo de desenvolvimento que leve a um crescimento estável com distribuição eqüitativa de renda; gera, com isso, a diminuição das atuais diferenças entre os diversos níveis da sociedade e a melhoria das condições de vida das populações.

2.3 - Sustentabilidade da perspectiva ambiental

Para RUTHERFORD (1997), na perspectiva ambiental da sustentabilidade, a principal preocupação é relativa aos impactos das atividades humanas sobre o meio ambiente. Essa perspectiva é expressa pelo que os economistas chamam de capital natural. Nessa visão, a produção primária oferecida pela natureza é a base fundamental sobre a qual se assenta a espécie humana. Foram os ambientalistas os atores dessa abordagem; desenvolveram o modelo denominado pressão, estado e resposta (*pressure, state e responde*) para indicadores ambientais e o que defendem para outras esferas.

Sustentabilidade ecológica significa ampliar a capacidade do planeta pela utilização do potencial encontrado nos diversos ecossistemas, ao mesmo tempo em que se mantém a sua deterioração em um nível mínimo. Deve-se reduzir a utilização de combustíveis fósseis e a emissão de substâncias poluentes, como também adotar políticas de conservação de energia e de recursos, substituir recursos não-renováveis por renováveis e aumentar a eficiência em relação aos recursos utilizados (SACHS, 1997).

2.4 - Sustentabilidade das perspectivas geográficas e culturais

A sustentabilidade geográfica pode ser alcançada por meio de uma melhor distribuição dos assentamentos humanos e das atividades econômicas. Deve-se procurar uma configuração rural-urbana mais adequada para proteger a

diversidade biológica, ao mesmo tempo em que se melhora a qualidade de vida das pessoas.

Por último, a sustentabilidade cultural, a mais difícil de ser concretizada segundo SACHS (1997), está relacionada ao caminho da modernização sem o rompimento da identidade cultural dentro de contextos espaciais específicos. Para SACHS (1997), o conceito de desenvolvimento sustentável refere-se a uma nova concepção dos limites e do reconhecimento das fragilidades do planeta; enfoca, simultaneamente, o problema socioeconômico e da satisfação das necessidades básicas das populações.

Como se observa, existe uma variedade de aspectos relacionados às diferentes dimensões da sustentabilidade. Embora o ponto de partida das diversas abordagens seja distinto, existe um reconhecimento de que há um espaço de interconexão ou interseção entre essas diferentes dimensões.

Como descrito, alguns autores destacam outras dimensões da sustentabilidade. A utilização seletiva das dimensões por parte dos autores pode estar relacionada aos campos do ambientalismo que foram apresentados no Quadro 2.1. Entretanto, as dimensões envolvidas no processo de desenvolvimento sustentável, juntamente com o quadro sobre as raízes ideológicas de cada campo do ambientalismo, podem ser úteis para a comparação ou avaliação de experiências desse tipo.

Alcançar o progresso em direção à sustentabilidade é, claramente, uma escolha da sociedade, das organizações, das comunidades e dos indivíduos. Como envolve diversas escolhas, a mudança só é possível se existir grande envolvimento da sociedade. Em resumo, o desenvolvimento sustentável obriga a sociedade a pensar em termos de longo prazo e reconhecer o seu lugar dentro da biosfera. O conceito fornece uma nova perspectiva de se observar o mundo, que a tem mostrado ser o estado atual da atividade humana inadequado para preencher as necessidades vigentes, além de ameaçar seriamente a perspectiva das gerações futuras.

Os objetivos do desenvolvimento sustentável desafiam as instituições contemporâneas. Elas têm regido às mudanças globais relutando em reconhecer

que esse processo esteja realmente ocorrendo. As diferenças em relação ao conceito de desenvolvimento sustentável são tão grandes que não existe um consenso sobre o que deve ser sustentado e tampouco sobre o que o termo significa; conseqüentemente, não existe consenso sobre como medir a sustentabilidade. Infelizmente, para a maioria dos autores anteriormente citados, sem uma definição operacional minimamente aceita, torna-se impossível traçar estratégias e acompanhar o sentido e a direção do progresso.

Todas as definições e ferramentas relacionadas à sustentabilidade devem considerar o fato de que não se conhece totalmente como o sistema opera; pode-se apenas descobrir os impactos ambientais decorrentes de atividades e a interação com o bem-estar humano, com a economia e o meio ambiente. Em geral, sabe-se que o sistema interage entre as diferentes dimensões, mas não se conhece especificamente o impacto dessas interações.

Todos os aspectos anteriormente apresentados mostram a diversidade e a complexidade do termo desenvolvimento sustentável. Apesar da dificuldade que essas características conferem ao estudo do desenvolvimento sustentável, a diversidade desse conceito deve servir não como obstáculo para a procura de seu melhor entendimento, mas como fator de motivação e de criação de novas visões sobre ferramentas que descrevem a sustentabilidade.

III – INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE: ASPECTOS TÉCNICOS E TEÓRICOS

Apesar do baixo nível de consenso sobre o conceito de desenvolvimento sustentável, há a necessidade de se desenvolver ferramentas que procurem mensurar a sustentabilidade. Na primeira parte desse capítulo, esse aspecto é abordado, discutindo o que são indicadores num sentido mais amplo, indicadores de sustentabilidade especificamente, quais as necessidades de desenvolver indicadores relacionados ao desenvolvimento sustentável e as suas vantagens e limitações. No final do capítulo são apresentados os principais indicadores utilizados para a avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas.

3.1 - Indicadores: principais aspectos

Antes de abordar os indicadores relacionados à sustentabilidade é necessário compreender melhor o significado de indicadores de uma maneira mais geral. As definições mais comuns de indicadores e a terminologia associada a essa área são particularmente confusas. BAKKES *et al.* (1994) afirma que é preciso alcançar mais clareza nessa área, tanto em relação à definição de indicadores quanto a outros conceitos associados como: índice, meta e padrão.

A palavra indicador é originária do latim *indicare*, que significa descobrir, apontar, anunciar, estimar (HAMMOND *et al.*, 1995). Os indicadores podem comunicar ou informar sobre o progresso em direção a uma determinada meta, como por exemplo, o desenvolvimento sustentável, mas também podem ser entendidos como um recurso que deixa mais perceptível uma tendência ou fenômeno que não seja imediatamente detectável (HAMMOND *et al.*, 1995).

A definição de MCQUEEN e NOAK (1988) trata um indicador como uma medida que resume informações relevantes de um fenômeno particular ou um substituto dessa medida. Essa definição é semelhante ao conceito de HOLLING

(1978), para o qual, um indicador é uma medida do comportamento do sistema em termos de atributos expressivos e perceptíveis.

Para a OECD (1993), um indicador deve ser entendido como um parâmetro, ou valor derivado de parâmetros que apontam e fornecem informações sobre o estado de um fenômeno, com uma extensão significativa.

Algumas definições colocam um indicador como uma variável que está relacionada hipoteticamente com outra variável estudada, que não pode ser diretamente observada (CHEVALIER *et al.*, 1992). Essa também é a opinião de GALLOPIN (1996), ao afirmar que os indicadores, num nível mais concreto, devem ser entendidos como variáveis.

Uma variável é a representação operacional de um atributo (qualidade, característica, propriedade) de um sistema. Ela não é o próprio atributo ou atributo real, mas uma representação, imagem ou abstração dele.

Aqui, qualquer variável e, conseqüentemente, qualquer indicador descritivo ou normativo, tem um significado próprio. A mais importante característica do indicador, quando comparado com os outros tipos ou formas de informação, é a sua relevância para a política e para o processo de tomada de decisão. Para ser representativo, o indicador tem que ser considerado importante tanto pelos tomadores de decisão quanto pelo público (GALLOPIN, 1996).

Segundo GALLOPIN (1996), os indicadores mais desejados são aqueles que resumem ou, de outra maneira, simplificam as informações relevantes, fazem com que certos fenômenos que ocorrem na realidade se tornem mais aparentes, aspecto particularmente importante na gestão ambiental.

TUSNTALL (1994, 1992) observa os indicadores a partir das seguintes funções:

- Avaliação de condições e tendências;
- Comparação entre lugares e situações;
- Avaliação de condições e tendências em relação às metas e aos objetivos;
- Provimento informações de advertência;
- Antecipação de futuras condições e tendências.

O objetivo dos indicadores é agregar e quantificar informações de modo que seu significado fique mais aparente. Estes simplificam as informações sobre os fenômenos complexos e tentam melhorar com isso o processo de comunicação. Indicadores podem ser quantitativos ou qualitativos. Há autores que defendem os qualitativos como os mais adequados para avaliação de experiências de desenvolvimento sustentável, devido às limitações explícitas ou implícitas que existem em relação a indicadores numéricos. Entretanto, em alguns casos, avaliações qualitativas podem ser transformadas numa notação quantitativa. Os indicadores qualitativos para GALLOPIN (1996), são preferíveis aos quantitativos em pelo menos três casos: quando não forem disponíveis informações quantitativas; quando o atributo de interesse é inerentemente não-quantificável e quando determinações de custos assim o obrigarem.

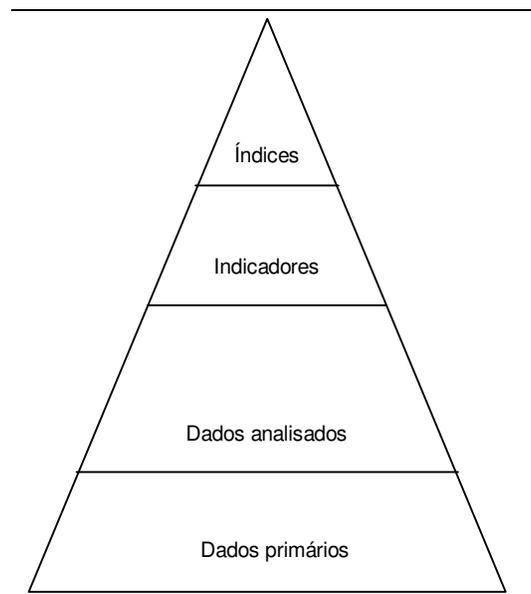
Embora muitas vezes os indicadores sejam apresentados na forma gráfica ou estatística, são basicamente distintos dos dados primários. Dados são medidas, ou observações no caso de dados qualitativos, dos valores da variável em diferentes tempos, locais, população ou a sua combinação (GALLOPIN, 1996).

A partir de um certo nível de agregação ou percepção, indicadores podem ser definidos como variáveis individuais ou uma variável que é função de outras variáveis. A função pode ser simples como: uma relação, que mede a variação da variável em relação a uma base específica; um índice, um número simples que é uma função simples de duas ou mais variáveis; ou complexa, como resultado de um grande modelo de simulação. A relação entre dados primários e indicadores, denominada pirâmide de informações, segundo HAMMOND *et al.* (1995), é apresentada na Figura 3.1.

Indicadores podem adotar diferentes significados. Alguns termos normalmente utilizados são norma, padrão, meta e objetivo. Nos indicadores de desenvolvimento sustentável pode-se afirmar que os conceitos de padrão e norma são semelhantes. Eles se referem fundamentalmente a valores estabelecidos ou desejados pelas autoridades governamentais ou valores obtidos por um consenso social, são utilizados dentro de um senso normativo, um valor técnico de referência. As metas, por outro lado, representam uma intenção, valores

específicos a serem alcançados. Normalmente são alcançados a partir do processo decisório, dentro de uma expectativa que seja de alguma maneira alcançável. Os progressos no sentido do alcance das metas devem ser observáveis ou mensuráveis. Muito embora alguns usem os termos metas e objetivos de uma forma intercambiável, de maneira geral os objetivos são usualmente qualitativos e indicam mais uma direção do que um estado específico.

Figura 3.1: Pirâmide de informações



MEADOWS (1988) afirma que a utilização de indicadores é uma maneira intuitiva de monitorar complexos sistemas, que a sociedade considera importantes e que precisam ser controlados. Para MEADOWS (1988) os indicadores são como o termômetro na medicina, que é utilizado para medir a temperatura do paciente; mesmo não medindo um sistema específico do corpo humano, é capaz de transmitir uma informação sobre sua saúde.

Os indicadores são de fato um modelo da realidade, mas não podem ser considerados a própria realidade. Entretanto devem ser analiticamente legítimos e construídos dentro de uma metodologia coerente de mensuração. Eles são, segundo HARDI e BARG (1997), sinais referentes a eventos e sistemas

complexos. São pedaços de informação que apontam para características dos sistemas, realçando o que está acontecendo. Os indicadores simplificam informações sobre fenômenos complexos; conseqüentemente, torna a comunicação destes mais compreensível e quantificável.

3.2 - Componentes e características de indicadores de sustentabilidade

Na discussão anterior observam-se definições distintas de indicadores para diferentes autores e por isso há necessidade, pela falta de consenso, de desenvolver uma definição mais rigorosa e unificada de indicador no que se refere à temática ambiental. A maioria dos sistemas de indicadores existentes e utilizados foi desenvolvida por razões específicas: são ambientais, econômicos, de saúde e sociais, que não podem ser considerados indicadores de sustentabilidade em si. Entretanto, esses indicadores muitas vezes possuem um potencial representativo dentro do contexto do desenvolvimento sustentável.

Os problemas complexos do desenvolvimento sustentável requerem sistemas interligados, indicadores inter-relacionados ou a agregação de diferentes indicadores. Existem poucos sistemas de indicadores que lidam especificamente com o desenvolvimento sustentável, na maioria em caráter experimental, e foram desenvolvidos com o propósito de melhor compreender os fenômenos relacionados à sustentabilidade.

Para GALLOPIN (1996), os indicadores de sustentabilidade podem ser considerados componentes de avaliação do progresso em relação a um desenvolvimento dito sustentável. Para ele, a utilização de indicadores de sustentabilidade deve se dar em função da sua disponibilidade e custo de obtenção.

Gallopín afirma que, na avaliação de programas de desenvolvimento sustentável, os indicadores devem ser selecionados em diferentes níveis hierárquicos de percepção. Algumas vezes se assume que indicadores devem ser desenvolvidos necessariamente a partir da agregação de dados ou variáveis de

nível mais baixo, como a abordagem da pirâmide de informações da OECD, apresentada na Figura 3.1. Diferentes tipos de indicadores podem ser relevantes em diferentes escalas e, para o autor, também podem perder o seu sentido quando utilizados sem o devido cuidado em escalas não apropriadas.

Outro aspecto na discussão dos indicadores relacionados ao desenvolvimento sustentável refere-se ao tempo. Segundo DAHL (1997), os indicadores podem ser escalares ou vetoriais. Um número de indicadores apresentado simultaneamente, mas não agregado, para dar um retrato das condições ambientais, pode ser denominado um vetor. Um vetor consiste na generalização da variável. Por outro lado, um índice escalar é um simples número gerado da agregação de dois ou mais valores.

Os vetores têm magnitude e direção, são dados bidirecionais e podem ser apresentados graficamente. No gráfico, o tamanho do vetor indica a magnitude e sua direção pode ser visualizada diretamente. A vantagem de utilizar indicadores expressos como vetores é poder expressar a realidade de uma maneira gráfica, bem como as tendências no futuro. O vetor, por trabalhar com duas dimensões, tem a capacidade de retratar melhor a realidade. Vetores que expressam a direção do movimento rumo a uma meta, e a velocidade desse movimento, podem fornecer uma maneira de ilustrar o conceito de sustentabilidade sem cair em julgamentos de valor sobre o desenvolvimento. Esses indicadores podem permitir aos países definirem o modelo ideal de uma sociedade futura, bem como relatarem onde tem sido feito o progresso em direção à sustentabilidade e a que taxa. Cada um dos tipos de indicadores tem suas vantagens e desvantagens.

Enquanto os defensores das medidas vetoriais argumentam que a complexidade do sistema pode ser mais bem apreendida a partir das medidas vetoriais, os estudiosos que utilizam índices escalares defendem que a simplificação é uma das maiores vantagens das medidas escalares.

Quando se discute a sustentabilidade e seus indicadores, deve-se ter em vista que julgamentos de valor estão sempre presentes nos sistemas de avaliação, nos diferentes níveis e dimensões existentes. Dentro do contexto do desenvolvimento sustentável eles podem ser implícitos ou explícitos. Julgamentos

de valor explícitos são aqueles tomados conscientemente e compreendem uma parte fundamental do processo de criação de indicadores, mas os valores implícitos também estão incluídos nesse processo. Os julgamentos de valor explícitos podem aparecer da seguinte maneira na utilização de indicadores: diretamente no processo de observação ou medição, como por exemplo, por meio de preferências estéticas; adicionados à medida observada, por meio da limitação imposta pelos padrões legais ou metas desejáveis; pelos pesos atribuídos a diferentes indicadores dentro de um sistema agregado.

Os julgamentos de valor implícitos decorrem de aspectos que não são facilmente observáveis e que são, na sua maioria, inconscientes e relacionados a características pessoais e de uma determinada sociedade (cultura). A mensuração da influência dos fatores implícitos é difícil de avaliar e afeta de qualquer maneira o processo de formulação dos indicadores.

Existe uma grande diferença entre as diversas esferas em que se mede a sustentabilidade mundial ou global, nacionais, regionais, locais ou comunitárias, resultado dos mais diversos fatores culturais e históricos, que implicam os valores que predominam nessas esferas. Embora não se possa evitar esse aspecto, deve-se reconhecer que ele está sempre presente e procurar torná-lo o mais explícito possível.

Outro aspecto amplamente discutido em relação a indicadores é a questão da agregação dos dados na sua formulação. WALL *et al.* (1995) observam que, muito embora indicadores altamente agregados sejam necessários para aumentar o grau de consciência e conhecimento a respeito dos problemas ambientais, indicadores desagregados são essenciais às tomadas de iniciativas específicas de ação. Esse dilema é particularmente importante, segundo os autores, em sistemas de indicadores altamente agregados que não têm uma subestrutura de informação desagregada.

Segundo BOSSEL (1999) quanto mais agregado é um indicador, maiores as dificuldades de articular estratégias de ação referentes a problemas específicos. Indicadores altamente agregados têm também maior probabilidade de possuir problemas conceituais.

Os índices agregados são um aperfeiçoamento, mas o processo de transformar dados em índices agregados pode conter alguns problemas. Na tentativa de resolver esses problemas ou refinar seus índices, alguns sistemas foram desenvolvidos para retratar o bem estar humano. Um dos exemplos citados por Bossel (1999) é o *Index of Sustainable Economic Welfare* (Isew) que, posteriormente, envolveu o *Genuine Progress Indicator* (GPI). Trata-se na verdade da correção do produto interno bruto (PIB) subtraindo os fluxos econômicos que são considerados indesejáveis pela sociedade. Outro exemplo de índice agregado é o *Human Development Index* (HDI), que inclui alfabetização, expectativa de vida e renda *per capita*.

Entretanto, indicadores com um certo grau de agregação são imprescindíveis para o monitoramento da sustentabilidade. As informações devem ser agregadas, mas os dados devem ser estratificados em termos de grupos sociais ou setores industriais ou de distribuição espacial. A generalização deve atender à regra geral de que o indicador consiga capturar eventuais problemas de uma forma clara e concisa.

Em resposta aos problemas existentes na agregação de indicadores, alguns pesquisadores têm preferido utilizar sistemas ou listas de indicadores relacionados a problemas específicos da área investigada. Para Bossel (1999), embora esse aspecto seja positivo em relação aos índices altamente agregados, esses sistemas estão sujeitos a uma série de críticas.

Em relação às funções dos indicadores, Hardi e Barg (1997) afirmam que podem ser divididos em dois grupos: indicadores sistêmicos e de performance. Os indicadores sistêmicos, ou descritivos, traçam um grupo de medidas individuais para diferentes questões características do ecossistema e do sistema social; são indicadores que comunicam as informações mais relevantes para os tomadores de decisão. Os indicadores sistêmicos estão fundamentalmente em referenciais técnicos.

Entretanto, devido às incertezas naturais, os sistemas são apenas parcialmente ratificados pela ciência e pelo processo político. Assim, as ferramentas de avaliação são resultantes de um compromisso entre a exatidão

científica e a necessidade de tomada de decisão, em função do caráter urgente da ação. Essa limitação pode ser facilmente observável no campo social, no qual muitas variáveis não são quantificáveis e não podem ser definidas em termos físicos.

Os indicadores de performance são ferramentas para comparação, que incorporam indicadores descritivos e referências a um objetivo político específico. Fornecem aos tomadores de decisão informações sobre o grau de sucesso na realização de metas locais, regionais, nacionais ou internacionais. Essas ferramentas são utilizadas dentro de diversas escalas, no campo da avaliação política e no processo decisório.

Os índices de sustentabilidade também são indicadores que condensam informações obtidas pela agregação de dados. São necessários no nível mais alto de tomada de decisão, uma vez que são mais fáceis de serem entendidos e utilizados no processo decisório. Um dos exemplos mais comuns de índice, que neste caso não está ligado à gestão ambiental, é o PIB. Outro índice que tem ganhado relevância é o HDI da ONU.

No processo de desenvolvimento de um índice os diferentes indicadores que fazem parte do mesmo devem ser ponderados. O peso ou a ponderação no caso do PIB se refere ao valor monetário atribuído a cada produto. Porém, quando se consideram aspectos ambientais e sociais, essa monetarização ou ponderação não é muito simples. Contudo a crescente utilização de indicadores mostra que eles são ferramentas importantes para a tomada de decisão e para melhor compreender e monitorar as tendências, são, portanto, úteis na identificação dos dados mais relevantes e no estabelecimento de sistemas conceituais para a compilação e análise de dados.

Para Gallopin (1996) existe a necessidade de identificar vínculos entre as variáveis para que se entenda o sistema como um todo. Mais uma vez, é ressaltada a diferença entre índices altamente agregados, que ajudam na avaliação do progresso em direção ao desenvolvimento sustentável, mas que são ineficazes para entender, prevenir e antecipar ações. É necessário, portanto, o estabelecimento das relações que existem entre as diferentes variáveis que

definem os indicadores. Isso só é possível com mais pesquisas empíricas e teóricas, que auxiliam a compreensão do funcionamento dos complexos sistemas socioecológicos, para que sejam identificados seus mecanismos, atributos e medidas.

Alguns sistemas de indicadores são desenvolvidos para a utilização em escala nacional, mas uma das barreiras ao seu uso é a grande heterogeneidade existente entre os diversos países em relação a alguns elementos essenciais específicos, como nível de industrialização, estrutura econômica, espaço geográfico, entre outros. Gallopín (1996) apresenta o exemplo da qualidade do ar num determinado país; afirma que é muito difícil determinar o que esse indicador isoladamente representa. Por isso, os maiores esforços em termos de desenvolvimento de indicadores têm sido concentrados em métodos aplicáveis nos níveis subnacional, regional e local.

Como foi visto, um pré-requisito fundamental para a utilização e aceitação de sistemas de indicadores, muita vezes negligenciado, é a necessidade de que sejam compreensíveis. Indicadores devem ser meios de comunicação e toda forma de comunicação requer entendimento entre os participantes do processo. Por isso, os sistemas de indicadores devem ser os mais transparentes possíveis, e seus usuários devem ser estimulados a compreender seu significado dentro de seus próprios valores.

Nesse sentido, GALLOPIN (1996) sugere que sistemas de indicadores de desenvolvimento sustentável sigam alguns requisitos universais:

- os valores dos indicadores devem ser mensuráveis (ou observáveis);
- deve existir disponibilidade de dados;
- a metodologia para a coleta e o processamento dos dados, bem como para a construção dos indicadores, deve ser limpa, transparente e padronizada;
- os meios para construir e monitorar os indicadores devem estar disponíveis, incluindo capacidade financeira, humana e técnica;
- os indicadores ou grupo de indicadores devem ser financeiramente viáveis; e

- deve existir aceitação política dos indicadores no nível adequado; indicadores não-legitimados pelos tomadores de decisão são incapazes de influenciar decisões.

Outro aspecto importante ressaltado por GALLOPIN (1996) é o da participação. Ela constitui elemento fundamental e requerido na utilização de sistemas de indicadores, tanto nas políticas públicas quanto na sociedade civil, reforçando a legitimidade dos próprios sistemas, a construção do conhecimento e a tomada de consciência sobre a realidade ambiental.

JESINGHAUS (1999) enfatiza que a seleção de indicadores relacionados à sustentabilidade deve ocorrer em três estágios. O primeiro estágio, denominado preparatório, concentra-se nas seguintes questões: preparar um relatório com a estrutura do projeto e suas estratégias; estabelecer as responsabilidades na gestão do projeto; preparar o plano do projeto; identificar os critérios na seleção de indicadores; selecionar as áreas abordadas e os indicadores preliminares.

Para ele o estágio preparatório da seleção de indicadores deve ser dirigido por especialistas. Embora a participação pública e de outros atores sociais, em estágios posteriores, forneça poder de alterar a lista, os especialistas devem ter um impacto maior na recomendação das questões-chaves e indicadores de base, bem como da metodologia para a utilização dos indicadores.

Dadas as diferentes interpretações do desenvolvimento sustentável e as preferências dos diversos membros, um consenso deve ser alcançado na maioria das questões críticas que afetam a sustentabilidade da comunidade envolvida, para uma pequena cidade ou para uma nação. Isso deve levar a um grupo de prioridades. A próxima tarefa é estabelecer os objetivos e cronogramas. A terceira etapa trata do processo de institucionalização do grupo de indicadores, dos mecanismos para a sua atualização e das revisões periódicas, da legitimação das metas e dos meios, da alocação dos recursos financeiros e humanos e da aprovação das autoridades legislativas (JESINGHAUS, 1999)

Ainda segundo JESINGHAUS (1999), um importante elemento na seleção de indicadores é quem os selecionou e como foram selecionados. Para isso,

existem duas abordagens dominantes: a *top-down* e a *botton-up*. Na abordagem *top-down* os pesquisadores definem tanto o sistema quanto o grupo de indicadores que serão utilizados pelas diferentes audiências e tomadores de decisão; estes podem adaptar o sistema às condições locais, mas não têm poder de definir o sistema nem de modificar os indicadores. A maioria dos esforços internacionais como o da Comissão de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas usa essa abordagem. A expectativa desses sistemas é a de que possam ser utilizados dentro das subunidades dos sistemas, como estados e municípios. A vantagem dessa abordagem é a ocorrência de uma aproximação cientificamente mais homogênea, mais válida em termos de indicadores e índice. A desvantagem é que o sistema não tem nenhum contato direto com as prioridades das comunidades e não considera as limitações de recursos naturais.

Na abordagem *botton-up*, os temas de mensuração e os grupos de indicadores são selecionados a partir de um processo participativo que se inicia com a opinião dos diversos atores sociais envolvidos, como líderes, tomadores de decisão, comunidade, e finaliza com a consulta a especialistas. A maioria das iniciativas regionais adota esse sistema. A vantagem é a adoção do projeto pela comunidade, bem como o estabelecimento das prioridades e da escassez para o sistema envolvido. A limitação é o seu foco estreito, que pode levar à omissão de aspectos essenciais à sustentabilidade.

JESINGHAUS (1999) afirma que a situação ótima é aquela em que a comunidade seleciona as questões prioritárias num processo participativo que envolve vários atores e as incorpora num sistema desenvolvido por especialistas. Uma das mais promissoras iniciativas é a experiência canadense de avaliação realizada em British Columbia que mostra a viabilidade desse método.

Para RUTHERFORDS (1997), quando se trata de metodologias avaliadoras de sustentabilidade, deve-se considerar que os melhores métodos são os rapidamente reconhecidos como realmente significantes para alcançar um determinado objetivo político. Se esses métodos têm um alto índice de agregação ou referem-se simplesmente a uma gama de variáveis, não importa para o tomador de decisão. Inevitavelmente o número de indicadores reconhecidos e utilizados

deve ser pequeno a qualquer tempo, embora a composição do grupo deva variar com o tempo em atenção a determinados problemas e questões.

Mesmo que não se possa definir objetivamente um nível crítico da atividade humana, por causa da complexidade dos sistemas que interagem, é possível estabelecer certos níveis de atividade a partir de processos democráticos e de consenso. A diferença, segundo MOLDAN e BILHARZ (1997), é que na visão dos cientistas existe uma diversidade entre valores críticos e metas. As metas são o resultado do processo político e, portanto, definidas por métodos diferentes dos existentes nas ciências naturais. MOLDAN e BILHARZ (1997) lançam a proposta da existência de diferentes níveis de metas (recomendado, perigoso, proibido, punível, fatal, etc) e as diferenças entre elas vistas como um fenômeno decorrente das diversidades das condições culturais, econômicas, sociais e outras.

O importante que se observa a partir da discussão sobre indicadores relacionados à avaliação da sustentabilidade é a necessidade que eles têm de serem holísticos, representando diretamente as propriedades do sistema total e não apenas as dos elementos e interconexões dos subsistemas.

3.3 - Vantagens e necessidade da formulação e aplicação de indicadores de sustentabilidade

A Conferência Internacional da Organização das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro em 1992, adotou a Agenda 21 para transformar o desenvolvimento sustentável em uma meta global aceitável. Para colocar a sustentabilidade em prática e adotar os princípios da Agenda 21, criou-se a Comissão de Desenvolvimento de Desenvolvimento Sustentável (*Commission on Sustainable Development – CDS*), cuja maior responsabilidade é monitorar os progressos que foram feitos no caminho de um futuro sustentável.

A necessidade de se desenvolver indicadores de desenvolvimento sustentável está expressa na própria Agenda 21 em seus capítulos 8 e 40. A CDS,

depois da conferência do Rio de Janeiro, adotou um programa de cinco anos para criar instrumentos apropriados para os tomadores de decisão no nível nacional no que se refere ao desenvolvimento sustentável.

Um dos aspectos levantados nos primeiros encontros da CDS foi a necessidade de criar padrões que sirvam de referência para medir o progresso da sociedade em direção ao que se convencionou chamar de um futuro sustentável (MOLDAN e BILHARZ, 1997).

Para que o projeto de reflexão e desenvolvimento de indicadores de desenvolvimento sustentável ganhasse maior aceitação política organizou-se um *workshop* denominado “Indicators for Sustainable Development for Decision Making” (GHENT, 1995). Além de especialistas de diversas áreas foram convidados representantes de diversos países e de organizações não-governamentais. O objetivo do workshop foi melhorar a comunicação entre políticos e cientistas e chegar a um consenso relativo sobre o tema desenvolvimento sustentável e seus indicadores. Os resultados do *workshop* acentuaram a necessidade da criação e desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade, como é descrito em uma das partes do relatório final do evento:

A utilidade dos indicadores de sustentabilidade, como mencionado na Agenda 21, foi confirmada pelo workshop. Os usos potenciais desses sistemas incluem o alerta aos tomadores de decisão para as questões prioritárias, orientação na formulação de políticas, simplificação e melhora na comunicação e promoção do entendimento sobre tendências-chave fornecendo a visão necessária para as iniciativas de ação nacional.

DAHL (1997) afirma que, dadas a dimensão e a complexidade do objeto, o desenvolvimento sustentável e a sua compreensão com a utilização de indicadores constituem um grande desafio. Os métodos que foram desenvolvidos até agora revelam aspectos diferentes e muitas vezes complementares desse conceito. O autor menciona que o conceito de desenvolvimento sustentável deve ser explorado de forma dinâmica e que o maior desafio de seus indicadores é o de fornecer, de uma maneira simples, um retrato da situação de sustentabilidade que defina a própria idéia, apesar da incerteza e da complexidade. Dalh ressalta ainda

que a diferença dos países, a questão da diversidade cultural e os diferentes graus de desenvolvimento são fatores importantes na construção dos indicadores.

A legitimidade é elemento de importância fundamental na construção de sistemas de indicadores. Para que sejam realmente efetivos no sentido de subsidiar e melhorar o processo decisório, com a incorporação da variável ambiental, os sistemas de avaliação de sustentabilidade devem ter um alto grau de legitimidade.

O próprio processo de desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade deve contribuir para uma melhor compreensão do que seja exatamente desenvolvimento sustentável. Os processos de desenvolvimento e avaliação são paralelos e complementares. O trabalho com indicadores de sustentabilidade ajuda na compreensão dos diferentes aspectos do desenvolvimento dentro dos vários níveis em que eles coexistem e aprecia a complexa interação entre as suas diversas dimensões (DAHL, 1997)

O trabalho com os indicadores de sustentabilidade deve proporcionar a transformação do conceito de desenvolvimento sustentável numa definição mais operacional. Para Dahl o objetivo deve ser a redução da distância entre o conceito abstrato e a tomada diária de decisões no processo de desenvolvimento.

Segundo BOSSEL (1999) o desenvolvimento sustentável necessita de sistemas de informação. Ele afirma que o sistema do qual a sociedade faz parte é formado por inúmeros componentes e não deve ser viável se seus subsistemas funcionarem inadequadamente. O desenvolvimento sustentável só é possível se os componentes do sistema e o sistema como um todo funcionarem de maneira adequada. Existe, para o autor, uma indefinição conceitual sobre sustentabilidade, entretanto é necessário identificar os elementos principais e selecionar indicadores que forneçam informações essenciais e confiáveis sobre a viabilidade de cada um dos componentes do sistema.

O processo de gestão precisa de mensuração. A gestão de atividades e o processo decisório necessitam de novas maneiras de medir o progresso, e os indicadores são ferramentas importantes nesse processo. HARDI e BARG (1997) afirmam que existem diversas razões para avaliar o progresso em direção a

sustentabilidade, desde a criação de um comprometimento sobre a utilização de recursos naturais de uma maneira mais justa até o compromisso de um governo mais eficiente no que se refere à relação sociedade e meio ambiente.

Medições são indispensáveis para que o conceito de desenvolvimento se torne operacional. Eles podem ajudar os tomadores de decisão e o público em geral a definir os objetivos e as metas do desenvolvimento e permitir a avaliação do desenvolvimento na medida em que alcance ou se aproxime dessas metas. A mensuração também auxilia na escolha entre alternativas políticas e na correção da direção política, em alguns casos, em resposta a uma realidade dinâmica. As medidas fornecem uma base empírica e quantitativa de avaliação da performance e permitem comparações no tempo e no espaço, proporcionando oportunidades para descobrir novas correlações.

O objetivo da mensuração é auxiliar os tomadores de decisão na avaliação de seu desempenho em relação aos objetivos estabelecidos, fornecendo bases para o planejamento de futuras ações. Para isso, eles necessitam de ferramentas que conectem atividades passadas e presentes com as metas futuras, e os indicadores são o seu elemento central. Essas medidas são úteis por várias razões:

- Auxiliam tomadores de decisão a compreender melhor, em termos operacionais, o que o conceito de desenvolvimento sustentável significa, funcionando como ferramentas de explicação pedagógicas e educacionais.
- Auxiliam na escolha de alternativas políticas, direcionando para metas relativas à sustentabilidade. As ferramentas fornecem um senso de direção para os tomadores de decisão e, quando escolhem entre alternativas de ação, funcionam como ferramentas de planejamento.
- Avaliam o grau de sucesso no alcance de metas estabelecida referente ao desenvolvimento sustentável, sendo essas medidas ferramentas de avaliação.

Para LUXEM e BRYLD (1997) o desenvolvimento sustentável abrange uma gama de questões e dimensões. Para que se possa organizar a relevância dos

indicadores em relação aos seus aspectos específicos, alguns elementos devem ser considerados. O desenvolvimento sustentável deve ser entendido como desenvolvimento econômico progressivo e balanceado; deve aumentar a equidade social e a sustentabilidade ambiental.

Um dos obstáculos, segundo a própria CSD, é construir um consenso relativo ao conceito de sustentabilidade para iniciar um projeto de indicadores no plano nacional. Deve-se promover a comparabilidade, a acessibilidade e a qualidade dos indicadores. O programa da CSD estabeleceu os seguintes elementos que devem ser considerados para o desenvolvimento e a utilização de indicadores de sustentabilidade no plano nacional (LUXEM e BRYLD, 1997).

- Melhoria da troca de informações entre os principais atores do processo.
- Desenvolvimento de metodologias para serem avaliadas pelos governos;
- Treinamento e capacitação nos níveis regional e nacional;
- Monitoramento de experiências de alguns países selecionados;
- Avaliação de indicadores e ajustes quando necessários;
- Identificação e avaliação das ligações entre os aspectos econômicos, sociais, institucionais e ambientais do desenvolvimento sustentável;
- Desenvolvimento de indicadores altamente agregados;
- Posterior desenvolvimento de um sistema conceitual de indicadores envolvendo especialistas da área econômica, das ciências sociais, das ciências físicas e da área política incorporando organizações não-governamentais e outros setores da sociedade civil.

Já para MEADOWS (1998) bons indicadores devem ser:

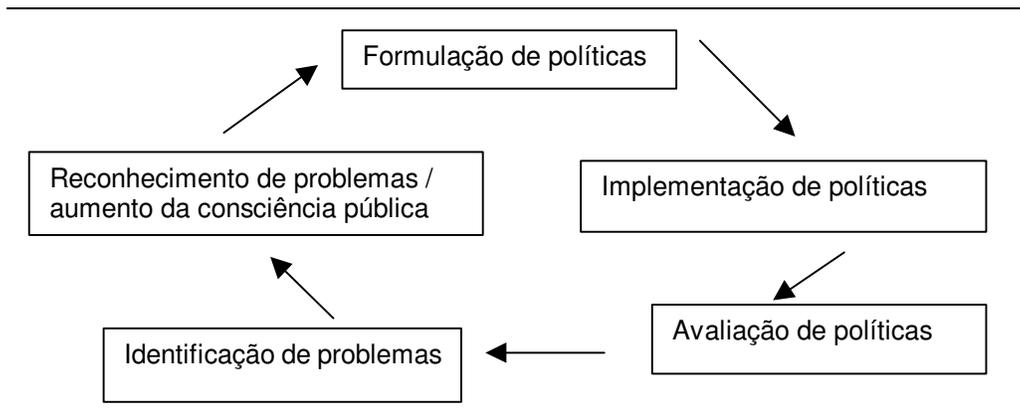
- claros nos valores; não são desejáveis incertezas nas direções que são consideradas corretas ou incorretas;
- claros em seu conteúdo; devem ser entendíveis, como unidades que fazem sentido;
- elaborados para impulsionar a ação política;
- relevantes politicamente para todos os atores sociais;
- factíveis; mensuráveis dentro de um custo razoável;

- suficientes; deve-se achar um meio termo entre excesso de informações e informações insuficientes, para que se forneça um quadro adequado da situação;
- possível a sua compilação sem necessidade excessiva de tempo;
- situados dentro de uma escala apropriada, nem super nem subagregados;
- democráticos; as pessoas devem ter acesso à seleção e às informações resultantes da aplicação da ferramenta;
- participativos no sentido de se utilizar elementos que as pessoas, os atores, possam mensurar, além da compilação e divulgação dos resultados;
- hierárquicos, para que os usuários possam descer na pirâmide de informações, se desejarem, e, ao mesmo tempo, transmitir a mensagem principal rapidamente;
- físicos, uma vez que a sustentabilidade está ligada em grande parte a problemas físicos, como água, poluentes, florestas, alimentos. É desejável, na medida do possível que se meça a sustentabilidade por unidades físicas (toneladas de petróleo e não seu preço, expectativas de vida e não gastos com saúde);
- condutores; devem fornecer informações que conduzam a ação;
- provocativos, levando à discussão, ao aprendizado e à mudança.

MOLDAN e BILHARZ (1997) discutem a importância de indicadores para o processo de tomada de decisão. Decisões são tomadas dentro de todas as esferas da sociedade; são influenciadas por valores, tradições e por uma série de *inputs* em várias direções. A efetividade e a racionalidade do processo podem ser incrementadas pelo uso apropriado da informação; nesta, os indicadores podem ajudar, fornecendo informações em todas as fases do ciclo do processo decisório. Dois passos podem ser identificados para o processo de tomada de decisão no contexto da sustentabilidade e de seus indicadores, como o sugerido por BAKKES *et al.* (1994): identificação do problema, desenvolvimento de política e controle.

Entretanto, existem esquemas que ilustram de maneira mais clara esse processo, como o ciclo sugerido por MOLDAN e BILHARZ (1997), que é mostrado na Figura 3.2.

Figura 3.2: Ciclo de tomada de decisão



MOLDAN e BILHARZ (1997) discutem a importância dos indicadores a partir das cinco fases do ciclo de tomada de decisão: identificação do problema, crescimento da consciência, reconhecimento do problema; formulação de política, implementação de política; avaliação.

Para JESINGHAUS (1999) existem algumas questões de procedimento que reforçam a necessidade de se desenvolver sistemas de indicadores relacionados à sustentabilidade. São elas:

- uma base de dados independente para comparação temporal entre os países;
- a capacidade de monitoramento para coletar e verificar dados e estabelecer padrões claros pelo quais a política possa ser avaliada.

Juntamente a esses aspectos, existem também elementos institucionais como: assegurar a confiabilidade dos dados e das instituições que fazem a coleta; assegurar a disponibilidade e a disseminação dos dados e o processo de retroalimentação; estabelecer redes globais e criar fundos para cobrir os custos de mensuração e processamento dos dados.

As ferramentas de avaliação, ou sistemas de indicadores, são úteis para os tomadores de decisão; podem ser utilizadas para o desenvolvimento de políticas na função do planejamento. Existem outras funções que essas ferramentas cumprem:

- Função analítica – as medidas ajudam a interpretar os dados dentro de um sistema coerente, agrupando-os em matrizes ou índices;
- Função de comunicação – as ferramentas tornam os tomadores de decisão familiarizados com os conceitos e os métodos envolvidos com a sustentabilidade. Os indicadores ajudam no estabelecimento de metas e também na avaliação do sucesso em alcançá-las.
- Função de aviso e mobilização – as medidas ajudam os administradores a colocar os mecanismos de uma forma pública, publicações anuais ou simples relatórios com indicadores-chaves.
- Função de coordenação – um sistema de medidas e de relatórios deve integrar dados de diferentes áreas e coletados por agências distintas; ser factível tanto em termos de orçamento quanto em termos de recursos humanos; ser aberto à população, para a participação e controle.

Essas funções são mais bem preenchidas no processo de escolha de indicadores na fase de implementação, quando os tomadores de decisão utilizam as ferramentas de mensuração e os indicadores.

Para GALLOPIN (1996), a função básica e principal dos indicadores de desenvolvimento sustentável é apoiar e melhorar a política ambiental e do processo de tomada de decisão em diferentes níveis. O maior nível é o global, ou internacional. As convenções internacionais referentes a temas específicos como clima, biodiversidade, desertificação, são extremamente importantes e os indicadores podem auxiliar e influenciar no processo decisório, legitimando as próprias convenções. Há um consenso de que sem indicadores que revelem a necessidade de políticas globais em temas específicos, a adoção de protocolos internacionais fica muito prejudicada. As agências internacionais têm a função não

apenas de identificar e desenvolver indicadores apropriados, mas também de torná-los aceitáveis perante à comunidade internacional.

JESINGHAUS (1999) afirma que os programas de avaliação ajudam na especificação de metas e estratégias; suas bases empíricas e quantitativas de avaliação podem ajudar os tomadores de decisão no que se refere à possibilidade de escolha e de comparações, levando às melhores decisões com base em critérios de sustentabilidade. Isso decorre da comparação do presente com o passado, em função das metas anteriormente estabelecidas e da comparação entre diferentes regiões, com identificação e reflexão sobre tendências a partir da observação dos efeitos das diferentes políticas.

3.4 - Limitações dos indicadores de sustentabilidade

Existem várias justificativas para que se desenvolvam sistemas de avaliação de sustentabilidade. Os tópicos anteriores mostraram essas justificativas e as características e vantagens dos indicadores. Entretanto, como afirma MEADOWS (1998), existem várias limitações na utilização de indicadores.

BOSEL (1999) argumenta que um dos sérios problemas limitantes na utilização de indicadores de sustentabilidade é a perda da informação vital no processo de agregação dos dados. Um exemplo dado por esse autor é a idéia atualmente dominante de se medir a riqueza a partir do conceito de PIB, mostrando o quanto esse indicador pode ser limitado. Na vida real, segundo ele, é necessário mais do que um indicador para captar os aspectos mais importantes de uma situação. Um indicador simples não é capaz de mostrar toda a realidade.

BOSEL (1999) afirma que o fascínio contemporâneo acerca de indicadores únicos é decorrente da prevalência atual dos sistemas econômicos e suas relações com o desenvolvimento. Além disso, existe uma deformação quando a maioria dos autores, ao analisar o PIB, não focaliza a riqueza *per capita*, mas seu crescimento anual, associado à depleção de recursos naturais – quanto maior a taxa de crescimento maior o índice de destruição desses recursos. O

autor afirma ainda que, por se tratar de um sistema que soma tudo o que se refere a bens e serviços, acaba incluindo num mesmo índice gastos com educação, saúde, alimentação, moradia e bens socialmente indesejáveis, como por exemplo: custo de crime, poluição, acidentes de carro entre outros. O PIB é essencialmente uma medida de quão rápido os recursos são transformados em fluxos monetários sem considerar seus efeitos específicos na sociedade.

Para BOSSEL (*ibid.*), a maioria dos indicadores relacionados à sustentabilidade não possui um sistema teórico conceitual que reflita a viabilidade e a operação do sistema total; eles normalmente refletem a experiência e os interesses de pesquisa dos especialistas, por isso, são, por vezes, extremamente densos em algumas áreas e esparsos ou inexistentes em outras igualmente importantes. Os indicadores desse tipo não são sistemáticos e não refletem interações entre sociedade e meio ambiente no sistema total.

A conclusão, após análise de alguns métodos que pretendem “capturar” a sustentabilidade, é que a maioria deles se mostra inadequada para alcançar os propósitos fundamentais na avaliação de sustentabilidade, que seriam: fornecer informações essenciais sobre a viabilidade do sistema e sua taxa de mudança; indicar a contribuição para o objetivo geral, que é o desenvolvimento sustentável.

A maioria das abordagens atuais é inadequada na medida em que estas não analisam o conjunto total de problemas complexos. Para isso, deve haver um modelo formal desse sistema e de seus componentes; um modelo que identifique os sistemas gerais, principais, relevantes no contexto do desenvolvimento sustentável e um modelo que desenvolva uma abordagem para a identificação dos indicadores da viabilidade do sistema.

Para MEADOWS (1998), um dos problemas relacionados aos indicadores é a sua seleção. Um processo que leve à seleção de indicadores inadequados conduz a um sistema com problemas. Além disso, o autor relata alguns dos problemas referentes à escolha e à utilização de indicadores. Um deles é a superagregação, que ocorre quando muitos dados são condensados num único índice, que leva a mensagens não interpretáveis. O PIB é um exemplo clássico

desse tipo de superagregação, porque inclui fluxos negativos e positivos de dinheiro em um único índice.

Outro problema é a mensuração. Para JESINGHAUS (1999), grande parte das dificuldades dos projetos de avaliação não se refere apenas ao fato de como medir, mas também de interpretar esta série de medidas e julgar seu significado para o sistema como um todo. Algumas metodologias de avaliação apenas fornecem uma série de indicadores sem utilizá-los para a ação política. A interpretação dos dados é afetada tanto pelo sistema quanto pelo método; o resultado final depende do modo como o processo de medição é aplicado ao processo decisório.

A utilização de indicadores de sustentabilidade envolve alguns desafios conceituais. Existem numerosos problemas de mensuração que a ciência não conseguiu resolver adequadamente. Isso abrange o desenvolvimento sustentável e a sua avaliação, quando se depara com as questões metodológicas referentes ao que medir e como medir.

Considerando a abordagem científica, observa-se o paradoxo da análise de elementos discretos à custa do entendimento do sistema como um um todo. Historicamente, as disciplinas isoladas procuraram resolver problemas específicos e foram efetivas nesse projeto; entretanto, apesar das dificuldades inerentes ao desenvolvimento sustentável, deve-se procurar promover uma integração entre os diferentes campos da ciência, no sentido de ampliar o entendimento do conjunto de relações. Quanto à definição de indicadores, uma das questões da mensuração está em saber se um indicador deve ser qualitativo ou quantitativo para que permita comparações. Esse é um problema que tem demandado a atenção dos esforços internacionais para estabelecer mecanismos de mensuração. Dados técnicos são de fácil mensuração, enquanto tendências, especialmente sociais, de valores ou ideológicas, não são tão fáceis de se obter.

No que tange às limitações metodológicas, alguns elementos podem ser ressaltados. A disponibilidade de dados referentes à sustentabilidade de um sistema se apresenta irregular entre diferentes programas e instituições. A maior parte dos dados e estatísticas foi desenvolvida em épocas anteriores ao

surgimento do conceito de desenvolvimento sustentável. As técnicas analíticas, em sua quase totalidade, estão longe de serem adequadas, especialmente quando se lida com impactos cumulativos sobre o meio natural. Outro aspecto importante refere-se à comparabilidade dos dados. Em princípio, mesmo que a maioria das questões relativas à sustentabilidade possa ser quantificada, estas não podem ser diretamente comparadas, como, por exemplo, as perdas na biodiversidade não podem ser comparadas aos ganhos econômicos.

Uma dificuldade adicional deve ser ressaltada e se refere aos limites de recursos. Existem diversas limitações reais de recursos humanos, financeiros e de tempo para mensuração dentro de projetos de avaliação de sustentabilidade.

3.5 - Sistemas de indicadores relacionados ao desenvolvimento sustentável

Alguns tipos de sistemas têm sido utilizados para identificar e desenvolver indicadores de sustentabilidade, mas conforme observado, o conceito de desenvolvimento sustentável abrange muitas questões e dimensões. Isso se reflete nos sistemas de indicadores que vêm sendo utilizados e desenvolvidos. Este tópico aborda alguns sistemas de indicadores mais conhecidos, que atuam em diferentes dimensões, procurando mensurar a sustentabilidade do desenvolvimento.

Quando se trata de indicadores ambientais, algumas aproximações foram feitas utilizando o sistema de média (água, ar, solo, recursos) ou o sistema de metas, utilizando os parâmetros legais como objetivos dos indicadores. Entretanto, atualmente, a maior fonte de indicadores ambientais é a publicação regular da OECD (1993), que fornece um primeiro mecanismo para o monitoramento do progresso ambiental para os países que fazem parte da instituição. O seu grupo de indicadores, mesmo limitado em tamanho, abrange uma vasta área de questões ambientais, representando um grupo comum de indicadores dos países-membros e, adicionalmente, incorpora indicadores derivados de alguns grupos setoriais e de sistemas de contabilidade ambiental.

O sistema utiliza o modelo *pressure, state e response* (PSR), um dos sistemas que vem adquirindo cada vez mais importância internacional. Esse sistema foi desenvolvido a partir do sistema *stress, respons*, que é aplicado em ecossistemas para a primeira classificação dos indicadores. O sistema PSR assume implicitamente a existência de uma causalidade na interação dos diferentes elementos da metodologia.

Os indicadores de pressão ambiental (P) representam ou descrevem pressões das atividades humanas exercidas sobre o meio ambiente; inclui os recursos naturais. Os indicadores de estado (S) se referem à qualidade do ambiente e à qualidade e à quantidade de recursos naturais. Assim, refletem o objetivo final da política ambiental.

Indicadores de reposta, ou *response* (R), mostram a extensão e a intensidade das reações da sociedade em responder às mudanças e às preocupações ambientais. Referem-se à atividade individual e coletiva para mitigar, adaptar ou prevenir os impactos negativos induzidos pelo homem sobre o meio ambiente, para interromper ou reverter danos ambientais já inflingidos e para preservar a natureza e os recursos naturais.

Uma outra abordagem da dimensão ecológica faz referência a indicadores relacionados a transporte e fluxo de material, *total material consumption* (TMC) e a recursos e energia, *total material input* (TMI). Embora o propósito da ferramenta seja ambiental, a metodologia utilizada para cálculo é econômica. A vantagem do TMI e TMC é que fornecem uma conexão entre o consumo de materiais e seus impactos na natureza. Outro aspecto interessante está ligado à chamada desmaterialização do consumo, com estudos na Alemanha, Áustria e França (WEIZSACKER, 1995)

O fluxo de matéria e energia é um importante, mas não único aspecto referente à sustentabilidade. Um dos aspectos mais importantes quando se deseja manter o capital natural é a manutenção da diversidade biológica. Não apenas pelo seu potencial em oferecer soluções para benefício humano que ainda não são conhecidas, mas também porque fornece a base de estabilidade para o sistema no qual os seres humanos vivem.

Nesse campo, outro indicador parcialmente conhecido é o *biodiversity indicators for policy-makers* do World Resources Institute (WRI), (HAMMOND *et al.*, 1995). Constitui-se de 22 indicadores, que fornecem informações úteis nacionalmente e internacionalmente. Embora exista um grande número de dados disponíveis, algumas deficiências ainda podem ser notadas. Esses dados são complementados com dados de gestão e economia, para auxiliar na determinação de prioridades e na tomada de decisões específicas para proteção.

Quanto à dimensão econômica, sistemas de indicadores relacionados ao desenvolvimento sustentável têm surgido com mais força nos últimos anos. No sentido de abordar a questão ambiental nos sistemas de mensuração econômica, a divisão de estatística da ONU (United Nations Statistics Division – UNSD) desenvolveu um sistema “paralelo” para integrar mais do que modificar o sistema atualmente utilizado. Com isso, visando a uma experimentação mais abrangente, a ONU lançou uma versão de seu modelo no manual de Contabilidade Integrada Ambiental e Econômica (Integrated Environmental and Economic Accounting, United Nations, 1993). De acordo com alguns estudos, um sistema de contas “verdes” não só é realizável como também pode fornecer, mesmo que inicialmente e de maneira indicativa apenas, informações valiosas em termos de desenvolvimento de políticas e planejamento.

O propósito fundamental do System of Integrated Environmental and Economic Accounting (Seea) é o de cobrir a deficiência dos sistemas tradicionais de contas. Os objetivos das diferentes versões do sistema são , segundo BARTELMUS (1995):

- Segregação e elaboração de todos os fluxos e estoques relativos ao meio ambiente em relação ao sistema tradicional. O objetivo é colocar separadamente os investimentos em proteção ambiental. Essas despesas têm sido consideradas parte do custo necessário para compensar os impactos negativos do crescimento econômico;
- Conexão da contabilidade física com a contabilidade ambiental monetária dentro de balanços. Propriedade física compreende o estoque total de reservas de recursos e muda constantemente; os pioneiros nessa área são

a Noruega e a França, com sua contabilidade de patrimônio natural, e, mais recentemente, os estatísticos alemães com a contabilidade do fluxo de matéria e energia;

- Avaliação ambiental de custo-benefício. O sistema Seea amplia e complementa o sistema tradicional, pois considera os custos (a utilização – depleção – dos recursos naturais na produção e na demanda final e as mudanças na qualidade ambiental – degradação) resultantes da poluição e outros impactos da produção, consumo e eventos naturais, por um lado, e os benefícios ou proteção e melhoria ambiental, por outro lado;
- Contabilidade para a manutenção de riqueza factível. O sistema amplia o conceito de capital incorporando o capital gerado pela produção humana e o capital natural, que inclui recursos naturais não-renováveis (como terra, solo e subsolo) e recursos cíclicos (como ar e água);
- Elaboração e mensuração de indicadores de estoques e receitas ajustados ao meio ambiente. A consideração dos custos da depleção dos recursos naturais e as mudanças na qualidade ambiental permitem o cálculo de agregados macroeconômicos modificados. O resultado é o produto interno líquido ambientalmente ajustado (*environmentally adjusted net domestic product – EDP*).

Outro sistema interessante de indicadores econômicos é o *monitoring environmental progress* (MEP), desenvolvido pelo Banco Mundial (WORLD BANK, 1995). O sistema se fundamenta na idéia de que a sustentabilidade é medida por uma riqueza *per capita* não decrescente. Os primeiros relatórios de riqueza foram produzidos pelo MEP, em 1995 (O' CONNOR, 1997). O MEP amplia o conceito de contabilidade ambiental ao incorporar no balanço os recursos humanos (investimentos em educação, treinamento, saúde) e infra-estrutura social (associações). Apesar de suas limitações (disponibilidade de dados), esse sistema traz algumas importantes informações aos tomadores de decisão. A produção de bens, vista como determinante de riqueza de vários países, expressa efetivamente apenas um quinto da riqueza real na maioria dos países pobres ou ricos. A análise

da riqueza considera que o mix de bens possa mudar com o tempo, embora algumas fronteiras críticas devam ser respeitadas dentro de cada categoria e separadamente.

Esse mix é influenciado pelo fluxo de receitas, produção e despesas. O MEP enfatiza que o meio para se criar riqueza é o fluxo de poupança verdadeiro, calculado a partir do resultado da produção ou receita menos o consumo, a depreciação dos bens de manufatura e a redução de recursos naturais. Alguns trabalhos mostram que a curva de produto interno bruto acompanha a curva do *green net national income* (GNI) exceto em alguns poucos países. Esse sistema apresenta aspectos positivos na medida em que mostra que muitas vezes não existe produção de riqueza e, sim, apenas, substituição de bens. Na segunda edição do MEP, as medidas foram refinadas tendo como base o conceito de riqueza como a soma de quatro componentes ou quatro tipos de capital: produzido, natural, humano e social.

A maior tentativa de ajuste das contas econômicas convencionais nos anos recentes tem sido o Índice do Bem-estar Sustentável (Index of Sustainable Welfare – Isew), desenvolvido inicialmente por DALY e COBB (1989). O Isew ajusta as contas tradicionais com subtrações de influências negativas (referentes, por exemplo, à depleção de recursos naturais, desigualdade econômica e danos ambientais) e com adições de influências positivas como o trabalho doméstico. O trabalho inicial do Isew foi revisto por Cobbem em 1994 e foi agora a base do GPI.

O sistema Isew fornece uma nova visão da mudança do bem-estar econômico no tempo. Ele toma como base a medida do gasto do consumidor, que está relacionada ao PIB, e faz ajustes para 18 aspectos econômicos da vida cotidiana que o PIB tradicional ignora. As diferenças entre o PIB e o Isew são:

- as despesas com custos sociais e ambientais são retiradas (investimentos defensivos);
- o dano ambiental em longo prazo e a depreciação do capital natural são considerados;
- a formação de capital de manufatura humano é incluída;

- mudanças na distribuição de receitas são incluídas (incremento de receita tem peso desigual dependendo da classe social do indivíduo);

Existem também numerosos exemplos de indicadores relacionados à dimensão social da sustentabilidade. Um dos que tem merecido destaque ultimamente é o HDI. Ele foi desenvolvido pelo Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. Em seu relatório, *Human Development Report* (UNDP, 1990, 1995), o Programa sugere que a medida de desenvolvimento humano deve focar três elementos: longevidade, conhecimento e padrão de vida.

Nesse contexto, existem várias tentativas dentro das diferentes dimensões, para avaliar a sustentabilidade. Isso ocorre apesar das lacunas teóricas e empíricas que existem nesses modelos unidimensionais e da quase ausência de projetos de indicadores relacionados a certas dimensões, como é o caso da institucional. Entretanto, a partir de sistemas mais específicos, alguns sistemas para integrar as diversas dimensões da sustentabilidade foram elaborados. O DSR é um dos métodos mais conhecidos entre os que procuram integrar as diversas dimensões do desenvolvimento sustentável. O método de avaliação *driving force, state e response* (DSR) foi adotado pela Comissão do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas em 1995 como uma ferramenta capaz de organizar informações sobre o desenvolvimento.

Todos os capítulos da Agenda 21 estão refletidos nesse sistema DSR, dentro do qual estão contidas quatro dimensões do desenvolvimento sustentável: social, econômica, ambiental e institucional. Assume-se que o desenvolvimento sustentável inclui componentes dessas quatro categorias que estão inter-relacionados (UNITED NATIONS, 1996a).

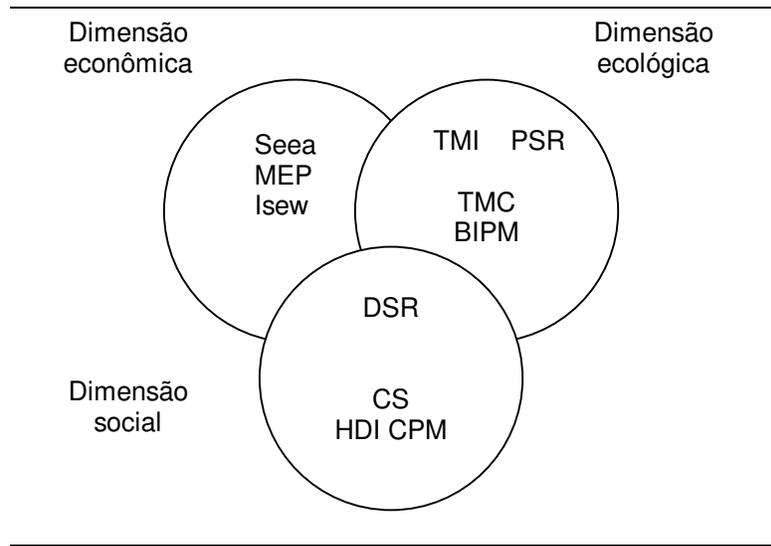
O sistema DSR foi desenvolvido basicamente a partir do sistema PSR utilizado pela OECD em seus trabalhos sobre indicadores ambientais. No sistema DSR, o item *pressure* (P) foi substituído por *driving force* (D) para que fosse possível incorporar os aspectos sociais, econômicos e institucionais do desenvolvimento sustentável. Existem outras metodologias que utilizam algumas variações do sistema DSR, fazendo algumas alterações. Um exemplo é a

subdivisão da categoria *state* (S) em outras duas categorias como no caso do sistema *pressure, state, impact, response* (PSIR), utilizado pela Unep. Vários autores consideram que, em alguns aspectos, essa divisão pode trazer *insights* valiosos na ordenação de políticas públicas, mas, por outro lado, não atende a um dos critérios principais: simplificar os indicadores ao máximo para os tomadores de decisão.

O sistema DSR pode ser utilizado também para avaliações setoriais. A indústria desempenha um importante papel no contexto do desenvolvimento sustentável em pelo menos dois aspectos: a produção industrial é uma das fontes geradoras de problemas ambientais e, em contrapartida, representa um componente importante em termos tecnológicos e econômicos na busca de soluções para a sustentabilidade.

Isso revela que existe uma variedade de sistemas de indicadores que, atuando em diferentes dimensões, procura mensurar a sustentabilidade do desenvolvimento. Na Figura 3.3 podem ser observadas algumas das metodologias mais conhecidas de avaliação e de diferentes dimensões onde atuam. Cada um dos diferentes sistemas de avaliação apresenta características peculiares e é adequado para determinada realidade. Por outro lado, sistemas de indicadores adequados devem seguir alguns preceitos gerais importantes. A conformidade com esses preceitos, juntamente com a aplicação adequada da ferramenta para uma determinada realidade, está relacionada diretamente com o sucesso de um processo de avaliação.

O próximo tópico levanta orientações conceituais e empíricas sobre a formulação de ferramentas de avaliação de sustentabilidade.

Figura 3.3: Alguns sistemas de indicadores

3.6 - Aspectos relevantes na formulação de sistemas de indicadores para a avaliação da sustentabilidade

O Relatório Brundtland, de 1987, e a Agenda 21, resultado da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento de 1992, ressaltam a necessidade de pesquisar e desenvolver novas ferramentas para a avaliação da sustentabilidade. Em resposta a esse desafio, diversas iniciativas vêm sendo implementadas nos mais diferentes níveis, para avaliar a performance do desenvolvimento. Em novembro de 1996, um grupo de especialistas e pesquisadores em avaliação de todo o mundo reuniu-se no Centro de Conferências de Bellagio, na Itália, apoiado pela Fundação Rockefeller, para revisar os dados e as diferentes iniciativas de avaliação de sustentabilidade. A partir daí, sintetizou-se a percepção geral sobre os aspectos relacionados à avaliação de desenvolvimento sustentável. O resultado desse encontro ficou conhecido como os Princípios de Bellagio, que servem, segundo HARDI e ZDAN (1997), como guia para avaliação de um processo, desde a escolha e o projeto de indicadores, a sua interpretação até a comunicação de resultados. Os princípios, segundo os autores, estão inter-relacionados e devem ser aplicados também

conjuntamente, sendo que sua aplicação é importante como orientação para a melhoria dos processos de avaliação.

Os 10 princípios selecionados servem como orientação para avaliar e melhorar a escolha, utilização, interpretação e comunicação de indicadores. Eles foram formulados com a intenção de serem usados na implementação de projetos de avaliação de iniciativas de desenvolvimento, do nível comunitário até às experiências internacionais, passando pelos níveis intermediários. Esses princípios foram listados abaixo e lidam com quatro aspectos da avaliação da sustentabilidade (HARDI e ZDAN, 1997). São eles:

1. Guia de visão e metas: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve ser guiada por uma visão clara do que seja desenvolvimento sustentável e das metas que definam esta visão.

2. Perspectiva holística: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve incluir uma revisão do sistema à sustentabilidade e de suas partes; considerar o bem estar dos subsistemas ecológico, social e econômico, seu estado atual, bem como sua direção e sua taxa de mudança, de seus componentes, e a interação entre as suas partes; considerar as conseqüências positivas e negativas da atividade humana de modo a refletir os custos e benefícios para os sistemas ecológico e humano, em termos monetários e não monetários.

3. Elementos essenciais: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve considerar a equidade e a disparidade dentro da população atual e entre as gerações presentes e futuras, lidando com a utilização de recursos, superconsumo, pobreza, direitos humanos e acesso a serviços; considerar o desenvolvimento econômico e outros aspectos que não são oferecidos pelo mercado e contribuem para o bem-estar social e humano.

4. Escopo adequado: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve adotar um horizonte de tempo suficientemente longo, para abranger as escalas de tempo humana e dos ecossistemas, afim de atender as necessidades das futuras gerações, bem como da geração presente em termos de processo de tomada de decisão a curto prazo; definir o espaço de estudo para abranger não

apenas impactos locais, mas também impactos de longa distância sobre pessoas e ecossistemas

5. Foco prático: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve ser baseada: em um sistema organizado que relacione as visões e metas dos indicadores e os critérios de avaliação; Um número limitado de questões-chave para análise; em um número limitado de indicadores ou combinação de indicadores para fornecer um sinal claro de progresso; na padronização das medidas, quando possível, para permitir comparações; na comparação dos valores dos indicadores com as metas, valores de referência, padrão mínimo e tendências;

6. Abertura / transparência: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve construir os dados e indicadores de modo que sejam acessíveis ao público e deve tornar explícitos todos os julgamentos, suposições e incertezas nos dados e nas interpretações.

7. Comunicação efetiva: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve ser projetada para atender às necessidades do público e do grupo de usuários; ser feita de forma que os indicadores e ferramentas estimulem e engajem os tomadores de decisão; deve procurar a simplicidade na estrutura do sistema e utilizar linguagem simples e clara

8. Ampla participação: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve obter ampla representação do público: profissional, técnico e comunitário, incluindo a participação de jovens, de mulheres e de indígenas para garantir o reconhecimento de valores, que são diversos e dinâmicos; deve garantir a participação dos tomadores de decisão, para assegurar uma forte ligação na adoção de políticas e nos resultados de ação.

9. Avaliação constante: A avaliação do progresso rumo à sustentabilidade deve desenvolver a capacidade de repetidas medidas para determinar tendências; ajustar as metas, sistemas e indicadores aos *insights* decorrentes do processo; deve promover o desenvolvimento do aprendizado coletivo e do *feedback* necessário para a tomada de decisão.

10. Capacidade institucional: A continuidade da avaliação rumo ao desenvolvimento sustentável deve ser assegurada por delegação clara de responsabilidade e provimento de suporte constante no processo de tomada de decisão e por apoio ao desenvolvimento da capacitação local de avaliação.

O princípio 1 refere-se ao ponto inicial de qualquer tentativa de avaliação: deve-se estabelecer uma visão do que seja sustentabilidade e as metas que revelem uma definição prática dessa visão em termos do que seja relevante para a tomada de decisão.

Os princípios 2 a 5 tratam do conteúdo de qualquer avaliação e da necessidade de fundir o sistema por inteiro com o foco prático nas questões principais ou nas prioritárias.

Enquanto os princípios 6 a 8 lidam com a questão-chave do processo de avaliação, os princípios 9 e 10 referem-se à necessidade de estabelecer uma capacidade contínua de avaliação.

JESINGHAUS (1999) afirma que a transparência do sistema e a forma de comunicação dos resultados são pontos fundamentais de qualquer ferramenta de avaliação de sustentabilidade. Também a agregação e a utilização de índices compostos são elementos importantes para se realizarem julgamentos de valor e comparações entre as principais tendências políticas de desenvolvimento sustentável.

O problema de agregação dos dados está em como juntar variáveis que são expressas em diferentes unidades de mensuração, por exemplo, as diferentes unidades físicas, ou mais dificilmente, as medidas físicas e sociais. Em princípio, agregação não é uma média de dados individuais combinados; a ponderação consiste em julgamento de valor que atribui importância diferente a elementos distintos da ferramenta. Os princípios da ponderação devem ser justificados apropriadamente.

A criação de índices compostos ou de técnicas de mensuração para simples classificação de políticas e atividades, utilizando o mínimo de indicadores necessários traz consigo um problema operacional. Índices compostos são

necessários devido à abordagem integrativa do conceito de desenvolvimento sustentável; o problema desses índices é que a sua combinação é muitas vezes arbitrária.

HARDI e ZDAN (1997), partindo da observação de alguns casos práticos sobre avaliação de sustentabilidade, fazem uma série de considerações. Afirmam que existe um grande interesse atualmente em se aprender sobre o progresso com indicadores. Mais e mais pessoas têm observado a vantagem de se coletar e tratar dados sistematicamente para melhor compreender a relação entre o homem e o meio ambiente. Outro ponto, segundo eles, que se opõe a crítica usual de que sistemas de avaliação de sustentabilidade são caros e não têm garantia é que, ao contrário, os casos experimentais já realizados mostram que o processo de avaliação aumenta o conhecimento e a compreensão dos sistemas complexos que interagem no desenvolvimento.

Outro fator, particularmente importante, é a dependência acentuada que todos os sistemas têm de dados confiáveis e de boa qualidade. Sistemas de avaliação de sustentabilidade são normalmente restritos pela falta de dados e de recursos para monitoramento.

3. 7 - Estado de arte na formulação de indicadores agri-ambientais

A OECD desde meados de 1990, têm sido a propulsora na formulação de indicadores agri-ambientais com a meta de monitorar os efeitos ambientais da agricultura e contribuir para a avaliação das políticas ambientais e agrícolas. Nesse sentido, merecem destaque países como Austrália (AGRICULTURAL COUNCIL OF AUSTRALIA E NEW ZEALAND, 1996), Canadá (MCRAE; LOMBARDI, 1994; MCRAE, 1995) e Alemanha (NIEBERG; ISERMEYER, 1994), que começaram desde então a formular indicadores agri-ambientais nacionais.

Entretanto, para a maioria dos países da OECD, o esforço de organizar uma base de dados confiável para a formulação desses indicadores agri-ambientais está somente começando. Um número considerável de Ongs também

está engajado na formulação desses indicadores nos planos nacional e internacional. A Ong UJ, Grupo Ambiental, por exemplo, publicou recentemente um conjunto de indicadores para monitorar o meio ambiente de UK (ENVIRONMENTAL CHALLENGE GROUP, 1995). O WORLD RESOURCES INSTITUTE (1995), enquanto Ong internacional, também está ativamente participando na proposição desses indicadores capazes de avaliar a sustentabilidade das atividades agrícolas.

Para a proposição de indicadores agri-ambientais, a OECD utilizou a abordagem PER de indicadores de pressão, estado e resposta (OECD, 1993).

Indicadores de pressão referem-se a atividades agrícolas que causam mudanças no estado da biodiversidade, como por exemplo, o uso de pesticidas e fertilizantes. Indicadores de estado são medidas diretas do estado de biodiversidade advindos dessas pressões, em termos de espécies, habitats ou parâmetros ambientais. Finalmente, indicadores de resposta referem-se a respostas de produtores, governos ou sociedade para as mudanças no estado da biodiversidade.

Com relação aos indicadores de estado, a OECD destaca dois grupos: (I) indicadores que são medidas diretas da biodiversidade de espécies e (II) indicadores que são medidas da qualidade ambiental condicional para a presença e abundância da vida selvagem.

Nesse contexto, a OECD (1998) propõe indicadores para mensurar prioritariamente 06 aspectos agri-ambientais: uso de agrotóxicos, uso de fertilizantes, uso da água – especialmente para irrigação, qualidade do solo, biodiversidade e balanço de nutrientes. Cada um desses indicadores será brevemente discutido abaixo.

1 - Uso de nutrientes

Para analisar a forma pela qual os nutrientes estão sendo usados em agroecossistemas, a OECD usa do cálculo do balanço de nutrientes, no qual é possível mensurar prioritariamente os balanços de fósforo e nitrogênio incluindo:

- o balanço da superfície de solo, no qual mede a diferença entre *inputs* (aplicação de nutrientes no solo) e *outputs* (retirada dos nutrientes do solo). Usando o nitrogênio como exemplo, os inputs incluíram a aplicação de fertilizantes químicos bem como a deposição atmosférica de nitrogênio no solo;
- o balanço de nutrientes, que depende de características agro-ecológicas específicas, uma vez que a informação derivada desse indicador deve ser combinada com as condições climáticas e de solo, do tipo e da densidade de matéria prima, dos sistemas de produção e de colheita, das práticas de manejo das unidades e da qualidade do solo e da água.

Portanto, um indicador de balanço de nutrientes precisa ser usado em conjunto com as informações advindas de outros indicadores, especialmente aquelas referentes ao manejo de nutrientes da unidade de produção, solo e qualidade de água.

2 - Uso de pesticidas

A abordagem considerada pela OECD para medir o impacto do uso de pesticidas, classifica os dados de seu uso dentro de diferentes categorias de riscos ambientais, como por exemplo, a mobilidade, a persistência e a toxicidade. Devido a OECD não ter concluído um sistema de classificação adequado para risco de pesticida, esses dados referentes ao seu uso são expressos em termos da quantidade de ingredientes ativos por colheita ou por hectare.

Do exame preliminar das tendências do uso de pesticidas em países da OECD entre 1985-1995, alguns pontos chaves podem ser destacados:

- O uso de pesticida na década passada tem se tornado constante ou declinado na maioria dos países da OECD com poucas exceções;
- A variabilidade das condições climáticas pode alterar o uso de pesticidas; climas mais quentes geralmente requerem um uso maior de pesticidas para manter a produtividade agrícola;

- Maiores análises são necessárias para explicar as causas das mudanças de níveis e tendências do uso de pesticidas entre diferentes plantações e países, e entre potencial ambiental e os impactos da saúde.

3 - Uso da água

Indicadores para medir balanço de água incluem considerações de várias equações eficientes de uso de água, monitorando as águas de superfície e as subterrâneas. Outros indicadores que estão sendo examinados incluem o cálculo do custo de água por tonelada de colheita.

Será necessário desenvolver uma abordagem de balanço de água em termos do uso sustentável de água para agricultura e também necessário explorar as correlações com indicadores relacionados ao manejo de irrigação.

4 - Uso de terras agrícolas e conservação

Os indicadores que monitoram as alterações do uso da terra agrícola incluem prioritariamente:

- total da área agrícola em relação ao total de área da terra disponível;
- área agrícola *per capita*;
- áreas agricultáveis não utilizadas.

5 - Qualidade do solo

O impacto das atividades agrícolas no solo está sendo avaliado a partir da metodologia do risco de erosão do solo, que combina basicamente indicadores da vulnerabilidade do solo em vários processos e extensão de degradação e práticas de manejo do solo.

O objetivo dessa metodologia é avaliar melhor o risco de degradação do solo em vistas da dificuldade e do custo de medir e também separar os impactos naturais da água e da erosão do vento das influências das práticas das unidades na qualidade do solo. Até agora o método de risco é mais adequado para a erosão do solo e processos de degradação por salinização, mais que de aspectos da qualidade do solo, como por exemplo, a contaminação tóxica. O risco estimado da

degradação do solo pode ser expresso em termos absolutos (toneladas ou hectares) ou classes de severidade (baixo ou alto).

6 - Agricultura e qualidade de água

O método considerado estabelece que o impacto da agricultura na qualidade da água envolve a integração de abordagens de estado e risco para avaliar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas na agricultura. A abordagem de estado mede os elementos observados em concentrações variadas na água como o nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, oxigênio bioquímico, resíduos tóxicos, e sólidos em suspensão.

7 - Gases agrícolas

Para medir a eliminação e acumulação de gases, a OECD desenvolveu um balanço de eliminação e acúmulo de dióxido de carbono, metano e óxido para agricultura, expresso nos equivalentes de CO₂.

8 - Agricultura e biodiversidade

O desenvolvimento de indicadores para avaliar a biodiversidade na agricultura é complexo e ainda não existem dados e pesquisas suficientes que façam essa correlação.

Dentre a revisão de literatura realizada, a proposta da OECD é a mais coesa em termos teóricos e por isso tem servido como referência para os diversos estudos relacionados ao tema de indicadores ambientais.

3.7.1 - Objetivos e Metas na utilização de indicadores agri-ambientais

O objetivo dos indicadores agri-ambientais está essencialmente em duas direções (BROUWER, 1995). A primeira é analisar efeitos no meio ambiente, natureza e paisagem em resposta às mudanças no setor agrícola. Espera-se que

esses indicadores consigam monitorar o uso de *inputs* químicos no setor agrícola; os níveis de emissão relacionados com as unidades e monitorar a paisagem e implicações naturais da prática agrícola.

O segundo objetivo é monitorar a resposta do setor agrícola para as políticas estabelecidas para o ambiente. Dessa forma, o conjunto de indicadores agri-ambientais tem o objetivo de:

- prover informação para os planejadores de governo e o público em geral do estado atual do ambiente na agricultura e as mudanças desse ambiente;
- ajudar os tomadores de decisão a entender os impactos das políticas agrícolas no ambiente, e guiar as suas respostas para as mudanças nas condições ambientais;
- contribuir para monitorar e avaliar a efetividade de políticas na promoção da agricultura sustentável.

Segundo (BONNEN, 1989), a interpretação de indicadores para melhorar nosso conhecimento pode envolver a simples apresentação dos dados graficamente, ou combiná-los dentro de um Índice. Os indicadores podem ser usados no processo de quantificar e/ou modelar relações econômicas, políticas e biológicas complexas.

Além disso, muitos arranjos institucionais têm sido estabelecidos durante os últimos anos no monitoramento dos indicadores agri-ambientais.

A OECD e Comitê de Política Ambiental estabeleceram um conjunto de indicadores chaves agri-ambientais, explorando a consistência das definições e os métodos de mensuração. Um total de 13 indicadores foi proposto para tratar dos assuntos agri-ambientais de relevância para os planejadores (OECD, 1997).

A Agência Ambiental Européia elaborou uma base de dados sólida contendo informações acerca do estado do meio ambiente europeu. Um relatório do estado do meio ambiente é publicado a cada 3 anos (CEC, 1992a; EEA, 1995; EUROSTAT, 1995).

A EUROSTAT (Instituto de Estatística das Comunidades Européias) instituiu um programa com a meta de produzir um Sistema Europeu de

Indicadores de Pressão Ambiental (EEPI). Esse trabalho refere-se aos setores de 50 Programas de Ação Ambiental (energia, agricultura, transporte, indústria e turismo). Além disso, a EUROSTAT iniciou muitos esforços para operacionalizar indicadores.

Indicadores são propostos para descrever pressões no ambiente, resultando de atividades humanas para dez campos políticos definidos no Programa de Ação Ambiental CEC (1992b). Esses indicadores estão ligados de acordo com a relevância política, meio analítico e a elasticidade da resposta.

IV. A EXPERIÊNCIA BRASILEIRA E INTERNACIONAL NA PRODUÇÃO DE INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE

Este capítulo apresenta alguns dos sistemas mais conhecidos de avaliação de sustentabilidade e as experiências brasileira e internacional na produção de indicadores. Depois do sistema PER (pressão-estado-resposta), proposto pela OECD e escolhido para tese como base na construção do ISAGRI, os outros três métodos mais utilizados de avaliação são apresentados: pegada ecológica (*ecological footprint*), barômetro da sustentabilidade (*barometer of sustainability*) e painel da sustentabilidade (*dashboard of sustainability*).

4.1 - O estado de arte das informações ambientais no Brasil: a experiência do IBGE

Ainda há muito que se fazer em termos de Estatísticas Ambientais no IBGE, embora, atualmente, a Instituição conte especialmente com a Diretoria de Geociências - DGC, com uma longa tradição de geografia, de levantamentos e estudos de recursos naturais e diagnósticos ambientais. Essa diretoria se divide em duas grandes vertentes ambientais: uma que foca o mapeamento de recursos naturais e outra que foca pesquisas de profundidade de aspectos ambientais mais próximas do modelo acadêmico. Muitos desses estudos baseiam-se na observação *in loco* por parte do próprio analista; têm por objeto porções limitadas do território e atêm-se a questões e problemas singulares, especialmente relevantes para a realidade local.

Grande parte da produção da DGC sobre temas ambientais é constituída de informação cartográfica, resultado final de trabalhos de levantamento e/ou sistematização de informações advindas de mapeamentos. É uma tradição muito relevante que, em particular, antecipa muito das tendências atuais de geo-referenciamento de informações, mas que, no entanto, não tem ênfase na

produção de estatísticas, aqui entendidas como “expressões numéricas de múltiplos organizados” (SENRA, 1998).

Em anos mais recentes, o IBGE dedicou esforços à apropriação de metodologias que procuram sintetizar as questões ambientais e integrá-las com o sistema de Contas Nacionais, a partir de um arcabouço teórico coerente, com o objetivo de destacar de forma explícita a relação entre desenvolvimento econômico e a depleção de recursos naturais e degradação do meio ambiente. Sua implementação, no entanto, depende ainda de um desenvolvimento posterior das contas do patrimônio e parece requerer um acúmulo mais sedimentado de estatísticas ambientais de caráter básico, ainda não alcançados. Resulta que hoje ainda não encontramos no Anuário Estatístico Brasileiro, um capítulo denso e específico dedicado ao meio ambiente; ou no site do IBGE, um link que derive para estatísticas ambientais.

Entretanto, a necessidade de se ter indicadores criteriosamente selecionados que fossem capazes de avaliar áreas temáticas para as quais a carência de informações é maior, motivou a idéia de construir os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável do Brasil – IDS-BR. Dessa forma, o investimento recente do IBGE, visando à publicação de indicadores de desenvolvimento sustentável, teve seu estímulo na realização da Cúpula Mundial de Meio Ambiente em 2002, na cidade de Joanesburgo. O principal objetivo é oferecer à sociedade brasileira uma informação estruturada voltada a avaliar a trajetória do País em relação ao desenvolvimento sustentável e, em particular, à Agenda 21, passados 10 anos da realização da ECO-92.

Além disso, esse trabalho contribuiu com o esforço proposto pelas Nações Unidas a um grupo de nações em testar a metodologia da Comissão de Desenvolvimento Sustentável – CDS¹; aborda um dos temas estabelecidos como prioritários em termo de cooperação técnica entre o Ministério do Meio Ambiente e o IBGE, em dezembro de 1999.

¹ Ver Commission on Sustainable Development. Status Report on the Implementation of the CSD Work Programme on Indicators of Sustainable Development United Nations, 1998 disponível em <http://www.un.org/documents/ecosoc/cn17/1998/background/ecn1711998-bp18.htm>

Por outro lado, a Agenda 21 gerou ao menos dois subprodutos: (a) um levantamento da disponibilidade no País de informações estatísticas adequadas ao acompanhamento dos principais temas relativos ao desenvolvimento sustentável, bem como as dificuldades teórico-metodológicas e práticas para agrupar essas estatísticas convenientemente; (b) a identificação de lacunas que podem servir para orientar os trabalhos para o aprimoramento de nossas estatísticas. Os indicadores de desenvolvimento sustentável foram organizados em quatro dimensões: ambiental, social, econômica e institucional.

A dimensão ambiental diz respeito ao uso de recursos naturais e à degradação ambiental, e está relacionada aos objetivos de preservação e conservação do meio ambiente, considerados fundamentais ao benefício das gerações futuras. Essas questões aparecem organizadas nos temas: atmosfera, água doce, terra, oceanos, marés e áreas costeiras; biodiversidade; e saneamento (IBGE, 2004).

A dimensão social, segundo o IBGE (2004), corresponde especialmente, aos objetivos ligados à satisfação das necessidades humanas, à melhoria da qualidade de vida e à justiça social. Os indicadores incluídos nessa dimensão abrangem os temas: população; trabalho e rendimento; saúde; educação; habitação; segurança. Os mesmos procuram retratar a situação social, a distribuição da renda e as condições de vida da população, apontando o sentido de sua evolução recente.

A dimensão econômica trata do desempenho macroeconômico, financeiro e dos impactos no consumo de recursos materiais e uso de energia primária. É uma dimensão que se ocupa com os objetivos da eficiência dos processos produtivos, e com as alterações nas estruturas de consumo orientadas a uma reprodução econômica sustentável ao longo prazo. Os diferentes aspectos da dimensão econômica do desenvolvimento sustentável são organizados nos temas quadro econômico e padrões de produção e consumo (IBGE, 2004).

Finalmente, a dimensão institucional que diz respeito à orientação política, capacidade e esforço despendido para as mudanças requeridas para uma efetiva implementação do desenvolvimento sustentável. O IBGE (2004) salienta que esta

dimensão aborda temas de difícil medição, e que carece mais estudos para o seu aprimoramento. A dimensão é desdobrada nos temas quadro institucional e capacidade institucional, e apresenta cinco indicadores.

4.2 - A abordagem metodológica da OECD na produção de indicadores de sustentabilidade

A OECD tem trabalhado efetivamente desde 1980 na proposição de metodologias que sejam capazes de capturar medidas de sustentabilidade. O primeiro *workshop*, realizado pela OECD em setembro de 1999, permitiu que várias metodologias fossem discutidas e avaliadas. Em 2001-2003, um segundo *workshop Accounting Frameworks for Sustainable Development* foi organizado pela OECD com o objetivo de comparar as experiências concretas dos países membros e organizações internacionais na utilização de seus indicadores econômicos, sociais e ambientais. A reunião contou com a participação de 70 especialistas, aproximadamente, representando 19 países membros da OECD, 4 Organizações internacionais e muitos diretórios da OECD.

De todos os artigos apresentados no *workshop*, a maioria discute as controvérsias existentes na proposição de ferramentas que sejam capazes de medir a sustentabilidade. Dentre as principais preocupações relatadas, estão: coerência entre os conceitos e as classificações adotadas na contabilidade nacional e nas estatísticas básicas; a correlação entre as unidades físicas e monetárias e a disponibilidade das informações básicas dos fenômenos ambientais.

O Grupo da OECD do Estado do Ambiente está desenvolvendo um conjunto de indicadores ambientais através de todos os setores da economia. Esse grupo dá a informação tão bem quanto o conjunto de indicadores ambientais para alimentar o *Compendium* de dados da OECD. Indicadores relacionados ao setor agrícola referem-se às atividades agrícolas que geram pressão no ambiente,

como por exemplo, a poluição por fertilizantes e pesticidas, como já discutido anteriormente.

Dentre as diversas metodologias consultadas, considerou-se mais interessante adotar uma já internacionalmente aceita, de fácil execução e entendimento; aplicável a diferentes níveis, escalas e atividades humanas e com alguma possibilidade de agregação dos diversos indicadores para se chegar a um índice de sustentabilidade ambiental agrícola. Assim, para a elaboração do ISAGRI, adotou-se a abordagem metodológica do PER proposta pela OECD.

4.2.1 - A estrutura Pressão – Estado – Resposta (PER)

O trabalho da OECD em indicadores desenvolve-se dentro do que é chamada de abordagem pressão-estado-resposta (PER), que considera os impactos ambientais não só resultantes de fatores naturais (por exemplo, terremotos), como também de pressões decorrentes das atividades humanas. Dessa forma estrutura as informações existentes em três tipos de indicadores:

- **Indicadores de Pressão** das atividades humanas sobre o meio ambiente (por exemplo, crescimento e densidade populacional). São indicadores de causas dos problemas ambientais; mostram os efeitos das ações (ou pressões) do homem sobre o meio ambiente. Costumam-se agrupar em dois itens: *indicadores de stress*, ou seja, aqueles cuja pressão é próxima – pressão direta exercida sobre o meio ambiente; e *indicadores de background*, de pressão indireta, que refletem atividades humanas que conduzem a pressões ambientais próximas (ex: crescimento da população, desenvolvimento econômico, etc.).
- **Indicadores de Estado**, que descrevem a qualidade do meio ambiente (por exemplo, qualidade da água, do solo, do ar, etc). Mostram as condições ambientais como resultado e efeito das atividades do homem. São indicadores que se relacionam com a qualidade do meio ambiente e

aspectos da qualidade e quantidade de recursos naturais; têm por objetivo orientar a elaboração de políticas ambientais.

- **Indicadores de Resposta** para a melhoria do meio ambiente (por exemplo, percentagem de dejetos reciclados). São os indicadores que mostram as medidas (mitigadoras ou protecionistas) tomadas pela sociedade para reduzir ou evitar os impactos negativos da atividade humana sobre o meio ambiente, ou por medidas que permitam parar ou reverter o dano ambiental já inflingido (OECD, 1993). Trata-se, portanto, de uma gama bastante ampla de indicadores que compreende desde políticas, programas e projetos voltados para a vigilância e controle de qualidade ambiental, até itens de consumo e desenvolvimento de técnicas mais adequadas e eficazes para a utilização dos recursos naturais.

Da perspectiva política é crucial que a distinção possa ser feita entre aquelas atividades agrícolas que beneficiam e aquelas que prejudicam o ambiente. Isso talvez seja uma controvérsia, embora o nível de referência ou a linha de base escolhida e a direção da mudança dos efeitos ambientais irão indicar se tem existido uma melhora ou uma deterioração da performance ambiental (LEGG, 1997).

A OECD tem explorado o conceito e o uso operacional do nível de referência como uma meta para identificar uma apropriada resposta política (OECD, 1997b). Existe um número de maneiras possíveis nas quais um nível de referência poderia ser expresso de uma forma operacional: em termos de rendas ambientais, práticas agrícolas e ou mesmo em termos de níveis e composição de produção agrícola.

A Estrutura PER foi adotada pela Comissão das Nações Unidas em Desenvolvimento Sustentável em 1995 como uma ferramenta para organizar as informações em desenvolvimento sustentável e para desenvolver, apresentar e analisar indicadores de desenvolvimento sustentável. A estrutura é utilizada no programa de trabalho de indicadores de desenvolvimento sustentável (UNITED NATIONS, 1995). O objetivo desse programa de trabalho é produzir indicadores

de desenvolvimento sustentável acessíveis aos tomadores de decisão num plano nacional.

A estrutura PER tem sido usada pelo Banco Mundial num trabalho de indicadores de desenvolvimento sustentável (WORLD BANK 1995). Além disso, muitas outras organizações e países têm recentemente usado a estrutura no desenvolvimento e uso de indicadores de desenvolvimento sustentável.

4.2.2 - Critérios utilizados pela OECD na seleção de indicadores

A OCDE define os seguintes critérios para a elaboração de um indicador ambiental ideal:

a) Relevância política e utilização por usuários – Um indicador ambiental deve:

- fornecer um quadro representativo de condições ambientais, as pressões sobre o meio ambiente ou as respostas da sociedade;
- ser simples, fácil de interpretar e capaz de mostrar a tendência ao longo do tempo;
- ser sensível às mudanças no meio ambiente e atividade humanas relacionadas;
- fornecer uma base para comparações internacionais;
- ser nacional em escopo ou aplicável a questões ambientais de significância regional;
- apresentar um valor de patamar ou de referência, contra o qual possa ser comparado, de forma que os usuários sejam capazes de avaliar a significância dos valores a ele atribuídos.

b) Relevância Analítica – Um indicador ambiental deve:

- ser teoricamente bem fundamentado em termos técnicos e científicos;
- ser baseado em padrões internacionais e consenso internacional sobre sua qualidade;

- permitir ligação a modelos económicos, sistemas de previsão e informação.

c) Mensuralidade – Os dados requeridos para suportar um indicador devem ser:

- prontamente disponíveis ou tornados disponíveis numa razão de custo/benéfico razoável;
- adequadamente documentados e de qualidade reconhecida;
- atualizados em intervalos regulares com procedimentos confiáveis.

4.3 - Outros sistemas de indicadores de sustentabilidade

Abaixo, destacam-se os principais projetos em indicadores de sustentabilidade existentes no mundo:

- Pressão- Estado- Resposta (PSR – OECD);
- DSR – CSD;
- GPI – Cobb;
- Índice de Desenvolvimento Humano (HDI – UNDP);
- Material input per service (Mips) – Wuppertal Institut – Alemanha;
- Dashboard of sustainability (DS) (painel da sustentabilidade) – International Institut for Sustainable Development – Canadá;
- Ecological footprint model (EFM) (pegada ecológica) – Wackernagel e Rees;
- Barometer of sustainability (BS) (barômetro da sustentabilidade) – IUCN – Prescott – Allen;
- System basic orientors (SBO) – Bossel – Kassel University;
- Wealth of nations – Banco Mundial;
- Seea – United Nations Statistical Division;
- National round table on the environment and economy (NRTEE) – Human/ Ecosystem Approach – Canadá;
- Policy Performance indicator (PPI) – Holland;

- Interagency working group on sustainable development indicators (IWGSDI) – US President Council on Sustainable Development Indicator Set;
- Eco efficiency (EE) – World Business Council on Sustainable Development (WBCSD);
- Sustainable process index (SPI) – Institute of Chemical Engineering – Graz University;
- European Indices Project (EIP) – Eurostat;
- Environmental sustainability index (ESI) – World Economic Forum

O ISAGRI conforme justificado acima será fundamentado na estrutura metodológica PER da OECD, apresentada no tópico anterior. A seguir, os outros 3 sistemas de indicadores de sustentabilidade mais utilizados depois do sistema da OECD – pegada ecológica, painel da sustentabilidade e barômetro da sustentabilidade - serão apresentados. O objetivo principal é descrever cada uma dessas metodologias ressaltando-se os principais aspectos teóricos de cada uma delas.

4.3.1 - O método da pegada ecológica (*ecological footprint method*)

O lançamento do livro *Our ecological footprint*, de WACKERNAGEL e REES (1996), um trabalho pioneiro sobre esse sistema, marca definitivamente a utilização dessa ferramenta para medir e comunicar o desenvolvimento sustentável. Embora esse trabalho não seja o primeiro que aborde explicitamente o conceito, foi ele que marcou o início de diversos trabalhos de pesquisadores e organizações no desenvolvimento dessa ferramenta. Uma obra mais recente, *Sharing nature's interest*, também de Wackernagel e com a contribuição de Chambers e Simmons (2000), traz o resultado do aumento de interesse sobre a ferramenta com a contribuição de mais de 4 mil websites que tratam da utilização desse sistema para as mais diferentes aplicações.

A ferramenta proposta por Wackernagel e Rees (1996) é denominada *ecological footprint method*, termo que pode ser traduzido como “pegada ecológica” e que representa o espaço ecológico correspondente para sustentar um determinado sistema ou unidade. Trata-se, segundo seus autores, de uma ferramenta simples e compreensível; afirmam que sua metodologia basicamente contabiliza os fluxos de matéria e energia que entram e saem de um sistema econômico e converte esses fluxos em área correspondente de terra ou água existentes na natureza para sustentar esse sistema.

O método da pegada ecológica é, portanto, uma ferramenta que transforma o consumo de matéria prima e a assimilação de dejetos, de um sistema econômico ou população humana, em área correspondente de terra ou água produtiva. Portanto, por definição, a pegada ecológica é a área do ecossistema necessária para assegurar a sobrevivência de uma determinada população ou sistema. O método representa a apropriação de uma determinada população sobre a capacidade de carga de um sistema total (WACKERNAGEL; REES, 1996; CHAMBERS *et al.*, 2000).

O método da pegada ecológica fundamenta-se basicamente no conceito de capacidade de carga. Para efeito de cálculo, a capacidade de carga de um sistema corresponde à máxima população que pode ser suportada indefinidamente no sistema, entretanto, parece que esta definição não é adequada para a sociedade, uma vez que a espécie humana tem a capacidade de aumentar consideravelmente seu espaço na ecosfera pela utilização de tecnologia, eliminação de espécies concorrentes, importação de recursos escassos etc. Os autores do sistema reforçam essa inadequação quando utilizam a definição de CATTON (1986), que afirma que a capacidade de carga refere-se especificamente à carga máxima, que pode ser segura e persistentemente imposta ao ambiente pela sociedade. Para os autores do sistema, a carga não é apenas decorrente da população humana mas também da distribuição *per capita* do consumo dessa população. Como resultado dessa distribuição, a pressão relativa sobre o meio ambiente está crescendo proporcionalmente de forma mais rápida do que o crescimento populacional.

Como observado pelos autores, a carga exercida sobre o meio ambiente alcança atualmente dimensões críticas. Sendo ecológica a base do desenvolvimento humano, o método da pegada ecológica reforça a necessidade de introduzir a questão da capacidade de carga na sociedade, entretanto seus autores também abordam em suas obras, alguns pontos críticos do sistema. Um deles é relativo à determinação do tamanho adequado da população para determinada região. Isso traz consigo uma série de problemas por duas razões principais:

- 1ª. A carga imposta por essa população varia em função de diversos fatores como: receita média, expectativas materiais e nível de tecnologia, isto é, energia e eficiência material. De fato a capacidade de carga imposta é uma função de fatores culturais de produtividade ecológica.
- 2ª. Numa economia global, não existe região totalmente isolada do mundo.

Resumidamente, esse método consiste em estabelecer a área necessária para manter uma determinada população ou sistema econômico indefinidamente, fornecendo: energia e recursos naturais e capacidade de absorver os resíduos ou dejetos do sistema.

O tamanho da área requerida vai depender das receitas financeiras, da tecnologia existente, dos valores predominantes dentro do sistema e de outros fatores socioculturais. O método da pegada ecológica deve incluir tanto a área da terra exigida direta e indiretamente para atender ao consumo de energia e recursos, como também à área perdida de produção de biodiversidade em função de contaminação, radiação, erosão, salinização e urbanização (WACKERNAGEL e REES, 1996; CHAMBERS *et al.*, 2000).

HARDI e BARG (1997) afirmam que o propósito da ferramenta é definir a área necessária para que um determinado sistema se mantenha. Para esses autores, trata-se de um sistema fortemente aceito em vários meios, haja vista a sua utilização em larga escala. O método da pegada ecológica é, portanto, função do consumo de material e energia de uma população.

O modelo assume que todos os tipos de energia, o consumo de material e a descarga de resíduos demandam uma capacidade de produção e/ou absorção de uma área finita de terra ou água. Os cálculos desse modelo incorporam as receitas mais relevantes, determinadas por valores socioculturais, tecnologia e elementos econômicos para a área estudada. A pegada ecológica *per capita* é definida pelo somatório de área apropriada para cada bem ou produto e, a pegada total, por sua vez, é obtida multiplicando a pegada *per capita* pela população total (HARDI e BARG, 1997).

O método mostra, em valores numéricos, em quanto a capacidade de carga local foi excedida, na medida em que expressa a apropriação de recursos como função de sua utilização *per capita*. A ferramenta fornece um índice simples agregado, área apropriada de terra ou água, que reflete o impacto ecológico da utilização de diferentes tipos de cultura e tecnologia.

O método da pegada ecológica calcula a área necessária de terra para manter a produção de bens requeridos por um certo sistema e para assimilar os dejetos por ele produzidos. Entretanto, a tentativa de incluir todos os itens de consumo, todos os tipos de dejetos e todas as funções de um ecossistema, pode tornar o sistema muito complexo e criar problemas no processamento das informações. Os autores da ferramenta, em função disso, utilizam uma abordagem simplificada do mundo real na maioria de suas obras. Isso não significa dizer que seja impossível incorporar grande parte dessas variáveis. Entretanto, como o objetivo da literatura que trata da ferramenta é a apresentação do método, os autores não consideram necessário esse aprofundamento (Wackernagel e Rees, 1996; Chambers *et al.*, 2000).

Em geral, os exemplos fornecidos pelos autores partem de algumas suposições simplificadoras, por exemplo, o cálculo fundamenta-se na suposição de que a agroindústria utiliza métodos sustentáveis, o que não corresponde à realidade. Na maioria das vezes, o cálculo da pegada ecológica inclui apenas os serviços básicos da natureza, mas, se o processo de avaliação dever ser mais refinado, algumas funções complementares do meio ambiente podem ser adicionadas.

O método da pegada ecológica utiliza uma taxonomia simples da produtividade ecológica, envolvendo oito tipos de terreno ou ecossistemas, e está apenas começando a incluir áreas marinhas.

O procedimento de cálculo do método é baseado na idéia de que para cada item de matéria ou energia consumida pela sociedade existe uma certa área de terra, em um ou mais ecossistemas, que é necessária para fornecer o fluxo desses recursos e absorver seus dejetos. Para determinar a área total requerida para suportar um certo padrão de consumo, as implicações em termos de utilização de terra devem ser estimadas.

Para os autores, estimar a área da pegada ecológica de uma determinada população é um processo de vários estágios. A estrutura básica da abordagem dota a seguinte ordem: primeiro se calcula a média anual de consumo de itens particulares de dados agregados, nacionais ou regionais, dividindo o consumo total pelo tamanho da população. Muitos dos dados necessários para essa etapa estão disponíveis em tabelas estatísticas de governos ou de organizações não-governamentais. Por exemplo, consumo de energia, alimentação, florestas, produção, consumo, etc.

O passo seguinte é determinar ou estimar a área apropriada *per capita* para a produção de cada um dos principais itens de consumo, dividindo-se o consumo anual *per capita* (kg/capita) pela produtividade média anual (kg/ha).

A área da pegada ecológica média por pessoa é calculada pelo somatório das áreas de ecossistema apropriadas por item de consumo de bens ou serviços. No final, a área total apropriada é obtida através da área média apropriada multiplicada pelo tamanho da população total.

A maioria das estimativas existentes do método da pegada ecológica é baseada em médias de consumo nacionais e de produtividade da terra mundiais. Essa é uma padronização no procedimento para que se possa efetuar e facilitar estudos de casos e comparações entre regiões e países. Para simplificar a coleta de dados, os autores dos sistemas adotaram uma classificação a partir de categorias para os dados estatísticos utilizados sobre o consumo. A pegada

ecológica separa o consumo em cinco categorias: alimentação, habitação, transporte, bens de consumo e serviços.

Para análises mais refinadas, cada uma dessas categorias pode ser subdividida. Essas subcategorias podem ser definidas estrategicamente para se responder a questões específicas do sistema que se pretende observar e estudar. Para cada item de consumo, uma análise detalhada deve abranger os recursos envolvidos que se destinam às suas produção, utilização e disposição final. A energia e os recursos abrangidos se referem às quantidades totais de energia e materiais que são utilizados em todo o ciclo de vida do bem, desde a sua manufatura até o fim do ciclo. A intensidade de energia se refere à energia embutida dentro do produto. De maneira similar, pode-se falar do *ecological footprint* incorporado por algum produto e a sua contribuição para a área apropriada pelo consumidor final. Esses princípios e definições servem tanto para os produtos quanto para os serviços, mesmo ponderando que muitos dos serviços são considerados essencialmente não-materiais.

Os primeiros cálculos do método da pegada ecológica eram baseados em oito categorias de território ou área, classificação similar à utilização pelo The World Conservation Union (IUCN), como mostra a Tabela 4.1:

Tabela 4.1: Categorias de território

	Categoria	Caracterização
Território de energia	Território apropriado pela utilização de energia fóssil	Território de energia ou CO2
Território consumido	Ambiente construído	Território degradado
	Jardins	Ambiente construído reversível
Território atualmente utilizado	Terra para plantio	Sistemas cultivados
	Pastagem	Sistemas modificados
	Florestas Plantadas	Sistemas modificados
Território com avaliação limitada	Florestas intocadas	Ecossistemas produtivos
	Áreas não produtivas	Desertos

Fonte: Adaptado de Wackernagel e Rees (1996).

As obras mais recentes sobre o método da pegada ecológica normalmente utilizam cinco categorias de território ou área definidas como: território de biodiversidade; território construído; território de energia; território terrestre biprodutivo; área marítima bioprodutiva.

Embora aparentemente diferentes, as duas classificações se distinguem por um único aspecto: a incorporação da área marítima para calcular a área apropriada. As outras diferenças se referem mais à nomenclatura utilizada para cada um dos territórios (CHAMBERS *et al.*, 2000).

O componente “território de energia” do método da pegada ecológica pode ser calculado de diversas maneiras. Alguns métodos estimam a área necessária para crescimento de biomassa para reposição dos recursos fósseis de energia. Os autores do sistema lembram que o combustível fóssil na verdade não passa de resultado da fotossíntese e da acumulação de biomassa em florestas e pântanos que ocorreram há milhões de anos.

No que se refere às categorias de território, também se deve observar que nem todas as áreas ecologicamente produtivas ou de território atualmente utilizado são igualmente produtivas ou disponíveis para os humanos.

4.3.2 - O Painel da sustentabilidade (*dashboard of sustainability*)

As pesquisas sobre o painel da sustentabilidade se iniciaram na segunda metade dos anos 1990, num esforço concentrado de várias instituições para se alcançar uma ferramenta robusta de indicadores de sustentabilidade que fosse aceita internacionalmente. Esse trabalho é atualmente liderado pelo Consultive Group on Sustainable Development Indicators (CGSDI), grupo de trabalho que funciona em uma rede de instituições que operam na área de desenvolvimento e utilizam sistemas de indicadores de sustentabilidade.

Para responder à necessidade de harmonizar os trabalhos internacionais em indicadores de sustentabilidade e com foco nos desafios teóricos já mencionados de criar um sistema simples mas que ao mesmo tempo represente a

complexidade da realidade, o Wallace Global Found iniciou um projeto em colaboração com diversos especialistas que resultou na criação em 1996 do CGSDI. O grupo consultivo tem como missão promover cooperação, coordenação e estratégias entre indivíduos e instituições-chave que trabalham no desenvolvimento e utilização de indicadores de desenvolvimento sustentável.

Depois de intenso trabalho, incluindo a revisão de índices agregados já existentes, debates conceituais sobre diferentes sistemas e discussões a respeito dos aspectos técnicos dos sistemas de indicadores, o CGSDI organizou seu primeiro encontro em Middleburg, Virginia, em janeiro de 1998.

Após inúmeros debates, o grupo decidiu pela criação e desenvolvimento de um sistema conceitual agregado que fornecesse informações sobre a direção do desenvolvimento e seu grau de sustentabilidade. Ele ficou conhecido como *compass of sustainability* e foi refinado durante todo o ano de 1998.

De janeiro a março de 1999, o Consultative Group concentrou-se em conectar o seu trabalho com a iniciativa de desenvolvimento de indicadores do Bellagio Fórum for Sustainable Development. Como resultado, o grupo criou a metáfora do painel que gerou o modelo denominado *dashboard of sustainability*. Esse sistema foi endossado por todos os participantes do grupo consultivo, que além disso, propuseram a criação do protótipo dessa ferramenta a partir da sugestão das dimensões da sustentabilidade propostas pelos seus participantes no último *workshop*.

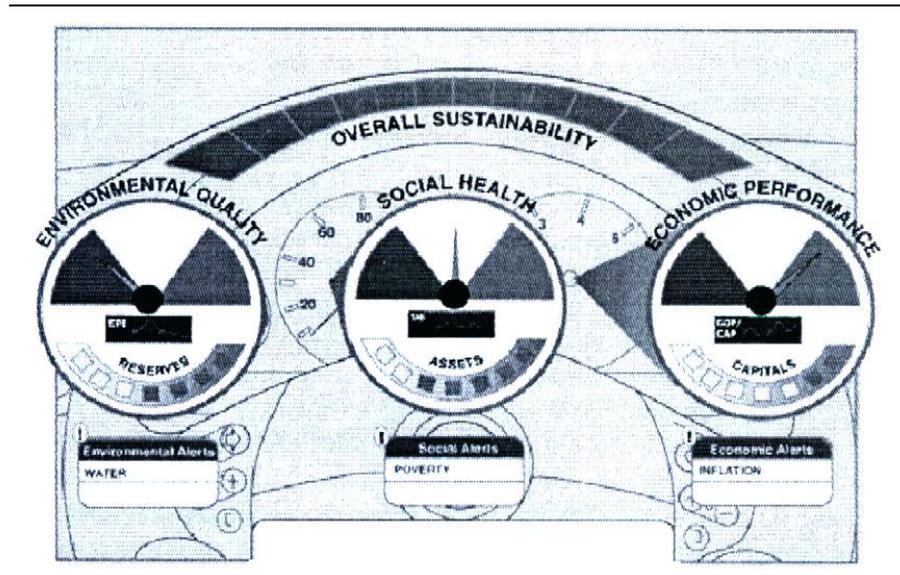
HARDI (2000) descreve o significado da palavra *dashboard* (painel em português) como o conjunto de instrumentos de controle situado abaixo do pára-brisa de um veículo. O termo painel da sustentabilidade representa para ele uma metáfora do painel do automóvel. Ele destaca que o papel das metáforas é ajudar a simplificar as características de um sistema; focaliza aspectos particularmente importantes de um objeto na nossa perspectiva e permite dessa maneira, uma fácil comunicação.

Para Hardi, o formato do painel da sustentabilidade constitui uma importante ferramenta para auxiliar os tomadores de decisão, públicos e privados, a repensar suas estratégias de desenvolvimento e a especificação de suas metas.

Trata-se de uma apresentação atrativa e concisa da realidade que pode chamar a atenção do público alvo.

Uma representação gráfica recente do sistema do painel da sustentabilidade constitui-se por um painel visual de três *displays*, que representam três grupos ou blocos (clusters). Os mostradores procuram mensurar as performances econômica, social e ambiental de um país ou qualquer outra unidade de interesse como municípios, empreendimentos, etc. A representação esquemática do painel da sustentabilidade é apresentada na Figura 4.1 (Adaptado de HARDI e ZDAN, 2000).

Figura 4.1: O painel da sustentabilidade



Os mostradores são performances da economia, da saúde social e da qualidade ambiental, para o caso de um país, ou performances da economia, da responsabilidade social e do desempenho ambiental, no caso de um empreendimento. Cada um possui uma seta que aponta para um valor que reflete a performance atual do sistema. Um gráfico procura refletir as mudanças de desempenho do sistema avaliado; existe também um medidor que mostra a quantidade remanescente de alguns recursos críticos.

Em cada um dos mostradores ocorre um espaço para um indicador luminoso. Uma vez que um indicador individual ultrapasse um valor considerado crítico ou apresente uma taxa de mudança muito rápida, essas luzes devem piscar, a fim de chamar a atenção para ele.

Conceitualmente, o painel da sustentabilidade é um índice agregado de vários indicadores dentro de cada um dos mostradores; a partir do cálculo dos índices, deve-se obter o resultado final de cada mostrador. Uma função adicional calcula a média dos mostradores para que se possa chegar a um índice de sustentabilidade global (ISG). Se o objetivo é avaliar o processo decisório, um índice de performance política, *policy performance index* (PPI) é calculado.

A principal fonte de informações atuais sobre o painel da sustentabilidade é o *International Institute for Sustainable Development*, que coordena o desenvolvimento do sistema. Para os pesquisadores da instituição, indicadores são apresentações de medidas; são unidades de informação que resumem as características de um sistema ou realçam alguns pontos dele. Eles simplificam fenômenos mais complexos e podem ser encontrados em todas as esferas (econômica, social, na área médica, nas organizações etc). Os indicadores devem facilitar o processo de comunicação sobre o desenvolvimento sustentável, transformar o conceito em dados numéricos e medidas descritivas. Quando uma coleção de indicadores é combinada matematicamente por um processo de agregação, o resultado é chamado índice.

No *workshop* realizado em 1999, vários especialistas em indicadores e em políticas de desenvolvimento forneceram os elementos que consideravam fundamentais para a estrutura geral do painel da sustentabilidade. Com base nesses elementos, um detalhamento foi desenvolvido pelo Consultive Group on Sustainable Development Indicators e os indicadores dos três escopos principais foram selecionados pelos seus membros e especialistas convidados. Aproximadamente sete indicadores foram selecionados para cada um dos grupos e foram escolhidos de acordo com as necessidades de medida do índice sugerido.

Para os autores do sistema, uma metodologia de agregação apropriada é necessária para que ele tenha credibilidade junto aos principais atores no

processo, desde a opinião pública até os especialistas da área. Existe um grande número de indicadores para cada um dos três agrupamentos propostos; uma tarefa preliminar no processo do desenvolvimento do sistema foi decidir quais indicadores poderiam ser utilizados dentro de cada um dos mostradores do painel da sustentabilidade .

Trabalhos nessa área foram desenvolvidos pelo grupo de pesquisa e o conjunto de indicadores para cada uma das áreas foi determinado. As informações de cada um dos grupos podem se apresentar de maneira concisa num índice.

Os autores do sistema afirmam que o cálculo de valores agregados é um método normalmente utilizado para a construção de índices. Índices podem ser simples ou ponderados, dependendo de seu propósito; são muito importantes para direcionar a atenção das pessoas e mais efetivos em atrair a atenção pública do que uma lista com muitos indicadores.

Cada um dos indicadores dentro dos escopos ou dimensões de sustentabilidade propostos pelo sistema pode ser avaliado tanto em termos de sustentabilidade quanto em nível de processo decisório a partir de dois elementos principais: importância e performance. A importância de um determinado indicador é revelada pelo tamanho que assume frente aos outros na representação visual do sistema correspondente. Já o desempenho do indicador é mensurado numa escala de cores que varia do verde ao vermelho. O agrupamento dos indicadores dentro de cada um dos escopos fornece a resultante ou o índice relativo da dimensão.

Existe um grande consenso de que, em função da praticidade e efetividade, é preferível medir a sustentabilidade a partir de suas dimensões. A utilização de dimensões ou de grupo de indicadores agrupados pode facilitar o emprego das medidas que estão além de fatores puramente econômicos e incluir um balanço de sinais que derivam do bem-estar humano e ecológico. Os agrupamentos mais discutidos das dimensões de sustentabilidade são, segundo HARDI (2000):

- **Duas dimensões:** bem-estar humano e bem-estar ecológico;
- **Três dimensões:** bem-estar humano, ecológico e econômico;

- **Quatro dimensões:** riqueza material e desenvolvimento econômico, equidade e aspectos sociais, meio ambiente e natureza, democracia e direitos humanos.

Para os autores da ferramenta, as dimensões devem abranger as seguintes questões:

- **Meio ambiente**, por exemplo, qualidade de água, ar e solo, níveis de lixo tóxico;
- **Economia**, por exemplo, emprego, investimentos, produtividade, distribuição de receitas, competitividade, inflação e utilização eficiente de materiais e energia;
- **Sociedade**, por exemplo, crime, saúde, pobreza, educação, governança, gastos militares e cooperação internacional.

Para cada dimensão, um índice agregado deve incluir medidas do estado, do fluxo e dos processos relacionados. O objetivo é medir a utilização de estoques e fluxos para cada dimensão. Existem fortes candidatos de índices agregados que representam as dimensões econômica e ambiental. Os autores da ferramenta citam o Índice de pressão ambiental (*environmental pressure index*) e até o Método da pegada ecológica (*ecological footprint method*). Eles podem representar o fluxo dentro da dimensão ambiental do sistema. Os estoques ambientais podem ser representados pela capacidade ambiental, uma medida incluindo estoque de recursos naturais e tipos de ecossistema por área e qualidade.

Os fluxos dentro da dimensão econômica podem ser representados pelo PIB ou um novo índice de performance econômica que inclua outros aspectos importantes como desemprego e inflação. Os bens de capital podem incluir bens de propriedade e infra-estrutura e, segundo HARDI (2000), esses índices têm uma razoável chance de serem aceitos amplamente nos próximos anos.

Para Hardi, a identificação de um índice apropriado para a dimensão social é uma tarefa muito difícil; embora o HDI possa ser utilizado, existem muitas dimensões importantes para uma sociedade sustentável. As áreas mais negligenciadas da dimensão social, justamente pela maior dificuldade de

operacionalização, incluem felicidade e preenchimento humano. Estas questões devem ser incluídas num novo índice de desenvolvimento humano que procure medir as tendências da sociedade. O capital social também deve ser incluído no modelo.

Os autores do sistema, quando descrevem a ferramenta, sempre reforçam a metáfora do painel. O painel de um automóvel descreve o funcionamento dos seus diferentes componentes por instrumentos que o monitoram. O painel da sustentabilidade utiliza essa analogia para o desenvolvimento sustentável; trata-se de um painel de instrumentos projetado para informar aos tomadores de decisão e ao público em geral a situação do progresso em direção ao desenvolvimento sustentável.

A ferramenta disponível atualmente utiliza um painel com três mostradores que representam a sustentabilidade do sistema no que se refere às dimensões propostas e deve ser usado para a comparação entre as nações. A ferramenta também pode ser aplicada para índices urbanos e regionais.

Atualmente, segundo os autores, todos os indicadores, dentro de cada um dos escopos, possuem peso igual. Os três mostradores, ou dimensões, igualmente têm o mesmo peso e devem gerar um índice geral de sustentabilidade agregado, o *sustainable development index*. Eles argumentam que nem todas as questões representadas pelos indicadores são igualmente importantes, entretanto, nesse estágio do sistema, não existem alternativas a uma média simples e as distorções causadas por esse aspecto não devem produzir efeitos significativos no índice geral.

Nas versões futuras do sistema, pretende-se utilizar coeficientes de peso para diversas questões; eles devem ser obtidos através de levantamentos realizados junto a especialistas como economistas, sociólogos, cientistas ambientais e públicos em geral utilizando-se um sistema denominado budget allocation process (BAP)², de avaliação de desempenho

² Detalhes sobre esse método podem ser vistos na página <http://esl.jrc.it/envind/idm/idm-e-12.htm#Heading>

A performance do sistema é apresentada em uma escala de cores que varia do vermelho-escuro (crítico), passando pelo amarelo (médio), até o vermelho escuro (positivo).

Inicialmente, o sistema foi operacionalizado para a comparação de países a partir de 46 indicadores que compunham as três dimensões utilizadas. Esses indicadores formam a base de dados do Consultive Group on Sustainable Development Indicators, que cobre aproximadamente 100 nações. Para transformar os dados em informações, construiu-se um algoritmo de agregação e de apresentação gráfica. Este software foi desenvolvido pelo grupo consultivo e utiliza um sistema de pontos de 1, até 1000, melhor experiência existente para cada um dos indicadores de cada uma das dimensões. Todos os outros valores são calculados por interpolação linear até os extremos e, em alguns casos onde não existam dados suficientes, utilizam-se esquemas de correção para garantir um número suficiente de países dentro de cada categoria de cor.

Os dados referentes a cada um dos indicadores, dentro de uma das diferentes dimensões, são agregados e o índice geral de sustentabilidade das três dimensões é calculado pelo algoritmo. Informações da base de dados de cada um dos países podem ser comparadas por seus indicadores ou índices. O sistema é suficientemente flexível e as dimensões podem ser modificadas de acordo com as necessidades dos usuários, sem alterar contudo, a base do sistema.

4.3.3 - O barômetro da sustentabilidade (*barometer of sustainability*)

A ferramenta de avaliação conhecida como barômetro da sustentabilidade foi desenvolvida por diversos especialistas, ligados principalmente a dois Institutos: o World Union (IUCN) e o International Development Research Centre (IDRC). Este método foi desenvolvido como um modelo sistêmico dirigido prioritariamente aos seus usuários, com o objetivo de mensurar a sustentabilidade. O barômetro da sustentabilidade é destinado, segundo seus autores, às agências governamentais e não-governamentais, aos tomadores de decisão e pessoas

envolvidas com questões relativas ao desenvolvimento sustentável, em qualquer nível do sistema local ao global (PRESCOTT- ALLEN, 1997).

Prescott-Allen é um dos principais pesquisadores envolvidos no desenvolvimento da ferramenta. Segundo ele, uma característica importante do barômetro da sustentabilidade é a capacidade de combinar indicadores, permitindo aos usuários chegarem a conclusões a partir de muitos dados considerados, por vezes, contraditórios (PRESCOTT- ALLEN, 1999).

O autor considera que a avaliação do estado das pessoas e do meio ambiente em busca do desenvolvimento sustentável requer indicadores de uma grande variedade de questões ou dimensões. Existe a necessidade de integrar dados relativos a vários aspectos de um sistema, como por exemplo, qualidade de água, emprego, economia, educação, crime, violência etc. Embora cada indicador possa representar o que ocorre dentro de uma área específica, a falta de ordenação e combinação coerente dos sinais emitidos conduz a dados relativos e altamente confusos (PRESCOTT-ALLEN, 1999, 2001).

Para obter uma visão mais clara do conjunto e uma direção em que se move uma sociedade na interação meio ambiente e sociedade, os indicadores devem ser combinados de uma maneira coerente. As medidas dos indicadores quando vistas separadamente, representam uma série de elementos diferentes e, para esse autor, é necessária uma unidade comum para que não ocorra distorção.

Prescott-Allen oferece como solução para o problema a utilização de escalas de performance para combinar diferentes indicadores. Ele afirma que uma escala de performance fornece uma medida de quão boa é uma variável em relação a variáveis do mesmo tipo. Bom ou ótimos são definidos como um extremo de escala e ruim ou péssimo como o outro; assim as posições dos indicadores podem ser esboçadas dentro de uma escala.

O conceito de escala de performance é uma das características principais da ferramenta. Considerando a impossibilidade de mensurar um sistema como um todo, no que se refere à sociedade e à ecosfera, e a inexistência de uma ferramenta para tal, PRESCOTT-ALLEN (1999) afirma que o barômetro da sustentabilidade procura medir os aspectos mais representativos do sistema

através de indicadores. Na ferramenta de avaliação desenvolvida pelo autor, a escolha dos indicadores é feita por um método hierarquizado, que se inicia com a definição do sistema e da meta e deve chegar aos indicadores mensuráveis e seus critérios de performance. A hierarquia do sistema assegura que um grupo de indicadores confiáveis retrate de forma adequada o estado do meio ambiente e da sociedade. Trata-se, para Prescott-Allen, de um caminho lógico para transformar os conceitos gerais de desenvolvimento sustentável, bem-estar e progresso em um grupo de condições humanas e ecológicas concretas.

O barômetro da sustentabilidade é uma ferramenta para a combinação de indicadores e mostra seus resultados por meio de índices. Os índices são apresentados como uma representação gráfica, facilitando a compreensão e dando um quadro geral do estado do meio ambiente e da sociedade. Assim, pode-se apresentar a dimensão principal de cada índice para realçar aspectos da performance que mereçam mais atenção, sendo adequada também para comparações entre diferentes avaliações.

Cada indicador emite um sinal e quanto mais indicadores forem utilizados, mais sinais poderão ser observados. Um indicador isolado não fornece um retrato da situação como um todo e apenas pela combinação dos indicadores é possível se obter uma visão geral do estado da sociedade e do meio ambiente. Os indicadores podem ser combinados de duas maneiras: pela conversão para uma mesma escala ou utilizando escalas de performance. Como descrito anteriormente, as desvantagens da utilização de uma escala única são a distorção, perda de informações e a dificuldade de converter certos aspectos da sustentabilidade em medidas exclusivamente quantitativas. A vantagem de uma escala de performance é que ela trabalha com a distância entre os valores, ou seja, trabalha com intervalos entre padrões predefinidos (PRESCOTT-ALLEN, 2001, 1999).

O barômetro da sustentabilidade avalia o progresso em direção à sustentabilidade pela integração de indicadores biofísicos e de saúde social. O desenvolvimento do sistema requer pessoas que determinem explicitamente suas suposições sobre o bem estar do ecossistema e o bem-estar humano; construindo

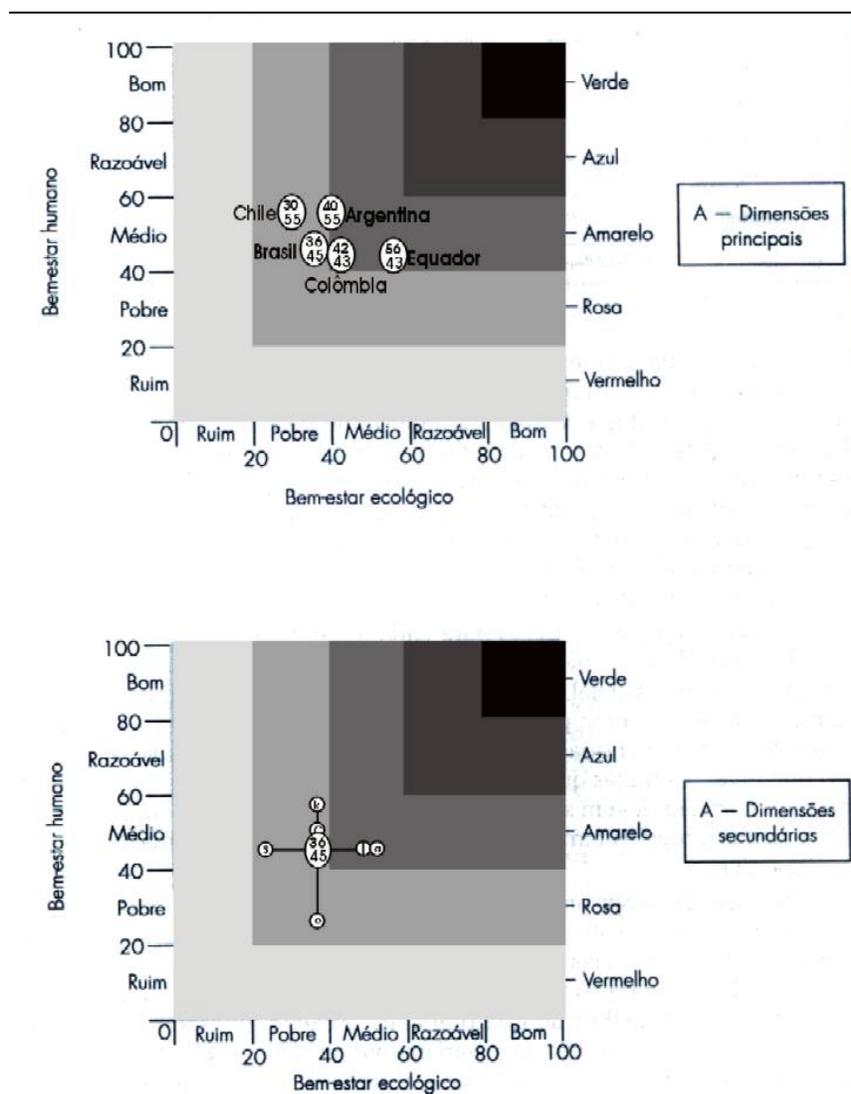
uma classificação, ou ranking, dentro dos seus níveis desejados. A ferramenta de avaliação é uma combinação do bem-estar humano e dos ecossistemas, mensurados individualmente por seus respectivos índices. Os indicadores, para formar esses índices, são escolhidos apenas se definidos em termos numéricos. Processos posteriores permitem aos atores envolvidos no processo determinar o nível de sustentabilidade que se deseja alcançar (BOSSSEL, 1999).

Para calcular ou medir o progresso em direção à sustentabilidade, os valores para os índices de bem-estar social e da ecossfera são calculados, bem como os subíndices caso existam. O índice de bem estar do ecossistema identifica tendências da função ecológica no tempo. É uma função da água, terra, ar, biodiversidade e utilização dos recursos. O índice de bem estar humano representa o nível geral de bem-estar da sociedade e é uma função do bem-estar individual, saúde, educação, desemprego, pobreza, rendimentos, crime, bem como negócios e atividades humanas. Bossel afirma que o objetivo da ferramenta é avaliar conjuntamente o que são, segundo ele, os principais componentes da sustentabilidade. Trata-se de um gráfico bidimensional onde os estados do bem-estar humano e do ecossistema são colocados em escalas relativas, que vão de 0 a 100, indicando uma situação de ruim até boa em relação à sustentabilidade. A localização do ponto definido pelos dois eixos, dentro do gráfico bidimensional, fornece uma medida de sustentabilidade ou insustentabilidade do sistema. A Figura 4.2 traz a representação gráfica da ferramenta (Prescott-Allen, 2001).

Os índices calculados para cada uma das dimensões do sistema são plotados no gráfico a partir de seus respectivos eixos. O ponto de intersecção entre eles, representado dentro do gráfico, fornece um retrato da sustentabilidade do sistema. As tendências podem representar o progresso de uma determinada cidade, estado ou nação.

A escala utilizada no barômetro da sustentabilidade para cada um dos eixos varia de 0 a 100, consistindo em 100 pontos e uma base 0. Ela está dividida em cinco setores de 20 pontos cada, mais sua base equivalente a 0. Cada setor corresponde a uma cor que varia do vermelho até o verde; a divisão da escala pode ser observada no Quadro 4.1.

Figura 4.2: O barômetro da sustentabilidade



Quadro 4.1: Escalas do barômetro da sustentabilidade

Setor	Pontos da escala
Bom (verde)	81-100
Razoável (azul)	61-80
Médio (amarelo)	41-60
Pobre (rosa)	21-40
Ruim (vermelho)	1-20

Fonte: Adaptado de Prescott- Allen (1999)

Os meios para a escolha de indicadores são descritos por um sistema denominado *participatory and reflective analytical mapping*, desenvolvido pelo IUCN. Para Prescott-Allen, alguns elementos são importantes na escolha dos indicadores. Um deles se refere ao fato de que uma escala de performance pode-se utilizar apenas de indicadores que podem ter um valor de performance. Os indicadores devem ser escolhidos na medida em que possam assumir valores aceitáveis ou inaceitáveis dentro dessa escala. Indicadores que possam assumir valores neutros ou que são insignificantes ou de significância desconhecida devem ser excluídos do sistema. Por outro lado, indicadores puramente descritivos devem ser ignorados, já que são partes do contexto e não podem ser modificados.

A avaliação segue um ciclo de seis estágios. Procura-se inicialmente partir da visão geral da sustentabilidade para alcançar os seus principais indicadores (PRESCOTT-ALLEN, 2001). Os estágios definidos pelo autor são:

1. Definir o sistema e as metas. O sistema consiste nas pessoas e no ambiente da área a ser avaliada. As metas abrangem uma visão sobre o desenvolvimento sustentável e fornecem a base para a decisão sobre o que realmente a avaliação deve medir.
2. Identificar as questões e objetivos. Questões são assuntos-chave ou preocupações principais, características da sociedade humana e do ecossistema devem ser consideradas para se ter uma real visão de sua situação. Objetivos fazem as metas mais específicas.
3. Escolha de indicadores e critérios de performance. Indicadores são aspectos mensuráveis e representativos de uma questão e os critérios de performance são padrões alcançáveis e desejáveis para cada um dos indicadores.
4. Medição e organização dos indicadores. Os resultados dos indicadores devem ser guardados em suas medidas originais; a eles devem ser atribuídos os escores relativos ao critério de escala da performance e depois organizados.

5. Combinação dos indicadores. Os resultados dos indicadores devem ser combinados dentro da hierarquia do sistema e de cada um dos eixos separadamente.
6. Alocação, organização e revisão dos resultados. Fornece uma leitura visual dos resultados para que esta revele um quadro geral da situação através de um índice de performance. A revisão pode ligar a avaliação à ação pela análise dos resultados, sugerindo quais ações são necessárias e onde devem ser aplicadas. A revisão também fornece um diagnóstico para a elaboração de programas e projetos.

Segundo PRESCOTT-ALLEN (1999), é fundamental seguir os dois primeiros estágios do ciclo detalhadamente antes da escolha dos indicadores. O autor argumenta que métodos menos estruturados partem para a escolha direta dos indicadores, o que normalmente produz um número excessivo deles. Um aspecto mais prejudicial é a escolha dos indicadores dentro de um vácuo conceitual. Quando isso ocorre fica muito difícil justificar a importância e a relevância desses indicadores em relação ao conceito de desenvolvimento sustentável. Deve-se, portanto, segundo o autor, reforçar a legitimidade do sistema.

A conversão de indicadores para a utilização dentro da ferramenta novamente remete ao processo de se definir claramente o que significa o bem-estar do ecossistema e o bem-estar humano. Esse processo obriga as pessoas a colocar explicitamente suas suposições sobre o significado do indicador relativo ao ecossistema e à sociedade, como também os níveis que consideram ideais ou aceitáveis até os indesejados ou inaceitáveis.

V - O CONCEITO DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL AGRÍCOLA

Esse capítulo foi dividido em três partes. Na primeira parte, procurou-se mostrar, de maneira sucinta, as circunstâncias históricas em que ocorreu o abandono das práticas agrícolas tradicionais. Nesse sentido, constatou-se que a Revolução Industrial eliminou as restrições técnicas maiores à prática da monocultura e que a expansão da agricultura americana contribuiu decisivamente para a eliminação do obstáculo representado pela tradição camponesa européia.

Na segunda parte, foram apresentadas as definições de agricultura sustentável mais comumente utilizadas na literatura, destacando-se as variáveis comuns implícitas em todas essas definições. Essas variáveis referem-se aos conceitos de recursos, tempo, tecnologia, produção e produtividade, rentabilidade e capacidade de suporte.

Finalmente, a terceira parte apresenta os aspectos técnico-agronômicos de manejo do solo para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável. Nesse sentido, a qualidade do solo é considerada na tese como base da sustentabilidade agrícola em longo prazo.

5.1 - Contexto histórico da evolução da agricultura na análise da sustentabilidade ambiental agrícola

No final dos anos 70, J. POLY (1978), diretor do Instituto Nacional de Pesquisa Agronômica na França, fez uma análise das causas das dificuldades pelas quais atravessava a agricultura francesa. Na maior parte dos casos, todas as dificuldades estavam em grande medida relacionadas ao próprio padrão tecnológico adotado tais como: a prática da monocultura, a ausência de retorno sistemático de matéria orgânica, o abandono das culturas forrageiras e das pastagens de recuperação, além de uma falsa concepção do que é moderno associado ao marketing das empresas de insumos e equipamentos agrícolas.

Isso porque esse padrão tecnológico implica na simplificação do meio natural, feita pela seleção de espécies animais e vegetais consideradas de interesse. A consequência maior dessa simplificação é a perda da capacidade de auto-regulação natural, que depende da complexidade. O equilíbrio e estabilidade de um novo sistema simplificado pelo homem passam, portanto, a depender de uma permanente interferência desse último. O bom senso, que antes da revolução industrial era sinônimo da capacidade de sobrevivência, indica que, embora a simplificação seja inevitável, se o objetivo é aumentar a disponibilidade de alimentos, o novo sistema deve e pode preservar o que for possível de complexidade de modo a se beneficiar dos mecanismos básicos de estabilização sistêmica.

A reciclagem de nutrientes através dos animais e a rotação de culturas são exemplos apresentados pelas sociedades camponesas na Europa. Nessa fase histórica, a prudência ecológica era uma condição necessária para a sobrevivência (eficiência econômica) e, por conseguinte, desejável socialmente. Somente a partir da Revolução Industrial, quando o setor agrícola passa a contar com fontes exógenas de energia e matérias primas, é que a prudência ecológica deixa de ser um pré-requisito à viabilidade econômica e à legitimidade social a que esta confere (ROMEIRO, 1998).

A partir de então, a aplicação das regras ecológicas básicas de gestão da natureza através das práticas agrícolas passou a ser vista, pela propaganda, quase como uma concessão a tradições pré-científicas, incapazes de produzir a abundância que todos desejavam. No debate que se seguiu sobre o caráter ambientalmente agressivo das novas práticas agrícolas, seus defensores em geral admitiam os danos ecológicos, mas os consideravam como um mal necessário, podendo ser moderado com algumas práticas conservacionistas, mas sem mudança radical do padrão tecnológico; outros foram mais além para defender a idéia de que a conservação do ecossistema agrícola era desnecessária, pois a humanidade aprenderia a sintetizar seus alimentos a partir de fontes não agrícolas. Permeando esse debate estava, e continua a existir, a idéia da incompatibilidade entre a preservação ambiental e eficiência econômica.

No entanto, desde que se consolidaram as instituições de pesquisa agropecuária no final do século passado, grupos de pesquisadores vêm mostrando de modo sistemático os princípios científicos de práticas agrícolas conservacionistas e ao mesmo tempo tão produtivas quanto àquelas consideradas modernas. O plantio direto é uma dessas práticas, especialmente adequadas às condições ambientais específicas de regiões tropicais.

A técnica do plantio direto é um exemplo ilustrativo de especificação de componentes ecológicos e econômicos do conceito de desenvolvimento sustentável aplicado à agricultura: proporciona de modo economicamente eficiente, uma redução de erosão a um mínimo abaixo do qual é praticamente impossível operar um ecossistema desenhado para a produção de alimentos e matérias primas agrícolas. Nesse exemplo, estão implícitos os critérios de compatibilização entre viabilidade econômica e prudência ecológica. No caso dessa última, especifica tecnicamente como reduzir esse impacto negativo da atividade antrópica sobre o ecossistema de modo viável economicamente.

Por obstáculos estruturais se entende aqueles decorrentes das características básicas da estrutura econômica em que está inserida a atividade agropecuária. Pode-se afirmar, por exemplo, que a técnica do plantio direto aplicada à monocultura, além de não evitar todos os problemas fito-sanitários que decorrem da simplificação excessiva do ecossistema, exige o uso sistemático dos herbicidas, cujos efeitos de longo prazo no solo e no meio ambiente em geral só começam a ser mais bem avaliados agora.

Nesse sentido, essa técnica deveria ser parte de um conjunto de técnicas articuladas para manter o equilíbrio ecológico dos sistemas agrícolas, envolvendo rotações de culturas e integração agricultura-pecuária PRIMAVESI (1980). Nesse caso, os obstáculos estruturais se interporiam a sua difusão. Segundo ROMEIRO (1998) os obstáculos estariam basicamente no confronto entre duas lógicas econômicas: simplificação X complexificação. Conforme discutido pelo autor, nas sociedades camponesas tradicionais, a lógica da complexificação derivava de um imperativo de sobrevivência diante da ausência de fontes exógenas de energia. Apesar do crescente destaque que os problemas ambientais causados pelas

atuais práticas agrícolas consideradas modernas vêm tendo nos meios de comunicação, ainda permanece a idéia de que se tratam de problemas inevitáveis, podendo apenas ser minorado; um preço a ser pago pela abundância.

Apesar de tudo, algumas das conseqüências econômicas mais imediatas da degradação do ecossistema agrícola vêm induzindo certas mudanças. A própria difusão da técnica do plantio direto decorre em grande medida dessa conseqüência. O custo econômico da erosão se tornou mais visível após décadas de degradação do solo e, recentemente, após à remoção dos subsídios aos créditos de custeio, que elevou o custo real dos fertilizantes químicos.

Outra discussão que se faz necessária está relacionada às atuais práticas agrícolas consideradas como modernas que não foram simplesmente, como é freqüentemente afirmado, a única resposta técnica possível ou a mais eficiente para aumentar a produtividade de trabalho e os rendimentos da terra, de modo a fazer face às necessidades impostas pelo crescimento demográfico e pelo processo de urbanização ROMEIRO (1998). Seu cerne tecnológico resulta em grande medida do esforço técnico-científico para tornar viável a monocultura e contornar os efeitos de seu impacto ecológico sobre os rendimentos.

ROMEIRO (1998) examina criticamente os argumentos favoráveis à especialização total (monocultura), com o propósito de mostrar que, tecnicamente, é possível alcançar também os mesmos níveis de produtividade global com sistemas agrícolas mais complexos.

Em primeiro lugar, com a chegada dos fertilizantes, os agricultores esperavam abandonar as práticas de conservação do solo. Não faltaram especialistas para defender o uso de fertilizantes químicos no lugar das práticas tradicionais de conservação do solo. GEHRKE (1935) assinalou em seu trabalho sobre a colonização alemã no Estado da Carolina do Norte, um fator cultural que deve ter desempenhado também um papel importante no abandono dessas práticas. Trata-se de “sujeira” (decorrente do uso de esterco) em contraste com a “limpeza” de uma agricultura que não usava nenhum tipo de fertilizante orgânico e que apenas começava a empregar os “limpos” fertilizantes químicos.

O aproveitamento das condições específicas naturais de cada região pode e deve ser feito através da especialização, mas não da especialização absoluta restrita a um único produto. A especialização deve ser relativa, isto é, num conjunto relativamente pequeno de produtos cujo cultivo deve ser associado a sistemas produtivos mais complexos e ecologicamente equilibrados.

Nos anos 40, o eminente agrônomo francês DEMOLON (1946), preocupado com as tendências manifestas de especialização total de cada região, abordou corretamente essa questão da especialização, tendo como justificativa o melhor aproveitamento da vocação natural de cada região:

Isso nos leva a examinar a questão da especialização na organização da produção. Seria necessário não considerá-la como uma tendência para a monocultura, cujos graves inconvenientes são bem conhecidos, nem para uma industrialização generalizada. De fato, esta não exclui de modo algum a policultura, nem a economia silvo-pastoril. A verdadeira questão é aquela de uma especialização parcial das diversas regiões naturais, segundo suas afinidades; ela conduz à definição das culturas de base às quais serão associadas outras culturas complementares, mas de um caráter menos permanente, escolhidas em função de suas vantagens.

Em outras palavras, para Demolon, é necessário e perfeitamente possível conciliar a relativa diversidade requerida pela ecologia com a relativa especialização requerida pela economia (mercado). Quanto ao segundo tipo de argumento, sem dúvida existem aspectos verdadeiros que explicam em parte, mas não justificam a especialização total. No que concerne à comercialização, a especialização é vantajosa para certas classes de produtores e certamente para os compradores da produção agrícola. Para as elites agrícolas, que respondem pela maior parte da produção de certos produtos, a especialização lhes confere um maior poder de barganha, em geral com o Governo, na negociação dos preços. Para o pequeno produtor a especialização implica, via de regra, sua submissão aos interesses dos compradores industriais e comerciais. Portanto, do ponto de vista comercial, a especialização é vantajosa para as elites agrícolas e

para os complexos agroindustriais e comerciais atuantes na agricultura (ROMEIRO, 1998).

No que diz respeito à racionalização do processo produtivo, do ponto de vista tecnológico é freqüente o argumento de que a especialização facilita e torna menos custoso o processo de mecanização. Para BARKER (1960), quanto mais simplificado o sistema produtivo, menor será a quantidade e variedade de equipamentos necessários utilizados de modo mais eficiente. Os obstáculos opostos pelos sistemas de cultura mais complexos à mecanização seriam basicamente dois: problemas de escala na operação dos equipamentos em parcelas menores e investimentos mais elevados na compra de uma gama maior de equipamentos. Em resumo, a monocultura sem dúvida facilita a mecanização. No entanto, isso está longe de ser a principal causa da tendência a especialização total; do ponto de vista técnico-econômico, não existem problemas em mecanizar completamente um sistema complexo e diversificado. Particularmente, a difusão em massa do padrão tecnológico do modelo ibero-americano de modernização agrícola também explica essa tendência à especialização.

Há de se destacar que os impactos ambientais do padrão tecnológico do modelo euro-americano de modernização agrícola são muitos mais graves em regiões tropicais do que nas regiões de clima temperado frio. Em primeiro lugar, porque nos trópicos a ausência de uma estação fria faz com que o equilíbrio de cada ecossistema dependa inteiramente da diversidade biológica, expressa na cadeia de presas e predadores. Desse modo, a monocultura nessas regiões necessita de um controle químico mais rigoroso para ser viável. No Brasil, o uso intensivo de agrotóxicos, muitos já proibidos em seus países de origem, representa um problema sério de saúde pública nas regiões de agricultura “moderna”, devido ao grande número de intoxicações de agricultores e trabalhadores agrícolas, com uma percentagem elevada de casos fatais.

Do ponto de vista da eficiência desses produtos no controle das pragas, constatam-se, além da reação clássica da natureza de gerar variedades resistentes, o desaparecimento de espécies úteis ou a transformação de outras até então em inofensivas em pragas.

Outro problema gravíssimo é a erosão dos solos agrícolas, fruto da transposição para os trópicos das técnicas de preparo de solos desenvolvidas em clima frio. Como também havia observado PRIMAVESI (1980), nos países de clima frio, a exposição do solo desnudo ao sol e à chuva cumpre um papel importante no reaquecimento do solo após o degelo no início da primavera, processo necessário para acelerar a reativação de sua microvida. Nas regiões tropicais permanentemente quentes, isso não é necessário. Pelo contrário, nessas regiões, as chuvas torrenciais e o sol forte têm um efeito devastador sobre o solo e sua microvida. Por isso, o solo deve ser mantido sempre protegido por uma boa cobertura vegetal e, após a colheita, por restos de cultura incorporados superficialmente. Entretanto, além de ser exposto à ação das chuvas e do sol com pouca ou nenhuma proteção, o solo das regiões de agricultura “moderna” sofre ainda a ação desagregadora de uma mecanização agressiva.

Nesse contexto, o Brasil, ao contrário da Indonésia, Filipinas e outros países da Revolução Verde asiática, apresenta desde longa data, capacidade científica e tecnológica para modernizar a agricultura de acordo com as suas especificidades naturais e de recursos humanos. Se assim não ocorreu, isso se deveu ao fato de que suas elites, ao contrário da japonesa, jamais tiveram quaisquer compromissos com a grande massa da população para a realização de um projeto nacional de desenvolvimento não excludente. Esse é um fato que fica evidente quando se examina a história agrária do país.

As características de mais de quatro séculos de desenvolvimento agropecuário no Brasil podem ser assim resumidas: de um lado, grande sucesso comercial das culturas de exportação e, de outro, escassez relativa de gêneros alimentícios, exploração predatória da natureza, escravização da mão de obra seguida de precárias condições de acesso a terra e de emprego. Soma-se a isso ainda, a escassez relativa de alimentos e excedente estrutural de mão de obra num país com a maior área agrícola do planeta, da qual, ainda hoje, apenas cerca de 16% é cultivada.

Historicamente, a monocultura de exportação concentrou as atenções e cuidados, conseqüentemente, relegou-se a um segundo plano, a produção de

alimentos para o mercado interno. Uma parte dessa última existia dentro dos limites da grande propriedade para a subsistência de sua força de trabalho; outra parte provinha de pequenas explorações situadas nas zonas limítrofes entre os grandes latifúndios, nas quais vivia um contingente populacional importante, que era forçado a complementar sua renda com o trabalho nesses últimos diante da exigüidade da área de que dispunha. Por fim, havia a produção de alimentos nas zonas de fronteira agrícola em permanente expansão. Além disso, é preciso ter em conta os grandes latifúndios de criação extensiva de gado, cuja produção para o mercado era uma atividade freqüentemente menos importante do que seu papel como reserva de valor e fonte de prestígio. Foram principalmente esses latifúndios que bloquearam o acesso livre à fronteira agrícola para a massa camponesa.

Em resumo, a produção de alimentos ocupa áreas residuais não ocupadas pela agricultura de exportação (seja no interior da grande propriedade ou na sua periferia) ou áreas ainda não ambicionadas por interesses mais poderosos (fronteira agrícola). A conseqüência disso é o caráter precário da posse e uso da terra para a produção de alimentos, o que gera instabilidade na produção e problemas crônicos de abastecimento, que se observam desde o século XVII.

O tópico 5.2 apresenta algumas definições de agricultura sustentável mais comumente encontradas na literatura. A partir dessas definições, foi possível elencar algumas variáveis comuns que estão implícitas em todas elas tais como a noção de: recursos, tempo, tecnologia, produção e produtividade, rentabilidade e capacidade suporte. Cada uma dessas variáveis serão brevemente abordadas.

5.2 - O que é Sustentabilidade na Agricultura?

Entre os distintos conceitos de agricultura sustentável, duas abordagens se destacam: uma que discute a sustentabilidade da agricultura no contexto da satisfação das necessidades e segurança alimentar e, outra que, partindo de uma abordagem sistêmica, discute as características necessárias para que um ecossistema ou agroecossistema seja sustentável (MULLER, 1995). Para esse

trabalho, será considerada a segunda abordagem. No entanto, são muitos os conceitos disponíveis sobre este tema na literatura atual (SCHALLER,1993; CONWAY, 1994; IPE, 1994; PRETTY, 1995).

A Conferência da FAO sobre Agricultura e Meio Ambiente, realizada em abril de 1991 na Holanda, definiu agricultura sustentável como:

o manejo e a conservação da base de recursos naturais, e a orientação da mudança tecnológica e institucional, de maneira a assegurar a obtenção e a satisfação contínua das necessidades humanas para as gerações presentes e futuras. Tal desenvolvimento sustentável (nos setores agrícola, florestal e pesqueiro) resulta na conservação do solo, da água e dos recursos genéticos animais e vegetais, além de não degradar o ambiente, ser tecnicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável (FAO, 1991 citado em CAMINO *et al.*, 1993).

Já Hill (1990, citado em CUNHA, 1994) define agricultura sustentável como um sistema de produção; para ele:

Sistemas de produção agrícola sustentável baseiam-se em rotação de culturas, resíduos de lavouras, esterco animal, dejetos orgânicos, adubação verde e utilização de métodos de cultivo que maximizam a atividade biológica e mantêm a fertilidade e a produtividade do solo. Controles naturais, biológicos e culturais são utilizados para o manejo de pestes, ervas daninhas e doença.

DORAN *et al.*,(1996) relembam ainda o princípio da agricultura sustentável: “alimente o solo e não a colheita” que parte da idéia de que a nutrição da planta é mais eficiente quando tenta reproduzir os ecossistemas naturais e se baseia na mineralização de matéria orgânica pelos microorganismos do solo. Desse modo, estimulam a redução do uso de fertilizantes inorgânicos e pesticidas e encorajam o uso de fontes orgânicas mineralizadas que proporcionam a melhoria do solo diretamente.

Porém, podemos dizer que a maioria das definições de agricultura sustentável transmite uma visão que garanta a manutenção em longo prazo dos recursos naturais e da produtividade agrícola; o mínimo de impactos adversos ao ambiente; um retorno adequado aos produtores; a otimização da produção com um mínimo de insumos externos; a satisfação das necessidades humanas, atuais

e futuras, de alimentos e renda e o atendimento das necessidades sociais das famílias e das comunidades rurais (VEIGA, 1994; EHLERS, 1996).

Das definições de Agricultura Sustentável listadas acima e no Anexo1, foi possível destacar algumas variáveis comuns:

- **Recursos:** conservar e melhorar a base de recursos (físicos, bióticos e abióticos) é preocupação constante nessas definições. A questão principal diz respeito aos recursos não renováveis que são limitados, que geram a preocupação com a manutenção e com a renovação ou melhoria do capital natural. O que se procura obter, de modo geral, é um uso mais eficiente dos recursos naturais e, particularmente, com relação à agricultura, maior eficiência produtiva. Além disso, freqüentemente é mencionada a necessidade de acesso eqüitativo a esses recursos.
- **Tempo:** a comparação da situação atual com o passado e sua projeção para o futuro são indicadores importantes das condições de sustentabilidade. Por outro lado, o tempo, traduzido economicamente como uma taxa de juros, demonstra a preferência da sociedade em relação à intensidade do uso dos recursos naturais no presente ou no futuro.
- **Tecnologia:** as principais questões freqüentemente levantadas dizem respeito à qualidade do desenvolvimento tecnológico e ao acesso eqüitativo a essa tecnologia. Para se alcançar a sustentabilidade na agricultura, é importante o uso de tecnologias que não deteriorem o meio ambiente e que estejam disponíveis para o uso da população.
- **Produção e Produtividade:** a produção de bens e serviços, mercantis ou não, vai depender do tipo da tecnologia e dos recursos empregados. No que se refere à agricultura, o processo de produção (i.é., compatibilização da intensidade de exploração dos diferentes recursos com a disponibilidade relativa de cada um) é um fator determinante para o objetivo de crescimento agrícola e custos não-crescentes. A produtividade agrícola, por sua vez, é reflexo do grau de mecanização, do uso de inovações tecnológicas (por exemplo, novas variedades), do crédito e dos insumos empregados. A evolução da produtividade é uma informação importante

para o controle da sustentabilidade do sistema. Pode-se optar por uma produtividade constante, crescente ou decrescente e, para tal, aplicar uma tecnologia que irá prejudicar ou não a sustentabilidade da produção (CAMINO *et al.*, 1993).

- **Rentabilidade:** trata-se de avaliar a produtividade do capital investido comparando os custos e os rendimentos. Tradicionalmente, a análise econômica considera apenas o material manufaturado; portanto não leva em conta o capital natural, que sofre as conseqüências do processo de produção adotado. Na agricultura, o uso intensivo de fertilizantes químicos e pesticidas participa da destruição do solo, porém o prejuízo do capital natural não costuma ser computado no cálculo dos rendimentos agrícolas. Mas, na análise da sustentabilidade da agricultura torna-se necessário incorporar critérios que incluam o meio ambiente na avaliação da rentabilidade.
- **Capacidade de Suporte:** para uma produção ser considerada sustentável, dado um nível existente de recursos e uma tecnologia conhecida, deve-se limitar sua escala (ou o nível médio de consumo *per capita*) a um patamar que esteja dentro da capacidade de suporte do meio ambiente (DALY, 1991). Em agricultura, isso significa dizer que a intensidade do uso do solo não deve ultrapassar a capacidade de sustentação do meio ambiente, mesmo que haja pressão da demanda.

O tópico 5.3 apresenta os aspectos técnico-agronômicos de manejo de solo para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável. Nessa abordagem, a qualidade do solo é a base para a sustentabilidade agrícola em longo prazo.

5.3 - Aspectos técnico-agronômicos na análise da sustentabilidade ambiental agrícola

No início da década de 90, a comunidade científica, consciente da importância do solo para a qualidade ambiental, iniciou a discussão da qualidade do solo (QS) para abordar a preocupação com a degradação dos recursos naturais, a sustentabilidade agrícola e a função solo nesse contexto.

LAL e PIERCE (1991) foram pioneiros, nesta fase, em alertar sobre a relação do manejo do solo e a sustentabilidade na agricultura. Os números alarmantes de áreas degradadas físico-quimicamente contaminadas por agroquímicos e as perspectivas catastróficas fizeram LAL e PEARCE (1991) instigar a comunidade científica a buscar sistemas de manejo inovadores, capazes de balancear o requerimento do solo e das culturas. Segundo os autores, *a ênfase não está em maximizar a produção, mas sim em otimizar o uso do recurso e sustentar produtividade por um longo período.*

Em 1992, o Jornal Americano de Agricultura Alternativa dedicou dois números à QS. Os trabalhos relacionaram sustentabilidade agrícola e QS, divulgando os primeiros conceitos sobre a natureza e a importância do tema (AMERICAN JOURNAL OF ALTERNATIVE AGRICULTURE, 1992).

Uma melhor definição de QS surgiu mais tarde, proposta por DORAN e PARKIN (1994) e reformulada por DORAN (1997);

QS é a capacidade de um solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado, para sustentar a produtividade de plantas e animais, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e promover a saúde das plantas, dos animais e dos homens.

Em outras palavras, é a capacidade do solo exercer suas funções na natureza (DORAN, 1997). Estas se caracterizam pela habilidade do solo funcionar como um meio para o crescimento das plantas, regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera e servir como um tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (LARSON; PIERCE, 1994; KARLEN *et al.*, 1997).

Sustentabilidade ambiental agrícola é definida como a capacidade de um sistema agrícola produzir alimentos e fibras sem comprometer as condições que tornam possível este processo de produção (GLIESSMAN, 2000). A sustentabilidade está acentada em cinco pilares: produtividade, segurança, proteção, viabilidade e aceitabilidade (SMYTH; DUMANSKI, 1995).

A relação entre QS e sustentabilidade agrícola considera que a produção de alimentos e fibras sobre um solo capaz de cumprir suas funções permite uma elevada produtividade, num processo de produção seguro ambientalmente, com proteção dos recursos naturais, sendo viável economicamente e, portanto, aceito pela sociedade. QS é a base para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável (WANG; GONG, 1998; DORAN; ZEISS, 2000) e serve como indicador para o manejo sustentável das terras (HERRICK, 2000).

A sustentabilidade agrícola depende, portanto, da manutenção da QS ao longo do tempo; está intrinsecamente relacionada ao tipo de manejo que o solo recebe.

Nesse sentido, apesar do manejo do solo ter por princípio preparar adequadamente o leito para a semente e manter a cultura livre de plantas que possam concorrer por luz, água e nutrientes, isso não é suficiente. Nos solos tropicais exigem-se medidas para a manutenção da sua bioestrutura e com isso de sua produtividade.

Nessa abordagem, deve-se diferenciar entre a fertilidade do solo que é dada pela quantidade de nutrientes disponíveis aos vegetais e a ausência de substâncias tóxicas e a produtividade do solo que é a possibilidade das plantas aproveitarem esses nutrientes, podendo absorvê-los e metabolizá-los para produzir substâncias vegetais e com isso, colheitas.

Segundo PRIMAVESI (1980), para que a produtividade do solo seja mantida, é necessário que a sua bioestrutura grumosa seja conservada na superfície do solo, evitando que seja enterrada. Porém a manutenção da estrutura grumosa não depende somente de sua conservação na superfície do solo, mas igualmente de um fornecimento periódico de matéria orgânica, para a sua

renovação. Por isso, faz-se indispensável o planejamento do retorno de matéria orgânica proveniente da cultura anterior.

A fertilidade do solo depende de minerais nutritivos e seus equilíbrios (relação ou proporção), porém a capacidade de produzir colheitas satisfatórias depende da bioestrutura do solo. Solos com bioestrutura intacta sempre reagem bem aos adubos. Solos adensados e compactados não reagem praticamente; mesmo se as plantas pudessem absorver o suficiente de nutrientes, metamobilizariam muito pouco por lhes faltar oxigênio na zona radicular (PRIMAVESI, 1980).

A aração do solo, para mobilizá-lo, é a técnica mais comum em todos os países. Alcança um efeito até milagroso nos países temperados a frios onde a terra fria do inverno e molhada de degelo tem de ser aquecida e enxugada. Mas, nos países tropicais, essas técnicas não deram idênticos resultados. O implemento agrícola é o mais apropriado para promover o adensamento e a compactação do solo, a erosão, as enchentes e conseqüentemente as secas.

Para fugir do excesso de mecanização e manter a camada grumosa na superfície, introduziu-se o plantio direto. Verifica-se que a distribuição das chuvas influi menos sobre a cultura quando usado o plantio direto. Porém, o plantio direto dificilmente funciona satisfatoriamente quando o solo não for protegido por uma cobertura morta ou vegetal; porque esta facilita a infiltração, mantém o solo úmido e fresco.

O problema maior do plantio direto é a limpeza do terreno. Existem 3 modalidades. A cobertura morta pode ser produzida pela (1) palha picada da cultura anterior; (2) remoção da vegetação nativa com rolo-faca ou enxada rotativa, usando-a como cobertura morta; (3) remoção de restos de cultura pelo fogo e o uso de herbicidas para manter o solo limpo; e (4) plantio de uma cultura protetora, implantando a cultura principal quando se tratar de terra de cultura.

A primeira opção é muito utilizada no Rio Grande do Sul onde a soja está sendo implantada na palha picada ao trigo. Esse sistema, sem dúvida, é o mais vantajoso. O solo coberto pela palha pode ser plantado independentemente das

chuvas, por permanecer úmido. Não oferece a possibilidade de invasoras nascerem e quando a palha for decomposta, a cultura “fecha” o chão.

A terceira opção é a mais desfavorável e a mais cara. Geralmente, o uso de herbicida encarece sobremaneira o cultivo, de modo que as colheitas não compensam o método. Em solo mantido limpo, o plantio direto, raramente, traz vantagens, a não ser em anos com boa distribuição de chuvas.

A quarta opção normalmente exige a passagem de uma grade e a implantação de uma cultura protetora, como por exemplo: guandu, feijão de porco ou soja para a cultura de milho.

Nesse sentido, o plantio direto não é simplesmente a omissão da aração, mas uma técnica completa, que pretende conservar a estrutura grumosa do solo em sua superfície. Para isso, recorre-se ao sistema de não revolver o solo, de aplicar periodicamente matéria orgânica junto com os adubos necessários e a proteção desta estrutura grumosa contra o impacto das chuvas e a insolação direta. A partir disso, é possível distinguir entre três estados estruturais do solo de cultura:

- solo completamente adensado que não reage mais ao adubo é muito sensível à distribuição das chuvas e, normalmente, é abandonado para sua recuperação sob vegetação nativa;
- solo com uma camada grumosa na superfície e um adensamento mais ou menos profundo logo abaixo é o solo de cultivo comumente encontrado.
- solo inteiramente grumoso que existe em roças novas ou pastagens nativas revolvidas, quando não sofreram superpastoreio.

É possível reconhecer um solo pouco produtivo, com resposta deficiente à adubação, provocada pelos: torrões que o arado vira à superfície e que decaem a pó quando destorroados; pela poeira que as máquinas agrícolas levantam; pelas frestas e fendas que se abrem após alguns dias de sol (solo argiloso); pelas raízes retorcidas, afinando ou virando bruscamente e também pela erosão. Portanto não somente o cultivo provoca a decadência do solo, quando feito de maneira

convencional, muitas vezes a maneira de roçar e limpar o terreno já implica na destruição de sua produtividade.

A queimada é uma técnica comum para a limpeza de pastos, campos agrícolas e a roça. Não há dúvida que a cinza, acrescentada ao terreno, provoca uma fertilidade maior durante um a dois anos, segundo a zona e a textura do solo. No entanto, o efeito da queimada descontrolada sobre o solo é maléfico porque impede o retorno da matéria orgânica ao solo; expõe o solo ao impacto das chuvas e promove o adensamento do solo, desfavorecendo-o às culturas.

Todas as técnicas que mantêm o solo desnudo, exposto ao sol e à chuva, são impróprias para o clima tropical. Dessa forma, nenhum sistema de plantio, seja convencional, mínimo ou direto, pode dispensar a proteção da superfície do solo, feita por: uma cobertura morta; um espaçamento menor da cultura e adubação equilibrada; culturas protetoras ou um plantio consorciado ou por árvores e arbustos de sombreamento

O efeito mais importante da proteção da superfície do solo é sobre a infiltração da água e proteção do solo contra o impacto das gotas de chuva. O solo mais úmido permite igualmente uma absorção melhor de fósforo, porém não é somente a maior umidade, mas igualmente a melhor estrutura do solo coberto, que não sofreu o impacto das chuvas. A infiltração da água é de suma importância, porque além de evitar seu escoamento e conseqüente erosão, abastece o nível freático.

As perdas menores de água registram-se nos tratamentos com cobertura morta, palha enterrada e aplicação de estrume. A cobertura morta é uma medida de conservação do solo; isoladamente nem sempre aumenta a colheita. Deve ser usada em conjunto com a adubação. Na estação das águas, é desfavorável por beneficiar a lixiviação dos nutrientes.

Em solos pobres, a cobertura morta não dispensa adubação. Em solo rico ela mantém os nutrientes à disposição das plantas, mais acrescenta poucos nutrientes enquanto ainda estiver intacta. Ela mantém os nutrientes existentes disponíveis e acrescenta mais nutrientes ao solo oriundos de matéria orgânica, como o potássio; mantém o solo superficial mais úmido, facilita nele a infiltração

de água, evitando a erosão e, finalmente, conserva a biestrutura do solo; e conseqüentemente cria condições para uma produção elevada. Na estação da seca, a cobertura morta é altamente favorável; ao contrário da estação das águas (período com chuvas abundantes), que exige uma cobertura viva, para evitar a lixiviação do solo.

Pode-se usar para a cobertura morta todos os capins de porte alto, como capim-elefante, capim-guatemala e outros, qualquer capim de porte baixo, como capim-gordura ou qualquer material orgânico. Usam-se cascas de café, de amendoim e girassol, palhas de trigo, arroz, sorgo e milho, bagaço de cana de açúcar, torta de mamona, serragem, etc..

Contudo a distribuição de qualquer material orgânico rouba muito tempo, exige movimentação de maquinário e é cara. A maneira mais racional é plantar alguma “cultura protetora” na estação das águas que se pica, como rolo-faca ou enxada rotativa no início da seca, ou com picador de palha, montado na colhedeira, pica-se a palha na cultura, distribuindo-a sobre o campo, até o plantio seguinte.

Uma das vantagens da cobertura morta é o retorno de matéria orgânica ao solo e com isso a conservação de sua bioestrutura. Nos canaviais, onde a palha é queimada para facilitar a colheita mecanizada, usa-se o plantio de *Crotalaria juncea* para o melhoramento do solo, embora, geralmente, como adubação verde.

Espera-se da “cultura protetora” que forneça nitrogênio à cultura principal, enriqueça o solo em matéria orgânica, mantenha-o aberto por um sistema radicular vigoroso e que interrompa o efeito nocivo da monocultura sobre a vida do solo e, quando necessário, que atue como quebra vento

Da formação de camadas adensadas, de solos rachados e de plantas fracas, pode-se concluir que alguma coisa no manejo da vida do solo está errada. Importante é se conscientizar que a vida do solo necessita de alimento e que a alimentação é o fator mais importante do seu controle. O alimento é orgânico e pode ser matéria orgânica devolvida ao solo ou excreções radiculares de plantas e/ou de animais minúsculos terrícolas ou os próprios microorganismos diferentes. A diversificação da alimentação contribui para a diversificação da vida do solo.

Assim, por exemplo, uma cultura excreta sempre substâncias idênticas, de modo que a monocultura cria microorganismos específicos, cuja proliferação descontrolada pode provocar o aparecimento de outros seres vivos que aniquilam ou pode torná-los parasitas de plantas e de nossas culturas. O mesmo ocorre com a fauna terrícola.

O controle da microvida e mesovida do solo se faz:

- pelo retorno de matéria orgânica ao solo que pode ser em forma de cobertura morta, como adubação verde ou como palha superficialmente incorporada com uma adubação fosfocálcica;
- pela calagem e conseqüente modificação do PH
- por uma adubação equilibrada que aumenta a resistência das plantas e pragas. O que importa aqui é a relação entre os diversos nutrientes tanto no solo como na folha;
- por uma rotação de culturas;
- pela proteção do solo contra a insolação e o impacto das chuvas

Basicamente seguem-se dois princípios: adubação verde, para enriquecer o solo com nitrogênio orgânico e adubação com palha, incorporando-a superficialmente, para recuperar a estrutura grumosa do solo ou usando-a como cobertura morta para proteger a superfície do solo.

Uma das medidas mais seguras de controlar a vida do solo, a saúde vegetal e de aproveitar melhor os adubos é a rotação de culturas. No entanto, a rotação de culturas, por enquanto, não encontrou muitos adeptos no Brasil, embora se trate de um método eficaz de prevenção de pragas, de doenças e de conservação de produtividade do solo. Talvez por ser difícil encaixá-la num plantio industrial, talvez porque os resultados muitas vezes não satisfaçam.

Como salienta Primavesi (1990) a rotação de culturas não é um “trocar de culturas” de maneira arbitrária, mas deve ser um restabelecimento do equilíbrio biológico, debilitado ou destruído pela monocultura. Para compreender isso, deve-se estar conscientizado de que um equilíbrio biológico é um equilíbrio dinâmico.

Não existem fatores isolados, um ao lado do outro, mas existem tão somente inter-relações muito estreitas e fatores interdependentes.

A multiplicidade de plantas explora o solo de maneira diferente e enriquece-o igualmente de maneira diferente com substâncias orgânicas, possibilitando assim uma microvida diversificada.

A monocultura é um ecossistema muito unilateral, portanto decai a bioestrutura do solo, as colheitas baixam, erosão e enchentes aparecem e o último recurso é o abandono da terra. Ocorre uma aridização aparentemente inexplicável, porém regra em todas as zonas com monoculturas comerciais, manejadas segundo conceitos antiecológicos.

Cada rotação deve seguir princípios bastante rígidos e deve levar em consideração vários aspectos tais como: o efeito sobre a bioestrutura do solo; as exigências em nutrientes; os efeitos de suas excreções radiculares; o esgotamento do solo em água; pestes e pragas criadas pela cultura e o valor econômico das culturas que fazem parte do rodízio.

Em relação aos efeitos sobre a bioestrutura do solo, a cultura pode ser exigente, necessitando de uma estrutura grumosa boa, sem, porém, contribuir para a sua manutenção, como ocorre com algodão, trigo, cana de açúcar ou feijão de fomento. Ela pode ser modesta em relação a bioestrutura, podendo desenvolver-se bem em solos com densidade maior, mas não contribui para a melhora da bioestrutura, ao contrário, desgasta-a, como ocorre com o milho, sorgo e mandioca, etc. E ela pode ser recuperadora, contribuindo para a recuperação de agregados e grumos do solo. Aqui se incluem quase todas as gramíneas forrageiras de porte pequeno e parte das leguminosas, como guandu, serradela, kudzu etc.

Dessa forma, as culturas do rodízio precisam ter exigências nutricionais diferentes como, por exemplo, milho e soja. Por outro lado, espera-se uma exploração adequada dos adubos. A cultura mal aproveitadora de adubo deve ir à frente, recebendo a adubação maior, como por exemplo, o trigo, o algodão, o fumo e o feijão. As culturas com maior potencial radicular aproveitam os restos da primeira, como milho, sorgo, batata doce, soja, amendoim, etc.

Normalmente, exige-se de cada cultura plantada que seja economicamente justificável. Às vezes, porém, é preferível plantar uma cultura francamente recuperadora, apesar de obter um preço pequeno no mercado, mas que aumente a produção da cultura seguinte, que valha à pena ser plantada.

No entanto, utilizando-se da rotação de culturas é desejável que as seguintes condições sejam satisfeitas: as culturas devem se beneficiar mutuamente, (soja-fumo); aproveitar ao máximo o adubo aplicado, plantando-se sempre uma cultura exigente e uma cultura aproveitadora (trigo-soja); usar preferivelmente a mesma maquinaria; não coincidir os picos de trabalho; manter o solo sempre coberto; recuperar o teor de matéria orgânica; conservar a bioestrutura do solo; restringir as pestes, pragas e invasoras e manter a produção elevada.

VI - METODOLOGIA DE CONSTRUÇÃO DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL AGRÍCOLA (ISAGRI)

Este capítulo está dividido em duas partes. Na primeira, apresentam-se a definição de sustentabilidade ambiental agrícola e os pressupostos teóricos que subsidiaram a formulação do ISAGRI. A segunda parte apresenta a metodologia utilizada para a construção desse índice sintético, bem como define e justifica a escolha dos indicadores que compõem o referido índice.

6.1 - Pressupostos teóricos para a formulação do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI)

Os pressupostos teóricos que embasaram a formulação do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola – ISAGRI – apoiaram-se na dimensão ambiental do conceito de sustentabilidade, sendo a qualidade do solo considerada o fator preponderante na manutenção de sistemas agrícolas ambientalmente sustentáveis. A partir desse pressuposto, foi adotada para a elaboração do ISAGRI a definição que considera um sistema agrícola sustentável como aquele que mantém a qualidade do solo em longo prazo a partir das práticas de manejo consideradas preservacionistas. A qualidade do solo é definida, por sua vez, pela sua capacidade de exercer suas funções na natureza. Estas se caracterizam pela habilidade do solo de funcionar como um meio para o crescimento das plantas, regular e compartimentalizar o fluxo de água no ambiente, estocar e promover a ciclagem de elementos na biosfera e servir como um tampão ambiental na formação, atenuação e degradação de compostos prejudiciais ao ambiente (LARSON; PIERCE, 1994; KARLEN *et al.*, 1997).

LAL (1994) pondera ainda que o objetivo da agricultura sustentável é manter, de preferência, uma tendência de crescimento na produtividade *per capita*, preservar a capacidade produtiva dos solos e regular o meio ambiente.

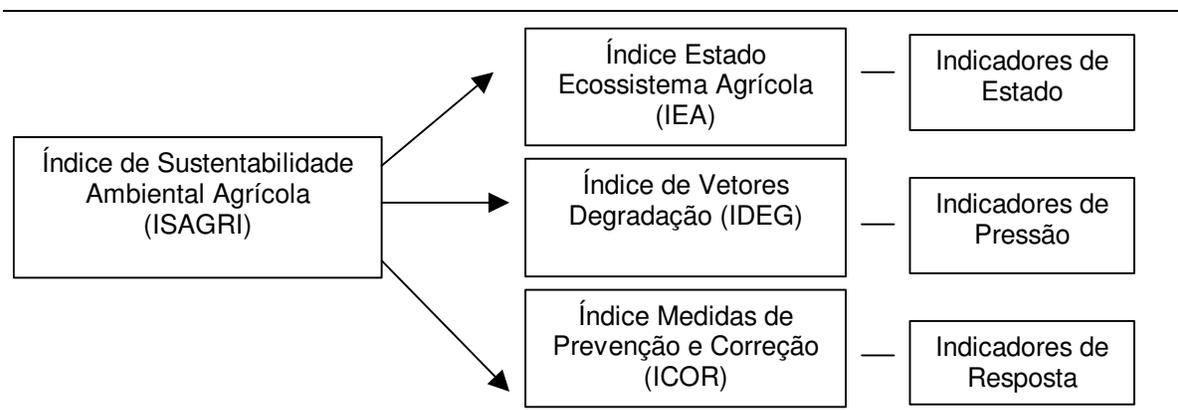
Para essa pesquisa, as seguintes práticas de manejo foram consideradas como requisitos para sistemas de produção agrícola sustentáveis: rotação de

culturas, resíduos de lavouras, esterco animal, dejetos orgânicos, adubação verde e utilização de métodos de cultivo que maximizam a atividade biológica e mantêm a fertilidade da produtividade do solo. Controles naturais e biológicos são utilizados para o manejo de pestes, ervas daninhas e doenças (HILL, 1990).

Além disso, foram consideradas as práticas de plantio direto, como mais um fator coadjuvante na conservação do solo, segundo os princípios discutidos por PRIMAVESI (1990) no capítulo cinco.

Com base na metodologia da OCDE, apresentada no capítulo 4, os índices parciais que compõem o ISAGRI e os correspondentes indicadores componentes desses índices foram agrupados sob as dimensões denominadas de Estado – identificação da qualidade do ambiente e dos recursos naturais; Pressão – caracterização da degradação do ambiente ocasionada pelo uso; e Resposta – medidas adotadas para a manutenção da qualidade ambiental. Esses índices parciais foram denominados como Índice de Estado de Ecossistema Agrícola – IEA; Índice de Vetores de Degradação – IDEG; e Índice de Medidas de Prevenção e Correção – ICOR, respectivamente, conforme demonstra a Figura 6.1.

Figura 6.1: Diagrama de composição do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI)



A metodologia Pressão-Estado-Resposta (PER) da OECD foi adotada na pesquisa por ser uma das metodologias mais reconhecidas internacionalmente e, fundamentalmente, porque nessa estrutura trabalha-se com a relação de causa-

efeito entre pressões do ambiente e seus reflexos que chegam em forma de respostas. Isso possibilita uma estrutura bem definida, consistente, clara quanto ao que se quer, determinando bem as perguntas. Além disso, a abordagem dentro de três aspectos (Pressão-Estado-Resposta) permite determinar os pontos em que se deve ter maior preocupação. A estrutura PER também foi utilizada devido a sua simplicidade, facilidade de uso e possibilidade de aplicação em diferentes níveis, escalas e atividades humanas.

Os mais variados especialistas da área do meio ambiente afirmam que uma ferramenta de avaliação pode ajudar a transformar a preocupação com a sustentabilidade em uma ação pública consistente. Nesse trabalho, a ferramenta proposta para esse fim é o ISAGRI. Dessa forma, conceitualmente o ISAGRI é um instrumento, uma ferramenta, um meio e não um fim e foi concebido, idealizado para informar os tomadores de decisão, à mídia e ao público em geral acerca das condições de sustentabilidade ambiental de um determinado sistema agrícola de pequena ou grande propriedade.

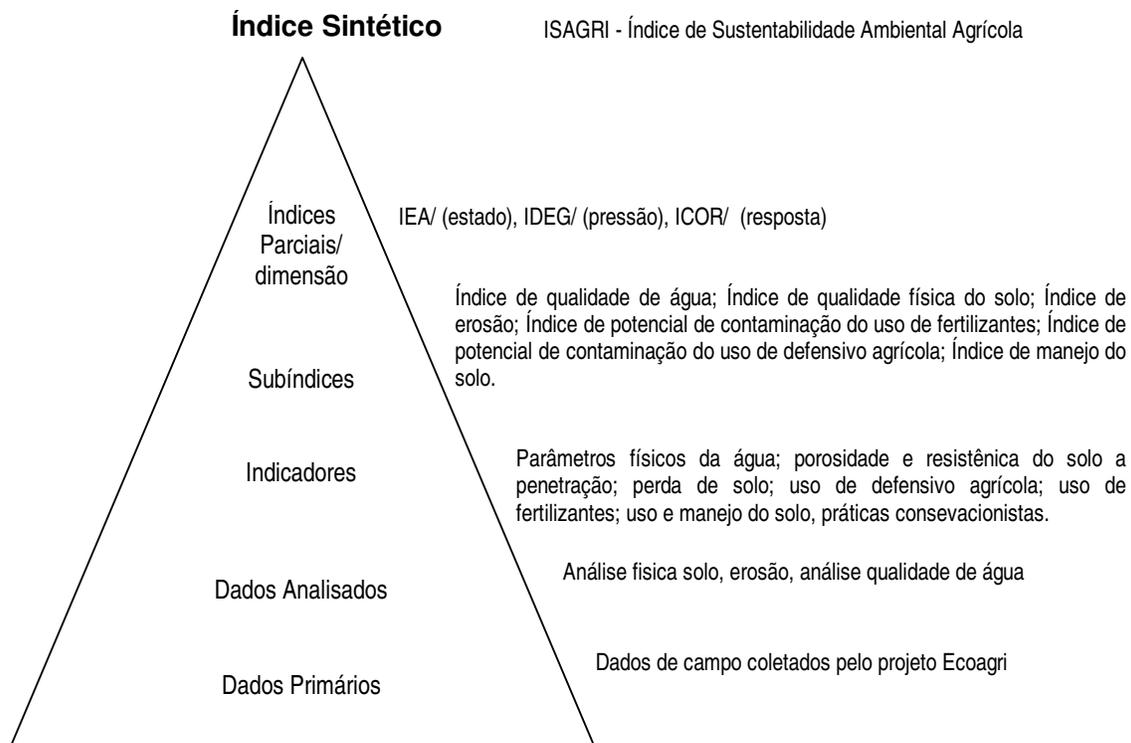
O ISAGRI, como um instrumento de avaliação da sustentabilidade coerente com a concepção definida na Figura 6.1., que expressa a composição do Índice segundo a lógica construtiva definida pela estrutura Pressão-Estado-Resposta (PER), inclui nessa caracterização, as mesmas considerações sobre o objetivo da sustentabilidade apontadas por LAL (1994), em que há um destaque para as ações de conservação dos recursos naturais, para a caracterização e quantificação dos principais processos degradativos, para a identificação das características de resiliência e restauração dos recursos água e solo bem como a identificação das opções de manejo compatíveis com o seu potencial e suas limitações.

Dessa forma, o ISAGRI propõe expressar o grau de sustentabilidade ambiental de qualquer sistema de produção agrícola, independentemente do fato de o sistema ser de produção orgânica ou convencional. Para isso, o ISAGRI foi concebido de forma a conter um conjunto mínimo de indicadores representativos da qualidade do solo agrícola e água, da degradação e das medidas compatíveis com a sustentabilidade. Esses indicadores são úteis tanto para comparar o grau de

sustentabilidade entre sistemas de produção, microbacias e regiões, como para avaliar, em qualquer dessas dimensões, sua evolução ao longo do tempo. Quanto ao escopo, o ISAGRI tem o seu fundamento na dimensão ambiental da sustentabilidade. Em relação à tipologia, que se refere à ênfase metodológica dos dados, o ISAGRI se utiliza essencialmente de dados quantitativos exatamente porque esse Índice é consequência da agregação de subíndices e indicadores e é um valor numérico. Isso porque um grau elevado de comparabilidade, a que o ISAGRI se propõe, está necessariamente vinculado à utilização de dados numéricos.

O grau de agregação dos dados do ISAGRI pode ser observado pela localização relativa de seus subíndices, indicadores e dados na pirâmide de informações (Figura 6.2). O topo da pirâmide corresponde ao grau máximo de agregação e a base da pirâmide representa os dados primários desagregados.

Figura 6.2: Grau de agregação do ISAGRI



A base empírica principal do Índice foi obtida com o projeto temático Fapesp na Bacia do rio Mogi-Pardo cujo objetivo é o diagnóstico ambiental das práticas agrícolas na região.

Os indicadores propostos para a composição dos subíndices foram analisados separadamente de acordo com a sua função, grau de abrangência e unidade de medida justificando-se, assim, a relevância da sua escolha. O diagrama de composição do referido Índice pode ser visualizado na Tabela 6.1. abaixo:

Tabela 6.1: Subíndices e Indicadores componentes do ISAGRI

Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI)		
Índices Parciais / dimensão	Subíndices	Indicadores
Índice de Estado de Ecossistema Agrícola (IEA) / estado	Índice de Qualidade da Água (IQA)	Parâmetros físico-químicos da água ^(*)
	Índice de Qualidade Física do solo (IQF)	Resistência do solo à penetração e porosidade (%)
Índice de Vetores de Degradação (IDEG) / pressão	Índice de erosão (IERO)	Perda de solo (kg/ha)
	Índice de Potencial contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF)	Quantidade de defensivo agrícola utilizado (kg/ha)
	Índice de Potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT)	Quantidade de P205 e N utilizado (kg/ha)
Índice de Medidas de Correção e Prevenção (ICOR) / resposta	Índice de Manejo do solo (IMANEJ)	Uso e manejo do solo; práticas conservacionistas.

(*) os parâmetros físico-químicos escolhidos para a pesquisa serão detalhados e justificados adiante

Portanto, o ISAGRI é um índice sintético composto por 8 indicadores divididos em 3 dimensões: estado, pressão e resposta. Esses indicadores são transformados em índices, e então, agregados às dimensões a que pertencem, gerando assim três novos índices – IEA, IDEG e ICOR (um para cada dimensão). O ISAGRI é resultado da agregação dos índices dessas dimensões. A

metodologia detalhada para a construção do ISAGRI será apresentada no próximo item.

6.2 - Metodologia para a construção do Índice Sintético ISAGRI

A metodologia básica na construção do ISAGRI seguiu três etapas. Na primeira, os indicadores a serem utilizados foram definidos e divididos entre as dimensões de estado, pressão e resposta. Dessa forma, após várias consultas com diversos especialistas, os indicadores de estado – parâmetros físico-químicos da água; porosidade e resistência do solo à penetração – foram escolhidos para compor o Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA) por serem representativos na avaliação do estado de um sistema agrícola. Os indicadores de pressão – uso de fertilizantes, uso de defensivos agrícolas e perda de solo – foram utilizados para compor o Índice de Vetores de Degradação – (IDEG) por serem representativos na avaliação da degradação dos sistemas agrícolas e, finalmente, os indicadores de resposta – manejo de solo e práticas conservacionistas – foram utilizados na composição do Índice de Medidas de Prevenção e Correção (ICOR) porque representam os indicadores mais significativos na avaliação de medidas tomadas para a manutenção da qualidade ambiental. Como foi visto, o ISAGRI baseia-se em 8 indicadores agrupados em 3 dimensões.

A segunda etapa consiste em transformar os diversos indicadores em índices cujos valores variem entre zero e um, de tal forma que valores mais elevados indiquem maior sustentabilidade.

Obter, a partir de um indicador, um índice com essas características requer: (i) escolher o pior e o melhor valor possível do indicador. O melhor valor é o valor de referência estabelecido pela literatura, que indica valores para os quais os indicadores estão considerados dentro dos limites teóricos de sustentabilidade. E como pior valor foi considerado o pior valor encontrado na pesquisa em termos de sustentabilidade. Então, por exemplo, para o Índice de potencial de contaminação de uso de defensivos agrícolas, o pior valor considerado foi a quantidade máxima de defensivos utilizada nas microbacias em que o ISAGRI foi aplicado. Isso

porque a maior quantidade de utilização de defensivos indica maior potencial de contaminação; (ii) com base na média do valor observado para o indicador e nos limites estabelecidos para ele, obter o índice através da fórmula:

$$\text{Índice} = \frac{(\overline{vo} - pv)}{(mv - pv)}$$

onde:

\overline{vo} = média do valor observado para o indicador

pv = pior valor

mv = melhor valor

Essa expressão garante que o índice permaneça de zero a um, pelo menos enquanto o valor observado pelo indicador continuar dentro dos limites estabelecidos. Assim, quanto mais o valor observado se aproximar do valor delimitado como melhor, mais o índice tenderá ao valor um (melhor situação). Na situação oposta, quando o valor observado se aproximar do pior valor, o índice tenderá a zero (pior situação). A Tabela 6.2 apresenta as escolhas para o pior e melhor valor correspondente a cada um dos 8 indicadores utilizados na construção do ISAGRI.

Tabela 6.2: Índices e Indicadores componentes do ISAGRI

Dimensão / Índices	Indicadores	Parâmetros para o cálculo dos Índices		
		Limites dos Indicadores		
		Melhor	Pior	
Estado (IEA) Índice de Qualidade da água (IQA)	Turbidez	3,0	235,50	
	Clorofila	0,0	81,97	
	Ph	7,5	5,40	
	Nitrato	0,1	0,90	
	Amônia	0,0	0,17	
	Fósforo	0,0	0,38	
	Oxigênio dissolvido	6,0	4,23	
Índice de Qualidade Física do Solo (IQF)	Resistência à penetração		0-10cm	10-20cm
	Cultura Anual	1,0	8,84	18,32
	Café	1,0	6,96	14,29
	Cana Crua	1,0	3,89	13,51
	Pastagem	1,0	10,36	12,27
	Silvicultura	1,0	4,40	9,35
	Porosidade (%)		0-10cm	10-20cm
	Cultura Anual	25,0	11,66	17,74
	Café	25,0	13,79	9,64
	Cana	25,0	8,99	20,96
	Pastagem	25,0	11,23	14,53
	Silvicultura	25,0	13,11	12,26
	Pressão (IDEG) Índice de Potencial de contaminação do Uso de defensivos agrícolas (IDEF)	Cultura Anual	71,0	0
		Café	25,7	0
Cana		6,0	0	
Pastagem		2,0	0	
Silvicultura		6,0	0	
Índice de Potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT)	P	0,1	5,66	
	N03	10,0	35,27	
Índice de Erosão (IERO)	Cultura Anual	0,0	15,20	
	Café	0,0	6,20	
	Cana	0,0	16,60	
	Mata	0,0	0,89	
	Pastagem	0,0	3,87	
	Silvicultura	0,0	5,32	
Resposta (ICOR) Índice de Manejo do Solo (IMANEJ)	Uso e Manejo do solo (C) (**)			
	Práticas conservacionistas (P)			

(**) Parâmetros P e C da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS)

Os piores valores foram determinados considerando os piores valores para cada indicador observado na pesquisa. Os melhores valores foram determinados a partir de valores de referência propostos pela literatura. Na apresentação dos

resultados (cap 8), as referências utilizadas para a escolha dos melhores valores serão explicitadas.

O Índice de manejo do solo foi obtido diretamente a partir dos parâmetros P e C da Equação Universal de Perdas de Solo. Esses parâmetros são adimensionais e já são calculados na escala entre 0 e 1. Portanto, a metodologia para o cálculo de tais parâmetros também será apresentada junto aos resultados.

A terceira etapa envolve a escolha dos pesos atribuídos a cada indicador. Dentro de cada dimensão, escolhe-se um peso para cada um dos indicadores que compõem a dimensão. Num segundo momento, escolhe-se um peso para cada índice sintético de cada dimensão e, com base nesses pesos e nos valores dos índices sintéticos, compõe-se o Índice Sintético Geral (ISAGRI).

Na pesquisa, atribui-se peso 1 para todos os indicadores que compõem os índices das dimensões de estado, pressão e resposta (Tabela 6.2). A metodologia de construção de cada um desses indicadores será apresentada no próximo capítulo junto aos resultados.

Foi atribuído peso 2 ao Índice de qualidade física do solo (IQF) que compõe o Índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) da dimensão estado; peso 3 ao Índice de erosão (IERO) que compõe o Índice de vetores de degradação (IDEG) da dimensão pressão e, finalmente, peso 2 ao Índice de práticas conservacionistas (IP) que compõem o Índice de medidas de prevenção e correção (ICOR) da dimensão resposta.

Conforme definido acima, o IQF (Índice de qualidade física do solo) e o IQA (Índice de qualidade de água) compõem o Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA). O IEA será então composto da seguinte forma:

$$(1) \quad IEA = \frac{IQA + 2IQF}{3}$$

em que:

$$IQA = \frac{\sum_{i=1}^7 IPF_i}{7},$$

IPF_i = Índice de parâmetros físico-químicos

$i= 1, 2, \dots, 7$: concentração dos parâmetros físico-químicos considerados ($i=1$ turbidez; $i=2$ clorofila; $i=3$ ph; $i=4$ nitrato; $i=5$ amônia; $i=6$ fósforo; $i=7$ oxigênio dissolvido);

$$IQF = \frac{IPOR + IRP}{2},$$

em que:

IPOR = Índice de porosidade

$$IPOR = \frac{\sum_{i=1}^5 IMac_i}{5};$$

$IMac_i$ = Índice de macroporosidade do solo

$i= 1, 2, \dots, 5$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=5$ silvicultura);

IRP= Índice de resistência do solo à penetração

$$IRP = \frac{\sum_{i=1}^5 IRP_i}{5}$$

$i=1, 2, \dots, 5$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=5$ silvicultura);

Da mesma forma, o IERO (Índice de erosão), IDEF (Índice de potencial de contaminação do uso de defensivo agrícola) e IFERT (índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes) compõem o Índice de Vetores de Degradação (IDEG). O IDEG será composto da seguinte forma:

$$(2) IDEG = \frac{IDEF + IFERT + 3IERO}{5}$$

em que:

$$IDEF = \frac{\sum_{i=1}^6 IQDEF_i}{6}$$

$IQDEF_i$ = Índice de quantidade de defensivo agrícola utilizado

$i=1,2,\dots, 6$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=6$ silvicultura);

$$IFERT = \frac{IQN03 + IQP}{2}$$

$IQN03$ = Índice da quantidade de nitrato (N03) (mg/kg) presente em água de solo

IQP = Índice da quantidade de P (mg/kg) presente em água de solo

$$IQN03 = \frac{\sum_{i=1}^6 IQN03_i}{6}$$

$i=1,2,\dots, 6$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=6$ silvicultura);

$$IQP = \frac{\sum_{i=1}^6 IP_i}{6}$$

$i=1,2,\dots, 6$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=6$ silvicultura);

$$IERO = \frac{\sum_{i=1}^8 IPS_i}{8}$$

IPS_i = Índice de perda de solo

$i=1,2,\dots, 8$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=5$ silvicultura);

E, finalmente, o IMANEJ (Índice de Manejo do solo) compõe o Índice de medidas de prevenção e correção (ICOR) da seguinte forma:

$$(3) ICOR = IMANEJ$$

em que:

$$IMANEJ = \frac{IC + 2IP}{3};$$

$$IC = \frac{\sum_{i=1}^8 IC_i}{8}$$

IC_i= Índice de uso e manejo do solo

i=1, 2..., 8: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=8 silvicultura);

$$IP = \frac{\sum_{i=1}^8 IP_i}{8}$$

IP_i= Índice de práticas conservacionistas

i=1, 2..., 8: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=8 silvicultura);

A partir da composição dos três índices parciais – IEA, IDEG e ICOR – conforme definido acima, o ISAGRI será composto da seguinte forma:

$$(4) ISAGRI = \frac{IEA + IDEG + ICOR}{3}$$

A ponderação foi escolhida em função do conceito de sustentabilidade ambiental agrícola que subsidiou a formulação do ISAGRI. Como foi visto, a qualidade do solo em longo prazo, fundamenta a definição adotada na pesquisa. Dessa forma, as dimensões ponderadas referiram-se ao Índice de qualidade física do solo (IQF), um índice de estado que reflete as condições físicas do solo, a partir dos indicadores de porosidade e resistência do solo a penetração; ao Índice de risco de erosão (IERO), um índice de pressão que reflete as perdas de solo

decorrentes da atividade agrícola e o Índice de práticas conservacionistas (IP), um índice de resposta que reflete as medidas adotadas para a manutenção da qualidade ambiental. Esses índices refletem uma relação de causalidade e se referem fundamentalmente ao aspecto da qualidade do solo em longo prazo. Os pesos adotados para os referidos índices, foram definidos após consulta aos especialistas em solo, que integram o Projeto Ecoagri. Esses pesos foram definidos em função do grau de importância desses índices na avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas, no qual o ISAGRI se propõe.

6.3 - Definição dos Indicadores

São apresentados aqui os indicadores que compõem o Índice de qualidade de água (IQA), o Índice de qualidade física do solo (IQF), o Índice de erosão (IERO), o Índice de potencial de contaminação de uso de fertilizantes (IFERT), o Índice de potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF), o Índice de uso e manejo (IC) e o Índice de práticas conservacionistas (IP). O objetivo deste item é definir cada um dos indicadores que compõem os referidos índices, bem como justificar a relevância da escolha desses para a avaliação da sustentabilidade ambiental agrícola.

6.3.1 - Índice de qualidade de água (IQA)

a) Indicadores que compõem o IQA: parâmetros físico-químicos da água: (turbidez (UNT), concentração de amônia (NH_3 mg/L), concentração nitrato (NO_3^- mg/L), ph, oxigênio dissolvido (mg/L), clorofila (mg/L) e fósforo (mg/L));

b) Justificativa

A qualidade da água é possivelmente o indicador mais sensível dos impactos causados pelas atividades agropecuárias, pois praticamente toda a inadequação do manejo resultará em conseqüências negativas sobre as águas, seja no ambiente imediato no qual se desenvolve a atividade produtiva, seja no

seu entorno. Uma consideração importante de caráter sistêmico da avaliação de impactos das atividades agrícolas sobre as águas diz respeito à compartimentação das águas em duas unidades inter-relacionadas e de igual importância, que são as águas superficiais e subterrâneas. Embora o estudo dessas unidades compreenda especificidades fundamentais, que são refletidas desde os aspectos legais, vulnerabilidade, de manejo e de conservação, no presente trabalho somente serão considerados os aspectos de qualidade das águas superficiais.

Os indicadores turbidez, clorofila, ph, nitrato, amônia e fósforo permitem avaliar o nível de eutrofização. A turbidez representa a presença de sólidos em suspensão na água, sejam partículas ou colóides, orgânicos ou inorgânicos, sedimentáveis ou não. A turbidez reduz a penetração dos raios solares, comprometendo a fotossíntese, e implica dificuldades para filtração e desinfecção da água para uso, além de prejuízo estético. Essa medida pode indicar assoreamento, e portanto, a ocorrência de perda de solo.

A presença de nitrato e fósforo em níveis não recomendados indica perda de solo e, indiretamente, aponta para a má utilização de insumos agrícolas. Esses indicadores – presença de nitrato, fósforo e turbidez – também se relacionam com a taxa de crescimento de algas.

O ph e o oxigênio dissolvido também foram parâmetros físico-químicos selecionados para a pesquisa, porque além de serem medidas muito representativas de qualidade de água, são fáceis de medir em quaisquer circunstâncias. A concentração de oxigênio dissolvido está diretamente relacionada com a manutenção da vida e da integridade ambiental dos meios aquáticos. Dessa forma, o oxigênio dissolvido é a variável mais importante para avaliar a qualidade da água, e a sua concentração depende de vários fatores, tais como: temperatura, salinidade, altitude, turbidez, concentração de fitoplâncton, oxidação da matéria orgânica, etc. A concentração de oxigênio dissolvido é inversamente proporcional ao aumento da temperatura, da salinidade e da altitude. O aumento da turbidez também afeta a concentração de oxigênio dissolvido na água, principalmente, se a turbidez for causada por partículas de

sólidos em suspensão, como por exemplo, silte e argila. Uma quantidade elevada de sólidos em suspensão na água prejudica a penetração de luz e reduz as taxas de fotossíntese e a produção de oxigênio pelo fitoplâncton, diminuindo dessa forma a concentração de oxigênio dissolvido e a biodiversidade local.

6.3.2 - Índice de qualidade física do solo (IQF)

a) Indicadores que compõem o IQF: porosidade do solo (%) e resistência do solo à penetração (Mpa);

b) Justificativa:

A qualidade do solo é um indicador fundamental da sustentabilidade das atividades agropecuárias. Essa qualidade pode ser definida como a capacidade de o solo funcionar dentro dos limites do ecossistema; sustentar a produtividade biológica; manter a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal (DORAN *et al.*, 1996). A avaliação dessa qualidade por meio de atributos do solo é bastante complexa devido à grande diversidade de usos, à multiplicidade de inter-relações entre fatores físicos, químicos e biológicos que controlam processos e aos aspectos relacionados a sua variação no tempo e no espaço.

O grande desafio dos estudos sobre sustentabilidade é com relação ao desenvolvimento de metodologias para a avaliação da qualidade do solo e do ambiente sob a intervenção humana. O uso de atributos físicos do solo para o estudo de sua qualidade apresenta vantagens relacionadas ao baixo custo, metodologias simples e rápidas e relação direta com os demais atributos químicos e biológicos do solo.

Nesse sentido, os sistemas de preparo do solo promovem modificações nas propriedades físicas como a agregação do solo (CASTRO FILHO *et al.*, 1998), a densidade e a porosidade do solo (DE MARIA *et al.*, 1999). A macroporosidade é drasticamente reduzida com a compactação do solo (DIAS JR. e PIERCE, 1996). De forma geral estas propriedades funcionam como indicadores de possíveis restrições ao crescimento radicular das culturas.

A resistência do solo à penetração é uma das propriedades físicas do solo diretamente relacionadas com o crescimento das plantas (LETEY, 1985) e modificada pelos sistemas de preparo do solo. O crescimento das raízes pode causar a deformação do solo numa zona próxima à ponta das raízes e a pressão exercida contra as partículas e/ou agregados deve ser suficiente para propiciar a penetração e o alongamento das raízes (BENNIE, 1996). Valores excessivos de resistência do solo à penetração podem influenciar o crescimento das raízes em comprimento e diâmetro (MEROTTO e MUNDSTOCK, 1999) e na direção preferencial do crescimento radicular (IJIMA e KONO, 1991). Além disso, estudos recentes indicam que a resistência do solo à penetração das raízes tem efeitos diretos no crescimento da parte aérea das plantas (MASLE e PASSIOURA, 1987) e na partição de carboidratos entre raiz e parte aérea (MASLE e FARQUHAR, 1988). Dessa forma, a resistência do solo à penetração é fundamental para a avaliação dos efeitos dos sistemas de preparo no ambiente físico do solo para o crescimento das plantas.

Da mesma forma, a porosidade, fração do volume ocupado com solução e ar do solo, é de grande importância aos processos físicos, químicos e biológicos, como infiltração, condutividade, drenagem, retenção de água, difusão de nutrientes, crescimento de microorganismos e raízes (BOUMA, 1991; MOREIRA & SIQUEIRA, 2002). O volume dos poros, em condições médias, representa a metade do volume do solo. Os solos cultivados têm menor percentagem de porosidade quando comparados com os mesmos solos não cultivados. A perda de porosidade está associada à redução de matéria orgânica, a compactação e ao efeito do impacto das gotas da chuva, fatores esses, que causando uma diminuição no tamanho dos agregados maiores, reduzem, em consequência, o tamanho dos poros

Dessa forma, há uma relação inversamente proporcional entre esses dois indicadores. Quanto maior o índice de porosidade (IPOR), menor o Índice de resistência do solo à penetração (IRP).

6.2.3 - Índice de erosão (IERO)

a) Indicadores que compõem o IERO: perda do solo (kg/ha)

b) Justificativa:

Apesar de uma das principais causas da degradação do solo estar no impacto da gota de chuva sobre ele, tal fenômeno só se torna degradante se o solo estiver desprotegido, exposto ou com pouca cobertura vegetal. Perda de solo é um indicador de ocorrência de processos erosivos, principalmente erosão laminar, sendo que esses processos apresentam as fases de deslocamento e de transporte de partículas. Essas fases podem ocasionar, além da degradação da área para fins agrícolas, o assoreamento de mananciais e de outros ambientes aquáticos. A erosão também compromete a produtividade pela degradação da estrutura do solo e diminuição da uniformidade das condições agronômicas no campo cultivado, pela redução da capacidade de retenção de água e pela perda de nutrientes e matéria orgânica.

A taxa de erosão é afetada por diversos fatores que se compõem. Trata-se dos seguintes parâmetros descritos pela Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS)³: erosividade (fator chuva), erodibilidade (fator tipo de solo), topografia (fator relevo local), uso e manejo do solo (fator uso/cobertura vegetal e manejo) práticas conservacionistas (fator conservação do solo). Assim, a erosividade está associada à pluviosidade, uma vez que a pluviosidade, ao longo do ano, indica maior erosividade nos meses mais chuvosos; a erodibilidade depende apenas das propriedades do solo; a topografia depende do relevo (comprimento e grau de declive das rampas); o uso e manejo do solo dependem dos tipos de culturas

³ A Equação Universal de Perda do Solo é um índice integrado (desenvolvido originalmente para a região oriental e do meio-oeste americano) que combina vários fatores. Assim: $A=RKLSCP$, onde A = perdas de solo prevista (t/ha/ano); R = índice de erosividade das chuvas; K =fator de erodibilidade do solo; L e S representam a topografia, correspondendo respectivamente a comprimento do declive (m) e declividade (%); C =uso e manejo do solo; P =prática de controle de erosão. (Sobral Filho *et al*, 1980). Essa equação foi inicialmente elaborada pelo Serviço de Conservação de Solo dos Estados Unidos com base nas análises dos dados acumulados em suas estações experimentais.

implantadas no local e de seu manejo; o manejo, por sua vez, depende da cultura propriamente dita, do espaçamento, da existência de consórcios, da fase de desenvolvimento da cultura; o fator prática conservacionista depende da existência de curvas de nível, plantio em contorno, terraceamento, bacias de contenção de sedimentos, entre outras.

A erodibilidade do solo (isto é, as propriedades inerentes ao solo e que facilitam ou não a erosão) é bastante influenciada pelo manejo que ele recebe. BERTONI e LOMBARDI (1999), relatam a possibilidade de um solo perder 200 toneladas por hectare por ano quando usado com culturas anuais plantadas morro abaixo em terreno com grande declividade, enquanto o mesmo solo, com uma pastagem bem manejada, perderia somente alguns quilogramas por hectare por ano. A erosividade da chuva, por sua vez, exprime a potencialidade da chuva em agir sobre o solo através de sua energia cinética (FREITAS, 1992).

Para o Brasil, as informações sobre erosão do solo, além de escassas, encontram-se dispersas. BERTONI *et al.*, já em 1977, mostravam o efeito de mecanização sobre o solo no Estado de São Paulo. De acordo com essa pesquisa, a perda de solo variava conforme a quantidade de arações e o tipo de instrumento empregado. Assim, na preparação do solo para o cultivo do milho, se o sistema usado empregava duas arações, ocorria perda de 14,6 t/ha/ano de terra. Esse número baixava para 12,0 e 8,6 t/ha/ano, respectivamente, caso se reduzisse o número de arações ou fosse empregada uma aração mais leve. Esses autores alertaram, então, para a “necessidade de revolvimento reduzido da camada arável” (BERTONI *et al.*, 1981).

Ainda BERTONI e LOMBARDI NETO (1993, citados em PRUSKI, 1997), estimam que 80% da área cultivada no Estado de São Paulo esteja sofrendo processo erosivo acima do tolerável e calculam uma perda anual devida à erosão de aproximadamente 194 milhões de toneladas de terras férteis.

SMITH (1976, citado em FEARNSTIDE, 1980) fez uma mensuração para uma determinada área da Amazônia brasileira coberta por culturas anuais e constatou, após um período de seis meses de medição, que a superfície do solo baixou de 0,4 a 1,7 cm. Na região de Altamira, foi feito um trabalho de campo

numa área de 26.600 ha, para a previsão da perda de terra através da erosão do solo sob vários usos (FEARNSIDE, 1980).

FARIA (1994), estimou em 1985 a perda média de solo por erosão no Estado do Paraná em 13 toneladas por hectare ao ano. Segundo técnicos do IAPAR, essa estatística foi atualizada por uma pesquisa realizada em 1993 que calculou a perda de solo por erosão laminar para todo o estado e envolvendo todas as culturas (inclusive pastagens), em 15,6 t/ha/ano. Já Franco relatava em 1988 uma perda de 40 toneladas de solo por hectare ao ano em Santa Catarina; complementando, porém, com informações sobre os prejuízos causados por essa perda de US\$162 milhões em nitrogênio, potássio, fósforo, além da redução da produtividade anual de 1% em soja e 2% em feijão (FRANCO, 1988).

Nenhuma das duas informações, contudo, especifica que tipo de solo está sendo perdido (apto ou não para a agricultura), o que é um dado fundamental para a compreensão real da situação. FRANCO (1988), menciona que, em menos de um século de atividade agrícola no Vale do Itajaí e Oeste de Santa Catarina, “cerca de 15 dos 30 centímetros de camada superficial e fértil do solo foram levados pela erosão” e aponta para uma provável desertificação de todo o estado num horizonte de tempo que varia de 30 a 50 anos, caso não haja nenhuma política restauradora.

Além disso, é notório no sul do país, o vínculo entre o surgimento da erosão e a consequência da política de incentivos a cultura de exportação (particularmente a soja) que conduziu a grandes investimentos na mecanização agrícola. “Através de dados de pesquisa sobre perdas de erosão no Paraná, estima-se que em lavouras cultivadas com soja e trigo, em solos argilosos, as perdas anuais atingem 114,38 e 11 t/ha/ano, respectivamente em sistemas convencional e de plantio direto, quando não é usado o terraceamento” (LOMBARDI NETO *et al*, 1980 citado em SILVA *et al*, 1992). Já MONDARDO (1984) citado em SILVA *et al* (1992), mostrou que, com o uso de terraceamento as perdas de solo caem pela metade.

SCHMIDT (1989 citado em PRUSKI, 1997), relata que pesquisas realizadas no Rio Grande do Sul mostraram uma perda média de mais de 40 t/ha/ano de terra em seis milhões de hectares de áreas cultivadas.

Dados publicados por BIGARELLA e MAZUSCHOWSKI (1985) mostram que as áreas de mais altas taxas erosivas são as que concentram culturas de ciclo anual, e que o período mais crítico é aquele em que o solo fica sem nenhuma cobertura vegetal (o da preparação do solo para cultivo) ou quando a altura das plantas ainda é muito baixa, expondo a vulnerabilidade do solo às gotas da chuva.

FARIA (1994), descrevendo a conclusão de um trabalho realizado no Espírito Santo envolvendo investigações em cinco microbacias, e cujo objetivo era analisar a influência da agricultura na variação do comprimento dos canais fluviais, cita uma estimativa de “taxa média de erosão de 50 t/ha/ano (..) representando um rebaixamento de cerca de 30 cm no nível superficial do solo e uma redução média de 28% da porosidade, em quase um século de atividades agrícolas”.

CURI (1991, citado em CURI *et al*, 1992), estimou para áreas de latossolos dos Campos da Mantiqueira, Zona dos Campos das Vertentes em Minas Gerais, perdas de solo de 415 t/ha/ano numa situação de total desproteção do solo contra a erosão.

Apesar de reconhecer que a erosão é um fenômeno localizado e, portanto, resultado das condições específicas da área em que ela ocorre, GARCIA *et al* (1991), após estudarem os solos do “Núcleo Macero” na Argentina, admitem certas generalizações: “o solo virgem se erosiona a 0,14 t/ha/ano, oscilando entre 0,1 e 0,4. Em terras com rotação agropecuária, a média é 18,2 t/ha/ano, variando entre 8,9 e 34,0, enquanto em terra de agricultura contínua, a média é de 28,4 t/ha/ano, variando entre 14,0 e 64,1” (GARCIA *et al*, 1991, citado em CAMINO *et al.*, 1993).

6.3.4 - Índice do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF)

a) Indicadores que compõem o IDEF: uso de defensivos agrícolas (kg/ha)

b) Justificativa:

O uso de defensivos agrícolas compreende uma categoria especial de insumos cujo objetivo é evitar perdas de safras causadas pelo ataque de pragas e doenças às culturas. Segundo RUEGG *et al.* (1986), “distribuem-se em três grandes grupos de acordo com a sua destinação específica de uso: inseticidas, que controlam as pragas; fungicidas, que controlam doenças fúngicas, e herbicidas, para o controle de plantas consideradas invasoras”. Quanto ao uso de agrotóxicos, SPADOTTO (1993) observa que o mesmo varia e difere bastante de região para região. Para os agrotóxicos, por exemplo, as regiões sudeste e sul respondem por 45% e 38%, respectivamente, do total do país. Nessas regiões, São Paulo responde por 35,5% e Paraná por 21%. Outra diferenciação que se faz necessária é a que diz respeito à intensidade de uso do princípio ativo por tipo de cultura. Assim, a batata e o tomate destacam-se pelo uso intensivo de agrotóxicos por área cultivada, com 16,6 e 28,2 kg de fungicidas por hectare/ano, respectivamente. Por outro lado, outras culturas apesar de não fazerem uso tão intensivo ocupam uma extensa área, como é caso da cana-de-açúcar, por exemplo, com 1,5 kg por hectare. Já a citricultura consome em média 11,7 kg de inseticidas/acaricidas/fungicidas. Em termos de tipo de cultura, as que mais utilizam agrotóxicos são: soja, 29,2% dos herbicidas; batata, 31,1% dos fungicidas e citros, com 46,6% dos inseticidas/acaricidas.

O uso intensivo de agrotóxicos, ao atingir indiscriminadamente diversas formas de vida, provoca desequilíbrios nas cadeias naturais e o aparecimento de novas pragas cada vez mais resistentes, além de sérias conseqüências para a saúde humana. Por outro lado, ao eliminar os microorganismos fundamentais à manutenção da fertilidade natural do solo, provocam a sua esterilização, o que termina por afetar a própria produtividade agrícola.

RUEGG *et al.* (1986) atribuem à “falta de rigidez no controle sobre a produção, comercialização e emprego de produtos químicos bem como ao despreparo dos agricultores para o uso desses produtos, a incidência de sérios danos ao meio ambiente e à saúde humana”.

Algumas pesquisas têm constatado a enorme influência que o vendedor de agrotóxicos exerce sobre o agricultor, superando mesmo a dos próprios agrônomos encarregados de fornecer orientações quanto às necessidades e quantidades recomendadas de uso desses produtos para cada cultura. Além disso, a aplicação de agrotóxicos muitas vezes é feita com um pulverizador manual, com calibragem (quando é feita) realizada pelo próprio proprietário. Por outro lado, a concentração desses produtos na área de lavoura pode ser aumentada pelo fato de que nesse mesmo local são feitos, muitas vezes, a lavagem do equipamento e o descarte das embalagens vazias (COUTINHO *et al.* 1994).

Da literatura consultada, é possível destacar ainda alguns importantes problemas acarretados pelo uso de agrotóxicos:

1. Transporte pela atmosfera para áreas distantes, afetando regiões habitadas;
2. Contaminação da água provocando mortandade de peixes, afetando animais aquáticos e populações vizinhas;
3. Retenção no solo por longos períodos, sendo transferidos dos solos para as culturas seguintes ou para pastagens, atingindo, portanto, a carne bovina e o leite consumido pelo homem;
4. Desenvolvimento de maior resistência nas pragas e necessidade permanente de sintetização de novos produtos para combatê-los;
5. Eliminação de insetos úteis, como as abelhas e demais polinizadores;
6. Efeitos colaterais em plantas, animais e seres humanos.

Historicamente, os processos de produção agrícola no Brasil sofreram sensíveis transformações desde a década de 1960, porém foi a partir dos anos 70 que se intensificou o emprego dos insumos modernos, refletindo as condições

favoráveis à obtenção de crédito agrícola, bem como à redução dos custos de empréstimos destinados à compra de insumos produzidos fora da unidade produtiva, com vistas ao aumento da produtividade das culturas em curto prazo.

Em 1975, os incentivos ao setor industrial promovidos pelo Programa Nacional de Defensivos Agrícolas visavam, por um lado, reduzir as importações de agrotóxicos, que em 1974 atendiam a 75% do consumo desses produtos no país; e, por outro, facilitar o financiamento aos agricultores para a aquisição desses produtos. Tal política mais ativa na década de setenta, chegou a vincular o uso de parte do financiamento obtido à aquisição de insumos modernos (máquinas, fertilizantes, equipamentos e defensivos agrícolas), o que levou a “aplicações sistemáticas de agrotóxicos, mesmo sem a ocorrência de pragas, resultando em pulverização excessivas e desnecessárias” (RUEGG *et al*, 1986).

Empregados para combater pragas, os agrotóxicos, com uso freqüente, tornam-se inócuos, sendo necessária, então, a transferência para um produto mais eficaz. Logo, não se trata apenas da questão do aumento na quantidade, mas também de mudanças na qualidade do produto. Ainda que, em determinado momento, as quantidades estejam diminuindo, a toxicidade pode estar aumentando em conseqüência do uso de um veneno mais eficaz ou até da proibição de um tipo específico de agrotóxico, obrigando a substituição por outro.

Existe uma grande variedade de alternativas tecnológicas que contribuem para reduzir ou racionalizar o uso de agroquímicos (PIMENTEL, 1998). Exemplos de tecnologias dirigidas à racionalização do uso de pesticidas incluem métodos físicos de controle, várias formas de controle biológico, técnicas especiais de aplicação (ultrabaixo volume e pulverização eletrostática, entre outras), uso de substâncias pouco tóxicas ou específicas como feromônios, plantio de variedades resistentes e combinações de tecnologias inseridas no contexto ecológico ou integrado de pragas (MIP).

RUEGG *et al*. (1986) comentam que, enquanto os preços dos pesticidas foram mantidos em níveis baixos, compatíveis com o incremento ao consumo, o uso dessa técnica dita moderna foi viável. Todavia, no início dos anos oitenta, “uma crise econômica se instalou no país, elevando as taxas de juros de crédito

rural, retirando os subsídios que impulsionaram o setor”. O conseqüente aumento dos preços dos produtos agroquímicos conduziu, então, a sucessivas reduções de seu consumo (RUEGG *et. al*, 1986).

Resíduos de pesticidas hoje ocorrem em todos os ambientes do planeta, e graves problemas ocupacionais e toxicológicos estão associados a seu uso (RODRIGUES, 1998b). Houve importantes avanços tecnológicos e de conscientização sobre esses problemas nos últimos anos e uma grande atenção tem sido dirigida à necessidade de racionalização do uso de pesticidas (RODRIGUES, 1998c). Devido à enorme diversidade de classes químicas existentes e das possíveis interações físico-químicas com a água, o solo e matrizes biológicas, o estudo do comportamento ambiental dos pesticidas é extremamente complexo. Inúmeros modelos de simulação do destino de pesticidas no ambiente descrevem sua dissipação, degradação e acumulação, sendo cada qual indicado para um fim específico de estudo (PESSOA *et al.*, 1997).

Nesse sentido, diversos indicadores podem ser usados para a avaliação de impacto ambiental causado pelos defensivos agrícolas: o consumo aparente, as vendas de defensivos agrícolas e também a medição direta dos resíduos desses produtos no meio ambiente e nos alimentos. Aqui, optou-se em trabalhar com o indicador de uso de defensivos agrícolas (kg/ha).

6.3.5 - Índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT)

a) Indicadores que compõem o IFERT: uso de P205 e N em kg/ha

b) Justificativa:

A manutenção e recuperação da fertilidade do solo são aspectos fundamentais do desenvolvimento agrícola sustentável. A fertilidade do solo resulta da interação de fatores dinâmicos físicos, químicos e biológicos, que atuam sobre a matriz geológica ao longo do tempo e, sob a influência do clima condiciona a gênese e a evolução do perfil do solo. As atividades agropecuárias

causam drásticas alterações nesses mecanismos de evolução do solo, como depleção química pela extração e exportação dos nutrientes contidos na produção ou lixiviados pelo excesso de água, ou degradação física resultante da erosão e oxidação de matéria orgânica. O adequado manejo do solo é essencial para a sustentabilidade agrícola, e deve envolver, de um lado, cuidados para evitar a erosão e a conseqüente perda de solo do perfil; e, de outro, mecanismos para reposição dos nutrientes exportados na colheita ou perdidos devidos à exposição e ao tempo.

O uso de fertilizantes pela agricultura é atualmente uma prática corriqueira e seu emprego está ainda hoje bastante influenciado pela política agrícola do governo. A partir de meados dos anos 60, quando o país começou a ter consciência da necessidade de aumentar a produtividade da terra para enfrentar as crises de abastecimento de produtos agrícolas em nível nacional e internacional, houve intensificação dos investimentos governamentais nesse setor. Já nos anos 70, o crédito rural a taxas subsidiadas foi fundamental para o incremento no uso dos insumos modernos e, desde então, o uso de fertilizantes químicos passou a ser a prática essencial adotada pelos agricultores brasileiros. Incentivado como um insumo que poderia promover aumentos crescentes na produção sem acréscimo de área plantada, proporcionando, portanto, maiores lucros para os agricultores, seu uso desmedido, entretanto, vem conduzindo à progressiva degradação do meio ambiente.

Freqüentemente tem sido questionada a extrema dependência desse sistema dito “moderno” em relação aos produtos agroquímicos (fertilizantes e defensivos agrícolas) que, por sua vez, para serem produzidos, requerem o uso de recursos naturais esgotáveis (petróleo, fósforo, potássio, etc.). Isso pode significar oscilações ou freqüentes aumentos nos custos para a agricultura, o que, por si só, já permite antever a não sustentabilidade desse sistema: o aumento de custos dos insumos, se absorvido pela agricultura, elevará os preços dos produtos agrícolas, inviabilizando seu consumo pela população; ou então induzirá a um menor uso dos insumos pelos agricultores, o que poderá causar a queda na

produtividade, crises de abastecimento e problemas econômicos para os agricultores.

Outra questão é o fato dos fertilizantes, bem como os pesticidas, aderirem facilmente às argilas “podendo ser depositados juntamente com a areia e silte, causando, além da poluição por sedimentos, a poluição química das nascentes, córregos, rios, reservatórios de água, etc.” (BELLINAZI Jr. *et al*, 1981). Dessa forma, o uso de fertilizantes torna-se uma das causas da degradação do meio ambiente, na medida em estes poluem o lençol freático. Por outro lado, seu uso também é consequência da degradação, na medida em que esses produtos vão repor a fertilidade perdida.

Convém lembrar que, embora os fertilizantes inorgânicos forneçam nutrientes em formas similares ou idênticas as fontes orgânicas mineralizadas, eles não tem, no longo prazo, uma propriedade de melhoria do solo diretamente” (DORAN *et al.*, 1996).

BERTON (1993) registra como “os constituintes dos fertilizantes mais usados na agricultura que causam preocupação: - os fertilizantes minerais: N, P, Cd, F e Se, e os fertilizantes orgânicos: N, P, Zn, Cu, Ni, Cd, Pb, Hg, Se, As e Mo, patógenos e compostos orgânicos persistentes”. Esse mesmo autor alerta que o nitrogênio, elemento presente tanto nos fertilizantes minerais quanto nos orgânicos, mesmo com um manejo adequado, tem uma eficiência de adubação de, no máximo, 50%, o que significa grande lixiviação (pelas raízes), volatilização e escoamento superficial (por erosão) para o meio ambiente, alcançando águas subterrâneas e intoxicando animais e seres humanos. Com relação aos compostos orgânicos, sua presença na água ou no solo (onde sofrem biodegradação total ou parcial), pode provocar inúmeras doenças nos seres humanos, desde problemas dermatológicos até o câncer.

BERTON (1994) ainda afirma que, de uma maneira geral, a eficiência da adubação nitrogenada raramente ultrapassa 50%, mesmo com um bom manejo. Desta forma, quantidades consideráveis de nitrogênio deixam a zona explorada pelas raízes, por processos de lixiviação, volatilização e escoamento superficial, constituindo-se, portanto, em fonte potencial de poluição ambiental. A adubação

fosfatada concentra-se na camada arável do solo. A perda de potássio dos solos agrícolas se dá pelo escoamento superficial, aumentando, desta forma, a quantidade de potássio nos sedimentos e, por conseguinte sua disponibilidade para as algas e outros elementos do ambiente aquático. A consequência imediata deste processo é a eutrofização dos rios, lagos, reservatórios que consiste no crescimento exagerado das algas e plantas aquáticas causando desoxigenação da água e morte de peixes. Dessa forma, o uso crescente de fertilizantes industrializados ao longo do processo de modernização da agricultura configura-se como uma fonte potencial de poluição ambiental.

O que foi exposto permite inferir que o uso de fertilizantes pode servir como uma *proxy* para avaliação da contaminação do meio ambiente e da degradação do solo, ou seja, um intenso e contínuo consumo de fertilizantes químicos indicariam uma tendência para a degradação desse recurso natural com a consequente presença do nitrato nos lençóis freáticos.

Cabe ressaltar, contudo, que o uso de fertilizantes não provoca, necessariamente, impacto negativo no meio ambiente: o impacto está vinculado à maneira como ocorre a utilização e as condições do solo. Por isso, a utilização dessa variável como indicador de degradação do solo e de perda de biodiversidade deve estar atrelada à informações sobre o sistema de cultivo (monocultura intensiva) e as culturas plantadas em cada região.

As informações para a obtenção de um indicador sobre o uso de fertilizantes podem ser extraídas de duas fontes distintas: dos Censos Agropecuários, através das referências sobre o número de estabelecimentos que declararam obtenção de financiamento e uso de adubos químicos, e/ou Anuários Estatísticos, que publicam dados sobre o consumo aparente de fertilizantes. Embora esta última informação seja mais recomendada como um indicador, até porque sua comparação com a área plantada e com o rendimento físico das culturas facilita a visualização de um quadro de sustentabilidade do setor, os dados sobre financiamento não devem ser desprezados, pois retratam a política agrícola adotada.

O emprego do consumo aparente de fertilizantes como um indicador para a avaliação da pressão que a agricultura exerce sobre o meio ambiente merece, todavia, cuidados; é imprescindível considerar o fato de que o uso intensivo de fertilizantes pode mascarar o processo erosivo. Assim, é de se esperar que a erosão do solo, na medida em que reduz a área agricultável, provoque uma crescente diminuição na produção das culturas.

6.3.6 - Índice de manejo do solo (IMANEJ)

a) Indicadores que compõem o IMANEJ: parâmetros P (práticas conservacionistas) e C (uso e manejo) da equação universal de perdas de solo (EUPS).

b) Justificativa:

Algumas das causas do esgotamento dos solos pela erosão podem ser controladas, e todas as técnicas utilizadas para aumentar a resistência do solo ou diminuir as forças do processo erosivo denominam-se práticas conservacionistas. Estas podem ser divididas em vegetativas, edáficas e mecânicas, segundo se use a própria vegetação, se trate de modificações no sistema de cultivo, ou se recorra a estruturas artificiais construídas mediante a remoção ou disposição adequada de porções de terra. Cada uma delas resolve apenas parcialmente o problema; assim, para a melhor solução, deverão ser aplicadas simultaneamente, a fim de abranger com maior amplitude possível os diversos aspectos do problema

O fator C da EUPS – Equação Universal de Perdas de Solo para determinada cultura é o somatório dos produtos da razão de perda de terra (RPT) pela fração do índice de erosividade (FEI) de cada estágio da cultura (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A RPT é o quociente da perda de terra ocorrida em determinado sistema de manejo pela ocorrência num solo sem cultura e descoberto, variando, portanto, de zero a um. A FEI também varia de zero a um, significando a percentagem do índice de erosividade que produziu a erosão utilizando o cálculo da respectiva RPT dentro de cada estágio. Assim, o fator C da EUPS varia de zero a um,

aproximando-se de zero, nos sistemas de manejo não conservacionistas, e de, um, nos sistemas conservacionistas. O fator C varia de acordo com a erosividade, para cada cultura e tipos de manejo ou cultivo do solo.

As perdas de solo que ocorrem em uma área mantida continuamente descoberta podem ser estimadas pelo produto dos termos R (fator erosividade de precipitação), K (fator erodibilidade do solo), L (fator comprimento da encosta), e S (fator grau de declividade) da equação das perdas de solo. Entretanto, se a área estiver cultivada, tais perdas serão reduzidas devido à proteção que a cultura oferece ao solo. Essa redução depende das combinações de cobertura vegetal, seqüência de cultura e práticas de manejo. Depende também do estágio do crescimento e desenvolvimento da cultura durante o período das chuvas.

No entanto, os efeitos das variáveis uso e manejo não podem ser avaliados independentemente, devido às diversas interações que ocorrem. Assim, uma cultura pode ser plantada continuamente em um mesmo local ou então em rotação com outras. Seus restos podem ser removidos, deixados na superfície, incorporados próximos à superfície ou totalmente enterrados com o preparo do solo. Quando deixados na superfície, podem ser cortados ou mantidos como foram colhidos. O preparo do solo pode deixar a superfície do terreno bastante irregular ou lisa. Diferentes combinações dessas variáveis provavelmente apresentem diferentes efeitos nas perdas de solo.

A efetividade do manejo dos restos das culturas dependerá da quantidade de resíduos existente, que, por sua vez, é função da chuva, fertilidade do solo e manejo da cultura.

A proteção e cobertura vegetal não só depende do tipo de vegetação do stand e do seu desenvolvimento como, também, varia grandemente nos diferentes meses e estações do ano. A eficácia de reduzir a erosão, portanto, depende da quantidade de chuvas erosivas que ocorrem durante esse período, quando a cultura e as práticas de manejo apresentam uma proteção máxima.

Portanto, o fator C mede o efeito combinado de todas as relações das variáveis de cobertura e manejo acima explicitadas.

A proteção oferecida pela cobertura vegetal, durante o seu ciclo vegetativo, é gradual. Para fins práticos, WISCHMEIER (1960) dividiu-se o ano agrícola em cinco períodos ou estágios cultura, definidos de tal modo que os efeitos de cobertura e manejo possam ser considerados aproximadamente uniformes dentro de cada período, a saber:

- (a) período D - preparo do solo: desde preparo ao plantio;
- (b) período 1 - plantio: do plantio a um mês após o plantio;
- (c) período 2 - estabelecimento: do fim do período 1 até dois meses após o plantio;
- (d) período 3 - crescimento e maturação: de dois meses após o plantio até a colheita;
- (e) período 4 - resíduo: da colheita até o preparo do solo.

As intensidades de perdas de solo são computadas par cada um desses estádios e para cada cultura, sob várias condições (seqüência de culturas, níveis de fertilidade, produção, quantidade de restos culturas) (BERTONI, J. *et al*, 1975).

Para a obtenção do valor C, as intensidades de perdas de solo de cada período são combinadas com dados relativos à chuva, isto é, em relação à percentagem de distribuição do índice de erosão (EI) anual para determinado local.

Já o fator P da equação de perdas de solo é a relação entre a intensidade esperada das perdas de solo com determinada prática conservacionista e a aquelas quando a cultura está plantada no sentido do declive (morro abaixo). As práticas conservacionistas mais comuns para as culturas anuais são: plantio em contorno, terraceamento e alternância de capinas.

Para áreas terraceadas, o comprimento do declive a usar na determinação do valor de LS na equação é o intervalo do terraço. O valor de P para área terraceada, portanto, deverá ser o mesmo do plantio em contorno, uma vez que, reduzindo o comprimento do declive, reduzem-se as perdas de solo pela raiz quadrada do comprimento.

VII - TESTE DE APLICAÇÃO DO ISAGRI PARA AS MICROBACIAS DOS RIOS ORIÇANGA E ARARAS

Neste capítulo, a sensibilidade do ISAGRI, como índice que tem o objetivo de avaliar a sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas, foi testado para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras. Essas microbacias, ambas pertencentes à Bacia dos rios Mogi Guaçu- Pardo, foram escolhidas justamente porque apresentam níveis de degradação diferentes. Nesse sentido, o objetivo foi verificar se o ISAGRI refletia essas diferenças. A microbacia do rio Oriçanga é essencialmente uma área de agricultura diversificada, com a maior área destinada à fruticultura e à agricultura anual. Enquanto que a microbacia do ribeirão de Araras é essencialmente uma área de cultura da cana-de-açúcar. Este capítulo apresenta os resultados do ISAGRI obtidos para cada uma dessas microbacias e, ao final, propõe critérios para a categorização dos diferentes níveis de sustentabilidade.

7.1 - A região

O ISAGRI foi aplicado nas microbacias dos rios Oriçanga e Araras, ambas pertencentes à bacia dos rios Mogi Guaçu- Pardo. Essa bacia apresenta numerosas possibilidades para a análise e o estudo de questões relacionadas à sustentabilidade, dada a riqueza de suas características. Localiza-se na Região Nordeste do Estado de São Paulo entre as coordenadas 19°52' e 22°51' de latitude Sul e 46°16' e 49°20' longitude Oeste. Compreende 125 municípios, que, juntos, ocupam 51.725 km²; área que representa 20,83% do Estado de São Paulo (Figura 7.1).

Figura 7.1: Mapa esquemático contendo os principais corpos de água, municípios da Bacia do Mogi Guaçu - Pardo

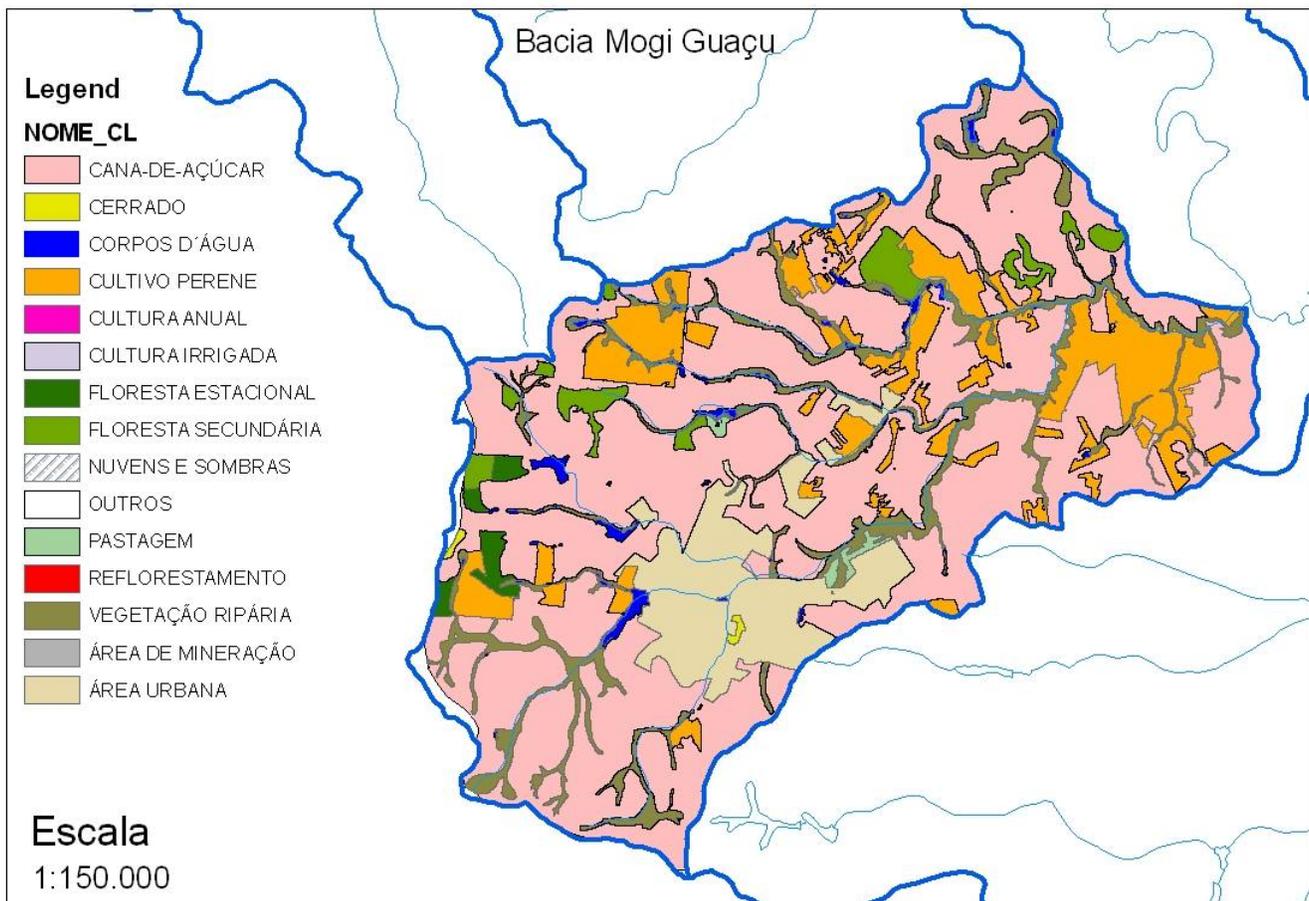


A microbacia do Ribeirão das Araras está totalmente inserida no município de Araras (IBGE 1:50.000, Folha Araras-SF23YAll) e engloba uma área de aproximadamente 400 km², fazendo parte da Depressão Periférica, na zona do Médio Tietê. Localiza-se na porção central do município de Araras, na margem esquerda da microbacia do rio Mogi-Guaçu e apresenta um padrão dendrítico, semelhante a “galhos de árvores”, sendo composta também por outros ribeirões que escoam de oeste para leste-nordeste. A microbacia do Ribeirão das Araras é um bom exemplo da ação antrópica, sendo impactada por urbanização e atividades rurais.

O relevo regional está representado por uma sucessão de baixas colinas de topos subaplainados, cujas vertentes atingem declives de ordem de 5% e, nos topos, 3%. Em direção ao Norte, a topografia torna-se mais ondulada, achando declives de até 20%.

O relevo e o solo, adequados à atividade agropastoril, permitiram a ocupação de extensas áreas com aquelas atividades e o desenvolvimento de importantes núcleos urbanos nesta região. A vegetação primitiva representada por mata tropical, deu lugar a sucessivos ciclos de cultura, sendo atualmente constituída em sua maior parte pela cana-de-açúcar (Figura 7.2).

Figura 7.2: Detalhe da Microbacia do Ribeirão das Araras (Araras-SP)



A microbacia do rio Oriçanga engloba os municípios de Estiva Gerbi e Espírito Santo do Pinhal. O rio Oriçanga nasce entre os municípios de Aguai e São João da Boa Vista na localização geográfica, latitude 22°06'04 Sul e longitude 46°49'55 Oeste. Dentro da área abrangida pela bacia do rio Mogi, o município de Estiva Gerbi está entre os que apresentam maior produtividade no Estado de São Paulo no que se refere à tomaticultura. Na área da microbacia hidrográfica do Rio das Pedras, o fruto é produzido em aproximadamente 600 hectares, algo como 6% da área total destinada à atividade agrícola (ALVES FILHO, 2005).

7.2 - Resultados e Discussão

Os resultados da aplicação do ISAGRI nas microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão das Araras serão apresentados concomitantemente de forma a permitir a comparação relativa entre eles.

7.2.1 - Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA)

Como foi visto no capítulo anterior, esse índice é o resultado da média ponderada dos subíndices de qualidade de água (IQA) e qualidade física do solo (IQF) obtido a partir da seguinte fórmula:

$$(1) \text{ IEA} = \frac{\text{IQA} + 2\text{IQF}}{3}$$

7.2.1.1 - Índice de Qualidade de água (IQA)

Esse índice foi obtido da média aritmética dos seguintes parâmetros físico-químicos de qualidade de água: pH, oxigênio dissolvido (mg/L), amônia (NH₃ mg/L), nitrato (NO₃⁻ mg/L), fósforo (mg/L), turbidez (UNT) e clorofila (µg/L). Esses parâmetros

foram considerados para a pesquisa como indicadores de qualidade de água conforme justificado no capítulo anterior.

Material e Método

Os parâmetros físico-químicos de qualidade de água foram coletados durante o ano de 2005 pelos pesquisadores do Módulo II do Projeto Ecoagri nas microbacias dos seguintes rios: Oriçanga, nos municípios de Espírito Santo do Pinhal e Estiva Gerbi e Ribeirão das Araras, no município de Araras. Em cada um desses rios foram selecionados dois pontos de coleta, sendo um na nascente e outro mais a jusante, em locais próximos a diversas culturas, sendo elas: agricultura diversificada (Estiva Gerbi), café (Estiva Gerbi), e cana-de-açúcar (Araras) (Tabela 7.1).

Tabela 7.1: Relação dos municípios e localização dos pontos de coleta em coordenadas geográficas (UTM), e tipos de cultura agrícola predominantes na área de entorno dos pontos de coleta.

Rio	Município	Coordenadas (UTM)	Ponto de Coleta	Sigla	Cultura
Rio Oriçanga	Espírito Santo do Pinhal	0299398 7539564	1	ORIC-1	Café
	Estiva Gerbi	0310066 7553640	2	ORIC-2	Café, Laranja e Tomate
Ribeirão das Araras	Araras	0248160 7525852	1	ARAR-1	Cana e Café
		0249464 7529274	2	ARAR-2	Cana

O Rio Oriçanga é um afluente do rio das Pedras e o ponto de coleta denominado Oriçanga 1 (ORIC 1) está localizado no município de Espírito Santo do Pinhal (UTM 0299398 e 7539564); caracteriza-se por ser um córrego de 1ª ordem, possui mata ciliar relativamente preservada, sendo que o ambiente de entorno apresenta pastagem e uma pequena área de cultura de café. O leito do canal principal do ponto ORIC 1 é composto por folhiços de correnteza e de fundo, além de pequenas pedras. O ponto de coleta denominado Oriçanga 2 (ORIC 2)

está localizado no município de Estiva Gerbi (UTM 0310066 e 7553640); é um córrego de 2ª ordem e apresenta mata ciliar bastante alterada ou ausente em alguns trechos (presença de barrancos), existindo uma plantação de eucalipto próxima. O substrato de fundo deste ponto (ORIC 2) é bastante homogêneo, sem mecanismos de retenção, sendo composto basicamente por areia e folhiços de fundo esparsos .

Os pontos de coleta escolhidos para a microbacia do Ribeirão das Araras localizam-se nos municípios de Araras. O ponto de coleta denominado ARAR-1 está localizado na divisa com o município de Rio Claro, (UTM 0248160 e 7525852). O ponto ARAR-1 é um açude, uma nascente do Ribeirão das Araras, circundado por vegetação nativa, e apresenta pouca ou nenhuma interferência humana. A área do ponto ARAR-1 é mais preservada da ocupação urbana, pois grande parte da água que abastece a cidade de Araras vem desta região; outra parte da água é captada do Rio Mogi-Guaçu. O ponto de coleta denominado ARAR-2 fica na represa Tambury (Antonio Meneghetti), UTM 0249464 e 7529274. Esta represa fica localizada na região da Mata Negra e foi construída na década de 90 pelo SAEMA (Serviço de Águas e Esgoto do Município de Araras).

A análise dos diversos parâmetros físico-químicos de qualidade de água, com pequenas exceções em destaque, não revelou nenhuma alteração significativa na concentração das variáveis medidas com relação aos limites estabelecidos pela Resolução No. 357/2005 do CONAMA, que revogou a Resolução No. 020/86, e que estabelece os limites para as diversas classes de água e seu aproveitamento. Para a determinação desses parâmetros foram utilizadas sondas multiparâmetros das Marca YSI (Yellow Springs Incorporated) Modelo 6820 e HORIBA U10, e um espectrofotômetro da HACH DR 2000.

Resultados e Discussão

Nas Tabelas 7.2 e 7.3 são apresentados os resultados obtidos para cada um dos indicadores de qualidade de água avaliados durante o período de estudo, os quais estão expressos em valores máximos e mínimos para permitir o estabelecimento de algumas relações entre as variáveis medidas e os limites do

CONAMA, e também com as práticas agrícolas desenvolvidas na área do entorno dos pontos de coleta selecionados. A Tabela 7.4 mostra os limites de concentração desses indicadores estabelecidos pela Resolução CONAMA 357. (BRASIL, 2005).

Tabela 7.2: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta do Ribeirão das Araras (Araras, SP)

Parâmetros	Mínimo Arar 1	Máximo Arar 1	Mínimo Arar 2	Máximo Arar 2
PH	6,67	6,97	6,43	7,27
Turbidez (UNT)	3,00	10,00	10,00	18,00
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	4,82	6,56	5,99	8,40
Amônia não ionizada (NH ₃ mg/L)	0,01	0,06	0,00	0,03
Nitrato (NO ₃ ⁻ mg/L)	0,40	0,90	0,10	0,60
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	0,02	0,61	0,11	0,37
Clorofila a (µg/L)	4,64	4,79	2,70	26,57

Tabela 7.3: Indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta do Rio Oriçanga (Espírito Santo do Pinhal, SP – ORIC 1 e Estiva Gerbi, SP - ORIC 2)

Parâmetros	Mínimo Oric1	Máximo Oric 1	Mínimo Oric 2	Máximo Oric 2
PH	5,56	6,00	5,40	5,88
Turbidez (UNT)	13,00	18,00	15,00	456,00
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	3,63	5,10	5,40	6,21
Amônia não ionizada (NH ₃ mg/L)	0,02	0,02	0,00	0,17
Nitrato (NO ₃ ⁻ mg/L)	0,20	0,20	0,10	0,20
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	0,37	0,39	0,29	0,33
Clorofila a (µg/L)	0,00	81,97	0,00	6,12

Tabela 7.4: Limites de referência estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para os indicadores de qualidade de água

Parâmetros	Limites
PH	Entre 6 e 9
Turbidez (UNT)	Máximo 100 UNT
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	> 5 mg/L
Amônia não ionizada (NH ₃ mg/L)	< 0,1 mg/L
Nitrato (NO ₃ ⁻ mg/L)	Máximo 10 mg/L
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	Máximo 0,03 mg/L
Clorofila a (µg/L)	Máximo 30µg/L

A manutenção da vida e a integridade ambiental dos ecossistemas aquáticos estão diretamente relacionadas com a concentração de oxigênio dissolvido. Nos viveiros de produção de peixes ou em alguns rios e reservatórios bastante eutrofizados, o plâncton é a maior fonte de turbidez, sendo que a concentração de clorofila tem sido utilizada com sucesso como um indicador da sua concentração. Para todos os pontos de coleta avaliados durante o segundo semestre de 2005 as concentrações de oxigênio dissolvido variaram do mínimo de 3,63 mg/L ORIC 1 para no máximo 8,40 mg/L ARAR 2.

O aporte excessivo de matéria orgânica transportada pelo escoamento superficial ou pela descarga de efluentes para o interior dos rios e dos lagos, também pode causar uma redução significativa na concentração de oxigênio dissolvido devido ao aumento da demanda bioquímica de oxigênio que ocorre nesses locais para degradar essa carga poluidora. Embora a escolha do local ORIC 1 tenha sido feita levando-se em consideração a sua integridade e ausência de aporte de sedimentos trazidos pelo escoamento superficial de culturas adjacentes, acredita-se que esse processo pode estar ocorrendo na pequena lagoa situada na Fazenda São José no ponto ORIC1. Nesse local foi observada a concentração mais baixa de oxigênio dissolvido de apenas 3,63 mg/L durante o período de estudo, entretanto, essas afirmações precisam ser confirmadas a partir de uma avaliação mais detalhada dos parâmetros físico-químicos de qualidade de

água desse local, e também das atividades agrícolas desenvolvidas nessa área de entorno.

Além disso, as concentrações máximas de fósforo total observadas nos pontos ORIC 1 e ORIC2 2, respectivamente de 0,39 mg/L e 0,33 mg/L estão acima dos limites do CONAMA (Tabela 7.4) e podem estar causando eutrofização e provocando grandes oscilações na concentração de oxigênio dissolvido. Uma das causas desse processo pode estar relacionada a um aporte razoável de nutrientes oriundos do uso de fertilizantes nas plantações existentes na área adjacente aos pontos de coleta que ao entrarem em solução na água desse ambiente estimulam o crescimento do fitoplâncton, verificado pela alta concentração de clorofila de 82 µg/L nesse ponto ORIC 1 e cuja concentração excessiva afeta diretamente o equilíbrio da concentração de oxigênio dissolvido.

Além disso, é preciso considerar que alguns rios como, por exemplo, o rio Oriçanga, recebem grandes quantidades de material de origem mineral e vegetal em toda a extensão da bacia hidrográfica na qual estão inseridos, o que vai variar de acordo com a relação entre a área da bacia hidrográfica e o percentual da cobertura vegetal, com destaque para a mata ciliar existente ao longo dos rios. As concentrações de sólidos suspensos freqüentemente variam de 10 a 50 mg/L, porém concentrações mais elevadas podem ocorrer em locais com alta turbidez, cujo valor máximo de 456 UNT foi observado para o ponto ORIC 2. Este elevado valor de turbidez pode ter prejudicado o desenvolvimento do fitoplâncton, que interfere diretamente na abundância de organismos bentônicos filtradores.

As concentrações máximas de nitrato encontradas para os pontos ARAR1 e ARAR 2, respectivamente, 0,9 mg/L e 0,6 mg/L, estão bem abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA 357/2005.

Para o cálculo do Índice de qualidade de água (IQA), foram consideradas as médias das concentrações de todos os indicadores de qualidade de água determinados para os pontos de coleta ARAR1, ARAR2, ORIC1 e ORIC2 (Tabela 7.5). O “melhor valor” utilizado para o cálculo do índice foi determinado com base na referência adotada pelo CONAMA 357/2005 e o pior valor baseou-se no pior

valor observado em relação à referência para cada um dos indicadores avaliados (Tabela 6.2).

Tabela 7.5: Médias dos indicadores de qualidade de água determinados nos pontos de coleta dos Rios Oriçanga (Espírito Santo do Pinhal, SP – ORIC 1 e Estiva Gerbi, SP – ORIC 2) e Ribeirão de Araras (Araras, SP)

Indicadores	Microbacia do Rio Araras	Microbacia do Rio Oriçanga
PH	6,23	5,71
Turbidez (UNT)	10,25	125,50
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,03	0,05
Amônia não ionizada (NH ₃ mg/L)	0,50	0,18
Nitrato (NO ₃ ⁻ mg/L)	0,28	0,31
Fósforo Total (PO ₄ ⁻ mg/L)	5,80	5,09
Clorofila a (µg/L)	9,68	22,02

Na transformação de cada um desses indicadores em índices, que variam entre zero e um, utilizou-se a fórmula

$$(1) \text{ Índice} = \frac{(\bar{vo} - pv)}{(mv - pv)}$$

em que \bar{vo} = média do valor observado para o indicador; pv = pior valor e mv = melhor valor conforme descrito no capítulo anterior.

$$\text{Portanto, o } IQA = \frac{\sum_{i=1}^7 IPF_i}{7}, \text{ em que:}$$

IPF_i = Índice de parâmetros físico-químicos

$i = 1, 2, \dots, 7$: concentração dos parâmetros físico-químicos considerados ($i=1$ turbidez; $i=2$ clorofila; $i=3$ ph; $i=4$ nitrato; $i=5$ amônia; $i=6$ fósforo; $i=7$ oxigênio dissolvido);

A Tabela 7.6 apresenta os resultados encontrados para cada índice que compõem o Índice de qualidade de água (IQA):

Tabela 7.6: Índice de Qualidade de Água (IQA) para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras

Indicadores de qualidade de água	Araras	Oriçanga
Turbidez	0,97	0,47
Clorofila	0,88	0,73
PH	0,40	0,15
Nitrato	0,50	0,91
Amônia	0,85	0,69
Fósforo	0,28	0,18
Oxigênio Dissolvido	0,65	0,48
Índice de Qualidade de Água (IQA)	0,65	0,52

Como pode ser observado, o IQA da microbacia do rio Oriçanga está inferior ao IQA da microbacia do Ribeirão de Araras. A microbacia do ribeirão de Araras praticamente obteve todos os indicadores melhores, com exceção a concentração de nitrato.

7.2.1.2 - Índice de Qualidade física do solo (IQF)

Esse índice foi obtido da média aritmética dos seguintes indicadores: porosidade e resistência do solo à penetração. A coleta e análise de solo foram realizadas pela equipe de pesquisadores do módulo I do Projeto Ecoagri.

Material e Método

O experimento foi instalado ao longo das microbacias dos rios Oriçanga e Araras, em latossolo de textura média e latossolo de textura argilosa,

predominantes na área de estudo (Embrapa, 1999). Os tratamentos utilizados constituíram-se em sistema de Preparo Convencional (aração, como arado de aiveca a uma profundidade de 10 a 20 cm seguido de gradagem niveladora) – PC.

A densidade do solo foi determinada de acordo com BLAKE e HARTGE (1986). Para a determinação da porosidade do solo, as amostras indeformadas foram saturadas por 48 horas em bandeja com água até dois terços da altura do anel. Após o período de saturação, as amostras foram drenadas no potencial equivalente a 0,006 Mpa utilizando uma mesa de tensão adaptada de KIEHL (1979). A partir dos valores de umidade com saturação da amostra e dos valores de retenção de água, calcularam-se os valores de macro, micro e porosidade total do solo.

A resistência à penetração foi realizada conforme TORMENA e ROLOFF (1996), obtendo-se dados de resistência à penetração a cada 0,05 m até 0,40m de profundidade, utilizando um penetrômetro modelo Solotest. As amostragens de solo foram realizadas durante os meses de setembro e outubro de 2006 ao longo das microbacias dos rios de Oriçanga e Araras. Em cada parcela experimental obtiveram-se cinco medidas de resistência e um valor médio de cada profundidade foi utilizado para representar a parcela individualmente.

Os dados de resistência à penetração foram avaliados e analisados utilizando-se um valor médio em cada profundidade. O erro padrão da média foi utilizado para proceder à avaliação dos tratamentos em cada profundidade amostrada.

Para o cálculo do Índice de qualidade física do solo (IQF), consideraram-se as profundidades de 0-10 cm e 10-20 cm tanto para a análise da porosidade quanto para a análise da resistência do solo à penetração.

Resultados e discussão

Porosidade

Como observado anteriormente, a análise de porosidade dos solos amostrados foi realizada considerando-se a macro, a micro e a porosidade total.

As Tabelas 7.7. e 7.8 apresentam esses resultados em termos dos valores médios de macroporosidade, microporosidade e total para os solos das microbacias dos rios de Oriçanga e Araras, consideradas as profundidades de 0-10cm e 10-20cm. As análises foram realizadas por tipo de cultura, o que permite observar as culturas que têm maior impacto na porosidade do solo. Cabe ressaltar que, por cultura anual, incluíram-se essencialmente as culturas de feijão, soja e milho.

Tabela 7.7: Valores médios de macroporosidade, microporosidade e porosidade total (%) por uso na microbacia do rio de Oriçanga

Uso	Profundidade	Macro	Micro	Total
Cultura Anual	0-10cm	15,06	32,52	47,58
	10-20cm	20,23	22,82	43,05
Café	0-10cm	20,16	24,45	44,61
	10-20cm	18,12	31,43	49,54
Cana	0-10cm	16,92	32,15	49,07
	10-20cm	23,95	24,45	48,40
Pastagem	0-10cm	15,91	36,96	52,87
	10-20cm	19,13	25,92	45,04
Silvicultura	0-10cm	12,88	22,43	35,31
	10-20cm	15,67	27,3	42,97

Tabela 7.8: Valores médios de macroporosidade, microporosidade e porosidade total (%) por uso na microbacia do rio Araras

Uso	Profundidade	Macro	Micro	Total
Cultura	0-10cm	17,21	29,72	46,93
	10-20cm	21,87	33,52	55,39
Café	0-10cm	15,49	25,63	41,11
	10-20cm	24,60	16,83	41,43
Cana	0-10cm	15,08	37,26	52,34
	10-20cm	10,88	42,17	53,05
Pastagem	0-10cm	15,38	28,80	44,19
	10-20cm	24,29	14,73	39,01
Silvicultura	0-10cm	13,36	43,33	56,7
	10-20cm	19,58	28,53	48,11

Para o cálculo do Índice de porosidade (IPOR) das microbacias dos rios Oriçanga e Araras, foram consideradas apenas as médias dos valores de macroporosidade que correspondem ao valor observado (\overline{vo}). Os respectivos índices de macroporosidade foram calculados para as profundidades de 0-10cm e 10-20cm, respectivamente, e, ao final, obteve-se a média para a profundidade de 0-20cm (Tabela 7.9). O melhor valor definido para o cálculo desse índice foi 25%, adotado pela literatura como sendo o valor de referência mínimo para solos com boa porosidade (CARTER, 1990; TWERDOFF *et al.*, 1999). O pior valor adotado foi o pior valor de macroporosidade do solo em relação à referência (25%) das áreas avaliadas (Tabela 6.2).

Portanto, como foi visto o

$$IPOR = \frac{\sum_{i=1}^5 IMac_i}{5},$$

em que:

IMac_i = Índice de macroporosidade do solo

i= 1, 2... , 6: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=5 silvicultura);

A Tabela 7.9 apresenta os índices de porosidade para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras por tipo de uso:

Tabela 7.9: Índices de porosidade (IPOR) segundo o uso para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras

Uso	Profundidade	IPOR Oriçanga	IPOR Araras	IPOR Oriçanga (0-20cm)	IPOR Araras (0-20cm)
Cultura Anual	0-10cm	0,25	0,42	0,30	0,49
	10-20cm	0,34	0,57		
Café	0-10cm	0,57	0,15	0,56	0,56
	10-20cm	0,55	0,97		
Cana	0-10cm	0,50	0,38	0,62	0,25
	10-20cm	0,74	0,12		
Pastagem	0-10cm	0,34	0,30	0,39	0,62
	10-20cm	0,44	0,93		
Silvicultura	0-10cm	-0,02	0,02	0,12	0,3
	10-20cm	0,27	0,57		
IPOR				0,4	0,44

Como pode ser observado na Tabela 7.9, a microbacia do ribeirão de Araras apresentou melhor Índice de porosidade do solo em relação à microbacia do rio Oriçanga. Observa-se que a microbacia de Araras só obteve piores resultados comparativamente à microbacia o rio Oriçanga para a cultura de cana-de-açúcar. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de a microbacia do rio Araras ser predominantemente uma área de cana-de-açúcar.

Resistência do solo à penetração

Os dados referentes à resistência do solo a penetração foram analisados por categoria de uso, consideradas as profundidades de 0-10cm e 10-20cm para cada uma das duas microbacias analisadas.

As Tabelas 7.10 e 7.11 apresentam os resultados da resistência do solo à penetração por uso nas microbacias dos rios Oriçanga e Araras.

Tabela 7.10: Valores médios da resistência do solo a penetração (Mpa) segundo uso na microbacia do ribeirão de Araras

Uso	Profundidade	Resistência do solo a penetração (Mpa)
Cultura Annual	0-10cm	4,68
	10-20cm	9,58
Café	0-10cm	5,21
	10-20cm	7,51
Cana	0-10cm	2,58
	10-20cm	9,43
Pastagem	0-10cm	5,07
	10-20cm	6,17
Silvicultura	0-10cm	2,28
	10-20cm	6,96

Tabela 7.11: Valores médios da resistência do solo a penetração (Mpa) segundo uso na microbacia do rio Oriçanga

Uso	Profundidade	Resistência do solo a penetração (Mpa)
Cultura Anual	0-10cm	5,54
	10-20cm	15,81
Café	0-10cm	6,18
	10-20cm	12,19
Cana	0-10cm	1,99
	10-20cm	7,84
Pastagem	0-10cm	8,57
	10-20cm	10,38
Silvicultura	0-10cm	3,81
	10-20cm	7,20

Observa-se, por esses resultados, que os solos com as culturas de café, cultura anual e pastagem apresentam os maiores valores de resistência do solo à penetração comparativamente aos outros usos nas duas microbacias avaliadas.

Além disso, os valores aumentaram à medida que aumentaram as profundidades avaliadas.

Para o cálculo do Índice de resistência do solo à penetração (IRP) foram consideradas as médias dos índices encontrados para a profundidade de 0-10cm e 10-20cm respectivamente. A escolha do melhor valor utilizado como referência para o cálculo dos índices baseou-se em ARSHAD, M. A. *et al*, (1996), que estabelece os valores críticos de resistência à penetração (Tabela 7.12). Desta tabela, constata-se que, quanto maior o valor de resistência do solo à penetração, maior o nível de compactação do solo. Para a pesquisa, definiu-se como o melhor valor o 1 que pertence à faixa de resistência moderada.

O pior valor adotado foi o pior valor de resistência do solo à penetração observado nas áreas avaliadas. Esses valores, utilizados para o cálculo do índice estão descritos na Tabela 6.2.

Tabela 7.12: Classes de resistência do solo à penetração

Classe	Resistência à penetração (Mpa)
Extremamente baixa	< 0,01
Muito baixa	0,01 - 0,1
Baixa	0,1 - 1,0
Moderada	1,0 - 2,0
Alta	2,0 - 4,0
Muito alta	4,0 - 8,0
Extremamente alta	> 8,0

Fonte: Adaptado de SOIL SURVEY STAFF (1993), citado por ARSHAD *et al*. (1996)

Portanto, como foi visto o

$$IRP = \frac{\sum_{i=1}^5 IRP_i}{5},$$

em que:

IRP_i= Índice de resistência a penetração

i=1,2..., 5 : cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=5 silvicultura);

A Tabela 7.13 apresenta esses resultados.

Tabela 7.13: Índices de resistência do solo à penetração para as microbacias dos rios de Araras e Oriçanga, segundo classe de uso.

Uso	Profundidade	IRP Oriçanga	IRP Araras	IRP Oriçanga (0-20cm)	IRP Araras (0-20cm)
Agricultura anual	0-10cm	0,42	0,53	0,28	0,52
	10-20cm	0,14	0,50		
Café	0-10cm	0,13	0,29	0,14	0,40
	10-20cm	0,16	0,51		
Cana crua	0-10cm	0,66	0,46	0,56	0,39
	10-20cm	0,45	0,33		
Pastagem	0-10cm	0,19	0,57	0,18	0,55
	10-20cm	0,17	0,54		
Silvicultura	0-10cm	0,17	0,62	0,22	0,45
	10-20cm	0,27	0,29		
IRP				0,28	0,46

A microbacia do rio de Araras obteve melhores índices de resistência do solo a penetração para todas as culturas, com exceção para a cultura de cana-de-açúcar. Como foi visto, o mesmo aconteceu para o índice de porosidade. Dessa forma, a microbacia do Rio Oriçanga obteve pior índice de resistência à penetração, o que indica que os seus solos estão num nível maior de compactação comparativamente aos solos da microbacia do Rio Araras. Esse resultado é confirmado quando também se analisa o índice de porosidade de solo das duas microbacias. A microbacia do rio Oriçanga também obteve o pior índice, o que indica que a porosidade do solo é menor para os solos dessa microbacia, e,

portanto, que é maior a resistência do solo a penetração, conforme demonstram os resultados.

Dessa forma, o Índice de qualidade física do solo (IQF) foi obtido da média aritmética dos Índices de porosidade (IPOR) e resistência do solo à penetração (IRP) respectivamente. A Tabela 7.14 sintetiza esses resultados.

Tabela 7.14: Índice de qualidade física do solo (IQF) para as microbacias dos rios de Araras e Oriçanga

	Microbacia do Rio Araras	Microbacia do Rio Oriçanga
Índice de Porosidade (IPOR)	0,44	0,40
Índice de Resistência a Penetração (IRP)	0,46	0,28
Índice de Qualidade Física do Solo (IQF)	0,45	0,34

Os resultados refletem a melhor qualidade física dos solos da microbacia do ribeirão de Araras comparativamente à microbacia do rio Oriçanga.

O Índice de Estado do Ecossistema Agrícola (IEA) foi obtido da média ponderada do Índice de qualidade de água (IQA) e do Índice de qualidade física do solo (IQF) a partir da seguinte fórmula vista anteriormente:

$$IEA = \frac{IQA + 2IQF}{3}$$

A Tabela 7.15 apresenta os valores do Índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras

Tabela 7.15: Síntese do Índice de estado do ecossistema agrícola (IEA) das microbacias dos rios de Oriçanga e Araras

	Microbacia do Rio de Araras	Microbacia do Rio Oriçanga
Índice de Qualidade de Água – IQA	0,65	0,52
Índice de Qualidade Física do Solo – IQF (x2)	0,45	0,34
IEA	0,52	0,40

7.2.2 - Índice de Vetores de Degradação (IDEG)

Esse índice é o resultado da média ponderada dos subíndices de erosão (IERO), potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT) e do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF) obtido a partir da seguinte fórmula:

$$(2) IDEG = \frac{3IERO + 2IDEF + IFERT}{5}$$

7.2.2.1 - Índice de erosão (IERO)

Material e Método

O Projeto Ecoagri – Fapesp baseou as suas estimativas de taxas de erosão na EUPS – Equação Universal de Perdas de Solo - por ser um método reconhecido internacionalmente e por ser de fácil aplicação. Para a pesquisa, foram consideradas as perdas de solo ocorridas nos municípios que compõem as microbacias dos rios Oriçanga e Araras segundo o tipo de uso. No cálculo do indicador de perda de solo foram considerados o tipo de solo e a taxa de risco de erosão associada a cada um dos principais tipos de cultura realizadas nas duas microbacias - Araras e Oriçanga – a partir dos levantamentos realizados pelos pesquisadores do módulo II do projeto Ecoagri. A partir da metodologia utilizada pelo referido projeto, a taxa de risco de erosão foi encontrada calculando-se a

razão entre a perda de solo e a tolerância à perda de solo de acordo com a Equação Universal de Perdas de Solos ((BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999). A seguir, essa metodologia será explicitada detalhadamente.

Para obtenção das perdas de solo procedeu-se a revisão e a obtenção dos parâmetros necessários para a modelagem das perdas de solo com base na Equação Universal de Perdas de Solo (BERTONI e LOMBARDI, 1992). Tais parâmetros referem-se basicamente a dados sobre erosividade das chuvas, análise de parâmetros topográficos (notadamente comprimento de vertente e declividade) a partir do processamento das cartas topográficas escala 1:50000 (IBGE), obtenção do fator C (uso e manejo do solo) e fator P (práticas conservacionistas).

O modelo estima a perda média de solo de locais específicos, sob sistemas de cultivo e manejo também específicos, tendo por base os valores médios de eventos de precipitação ocorridos, considerando uma série de observações de 20 anos ou mais (WISCHMEIER E SMITH, 1978). Consiste de um modelo multiplicativo, pelo qual a perda média anual de solo é obtida pelo produto de seis fatores determinantes, de acordo com a equação:

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

sendo:

A = perda anual de solo em $Mg.ha^{-1}.ano^{-1}$;

R, K e LS = fatores dependentes das condições naturais de clima:

R = fator erosividade da precipitação e da enxurrada, em $MJ.mm.ha^{-1}.h^{-1}.ano^{-1}$;

K = fator erodibilidade do solo, definido pela intensidade de erosão por unidade de índice de erosão da chuva, para um solo específico mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações normais, em um declive de 9% e comprimento de rampa de 25m, em $Mg.h^{-1}.MJ.mm^{-1}$.

L = fator comprimento da encosta, definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação, adimensional;

S = fator grau de declividade, definido pela reação de perdas de solo entre um terreno com uma declividade qualquer e um terreno com declividade de 9%, para o mesmo solo e comprimento de rampa, adimensional;

C = fator de cobertura e manejo da cultura, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado e dadas condições e um terreno mantido continuamente descoberto, em condições semelhantes àquelas em que o fator K é avaliado, adimensional;

P = fator prática de controle de erosão, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado com determinada prática e as perdas quando se planta morro abaixo, adimensional.

Os fatores R, K, L e S dependem das condições naturais do clima, do solo e do terreno, definindo o potencial natural de erosão. Os fatores C e P são antrópicos, ou relacionados com as formas de ocupação e uso das terras.

A seguir será apresentada a metodologia usada para obtenção de cada um dos parâmetros da EUPS, para cálculo das perdas de solo por erosão.

Fator R – Erosividade

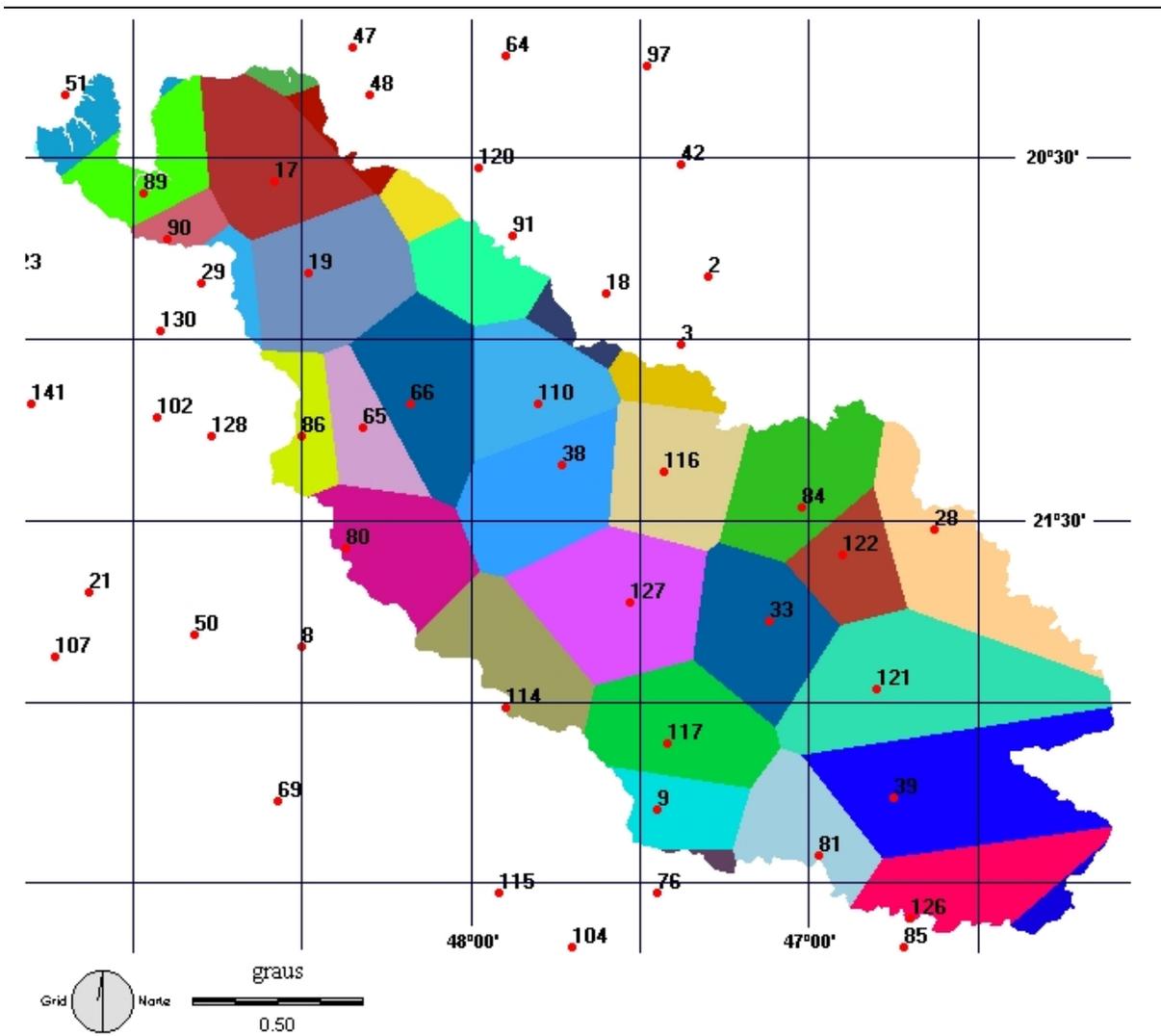
O cálculo do potencial erosivo da chuva (erosividade) para a região das microbacias do Mogi-Pardo seguiu a metodologia estabelecida por Lombardi Neto e Modenhauer (1992) modificada por Lombardi Neto (1995), em que:

$$EI = 89.823 \times (r^2/P)^{0,759} \quad (2)$$

sendo, EI é a erosividade da chuva do mês *i*, em MJ,mm/ha.h, *r* é a precipitação média mensal do mês *i*, em mm e *P* é a precipitação média anual, em mm.

Foram calculados os índices mensais de erosão (Eli), de janeiro a dezembro, a partir de uma série histórica de dados climáticos de 1960 a 1990. O fator R foi obtido pela somatória dos valores mensais para cada posto meteorológico. Com os valores calculados do fator R anual por posto meteorológico, procedeu-se à interpolação dos valores no módulo Geostatistical Analyst do programa ArcGis 9, pela via técnica de krigagem, dos postos meteorológicos indicados na Figura 7.3.

Figura 7.3: Distribuição dos postos meteorológicos na região da Bacia do Mogi-Pardo.



Fator K – Erodibilidade

No Estado de São Paulo, LOMBARDI NETO E BERTONI (1975) estimaram a erodibilidade para as principais classes de solos, a partir de um estudo com 66 perfis, analisados segundo o método de MIDDLETON (1930), que se baseia em relações envolvendo argila natural, argila dispersa em água e umidade equivalente. Trabalho posterior dos mesmos autores relaciona valores de erodibilidade, diferenciando para solos com B textural e com B latossólico (Bertoni e Lombardi Neto, 1999). DENARDIN (1990) modificado por Levy (1995), desenvolveram uma equação que integra parâmetros texturais e teor de matéria orgânica para cálculo do fator erodibilidade.

Como na área de estudo, o levantamento de solos utilizado não apresenta um perfil representativo para cada unidade de mapeamento de ocorrência, não sendo disponíveis dados analíticos para aplicação em um modelo de estimativa da erodibilidade, optou-se por tomar como base os trabalhos de BERTONI e LOMBARDI NETO, 1999, citados anteriormente, para obtenção dos dados de erodibilidade dos solos, conforme apresentados na Tabela 7.16.

Fator LS – Topográfico

O fator topográfico reúne os fatores declividade e comprimento de rampa, sendo calculado através da equação desenvolvida por BERTONI e LOMBARDI NETO (1992):

$$LS = 0,00984 * L^{0,63} * S^{1,18} \quad (3)$$

sendo:

L = comprimento de rampa, em m

S = declividade, em %

Os valores de L e S são atribuídos a cada pixel por cálculos realizados pelo programa computacional IDRISI, segundo metodologia de VALERIANO (1999).

Tabela 7.16: Valores do Fator K ou fator erodibilidade do solo, e Tolerância Máxima de perda para as classes de solo que ocorrem na área de estudo.

Solos*	K Mg.h ⁻¹ . MJ.mm ⁻¹	T Mg.ha ⁻¹	Solos	K Mg.h ⁻¹ . MJ.mm ⁻¹	T Mg.ha ⁻¹	Solos	K Mg.h ⁻¹ . MJ.mm ⁻¹	T Mg.ha ⁻¹
CX13	0,0298	8,5	LV44	0,0168	14,0	PV10	0,0424	8,0
GX12	0,0298	7,0	LV45	0,0193	14,0	PVA10	0,0344	8,0
GX14	0,0298	7,0	LV46	0,0193	14,0	PVA11	0,0344	9,0
GX4	0,0354	7,0	LV49	0,0277	13,0	PVA114	0,0344	9,0
GX5	0,0285	7,0	LV5	0,0000	14,0	PVA116	0,0344	9,0
GX6	0,0285	7,0	LV50	0,0177	13,0	PVA12	0,0344	9,0
GX8	0,0285	7,0	LV51	0,0168	13,0	PVA13	0,0344	9,0
LA10	0,0346	11,0	LV52	0,0168	13,0	PVA15	0,0344	9,0
LA8	0,0405	11,0	LV53	0,0168	13,0	PVA16	0,0344	9,0
LA9	0,0405	11,0	LV54	0,0168	13,0	PVA27	0,0551	8,0
LB1	0,0168	10,0	LV59	0,0168	13,0	PVA29	0,0551	8,0
LB2	0,0168	10,0	LV6	0,0226	13,0	PVA3	0,0344	8,0
LV1	0,0168	15,0	LV60	0,0196	13,0	PVA4	0,0344	8,0
LV11	0,0168	14,0	LV65	0,0176	10,8	PVA44	0,0321	7,0
LV12	0,0168	13,0	LV66	0,0176	10,8	PVA57	0,0344	8,2
LV13	0,0168	12,5	LV69	0,0204	13,0	PVA6	0,0405	9,0
LV15	0,0168	14,0	LV7	0,0227	11,0	PVA63	0,0405	9,0
LV16	0,0193	14,2	LV71	0,0168	10,0	PVA7	0,0405	9,0
LV17	0,0168	14,0	LV76	0,0196	11,0	PVA70	0,0321	8,0
LV18	0,0168	13,0	LV79	0,0324	10,6	PVA71	0,0478	9,0
LV19	0,0168	13,5	LVA12	0,0250	10,6	PVA76	0,0551	9,0
LV21	0,0480	11,9	LVA24	0,0223	11,0	PVA8	0,0344	9,0
LV22	0,0405	12,9	LVA25	0,0223	11,0	PVA81	0,0551	8,0
LV23	0,0480	11,9	LVA28	0,0277	11,0	PVA83	0,0551	8,0
LV24	0,0480	11,9	LVA29	0,0277	11,0	PVA87	0,0344	9,0
LV25	0,0177	14,0	LVA3	0,0277	12,0	PVA92	0,0344	9,0
LV27	0,0256	13,1	LVA30	0,0277	11,0	PVA93	0,0344	8,0
LV29	0,0316	13,0	LVA31	0,0277	11,0	PVA95	0,0284	9,0
LV30	0,0317	11,9	LVA34	0,0223	11,0	RL14	0,0480	7,0
LV32	0,0317	13,1	LVA39	0,0387	10,9	RL5	0,0480	7,6
LV33	0,0193	14,0	LVA4	0,0277	12,0	RL6	0,0480	7,0
LV34	0,0193	14,0	LVA44	0,0277	11,0	RQ1	0,0161	7,0
LV35	0,0225	13,0	LVA45	0,0245	11,0	RQ10	0,0164	7,0
LV36	0,0337	11,9	LVA5	0,0277	12,0	RQ2	0,0219	7,0
LV37	0,0337	11,9	LVA51	0,0184	10,0	RQ4	0,0219	7,0
LV38	0,0310	11,9	LVA55	0,0315	8,5	RQ5	0,0219	7,0
LV4	0,0168	14,0	LVA59	0,0277	12,0	RQ7	0,0219	7,0
LV41	0,0168	14,0	LVA7	0,0277	13,0	RQ8	0,0161	7,0
LV43	0,0193	14,0	NV2	0,0278	11,0	RU1	0,0285	7,0

Nota: * a discriminação desses solos consta no anexo 1

Fator C – Uso-manejo

O fator C expressa as diferentes combinações das práticas de manejo passíveis de aplicação a cada cultura, tais como a incorporação de resíduos, os tipos de preparo do solo, os tipos de cultivo e rotação de culturas. Também considera as condições biofísicas da cultura, isto é, densidade, índice de área foliar e cobertura do solo (VALERIANO, 1999). Considerando-se a escala de mapeamento do uso e cobertura vegetal das terras (escala 1:250000) realizado na Bacia do Mogi-Pardo, e considerando que nesta escala não foi possível separar toda a gama de culturas anuais e perenes existente na área estudada, optou-se por calcular um fator C, por município, ponderando-se a área de ocorrência de culturas anuais e perenes em função das áreas cultivadas por município obtidas do IBGE. Assim, para o caso de culturas anuais e perenes, obteve-se um fator C, para os municípios que compõem as microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão de Araras, ponderado pela área de ocorrência, conforme apresentado na Tabela 7.17 Para cada classe de uso da terra atribuiu-se um valor do fator C, segundo proposta de BERTONI E LOMBARDI NETO (1992).

Tabela 7.17: Valores do Fator C para culturas anuais e perenes, para os municípios que compõem as microbacias dos rios Oriçanga e Araras

Município	Fator C	
	Anual	Perene
ARARAS	0,1069	0,0765
ESTIVA GERBI	0,1069	0,0761
ESPIRITO SANTO DO PINHAL	0,1069	0,0765

Fator P – Práticas conservacionistas

O fator P refere-se às práticas conservacionistas utilizadas no cultivo, tais como plantio em contorno, terraceamento, cultivo alternado e faixa de retenção, relacionadas com o fator de declividade da área.

Os valores do fator P foram obtidos utilizando fórmula desenvolvida através de dados de pesquisa de trabalhos de BERTONI E LOMBARDI NETO (1992) e de WISCHMEIER e SMITH (1978), considerando os valores de declividade para cada

pixel, como fator limitante para as práticas conservacionistas, segundo a expressão:

$$P = 0,69947 - 0,08911 * S + 0,01184 * S^2 - 0,000335 * S^3 \quad (4)$$

onde: S = declividade, em %

Os valores de perda de solo obtidos cada pixel foram agrupados nas seguintes classes: < 12; 12-24; 24-60; 60-12; > 120Mg.ha⁻¹.ano⁻¹. A classe inicial (<12 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹) foi obtida por meio de uma média ponderada dos valores do fator T (tolerância) das diferentes classes de solo das microbacias. Os limites superiores de perda de solos das demais classes foram obtidos multiplicando-se o valor do limite da classe inicial (12 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹) por 2, 5 e 10, respectivamente. Para a obtenção do valor 12 (média ponderada) utilizou-se a seguinte fórmula:

$$MP = (T1*A1 + T2*A2 + T3*A3 + T4*A4 + T5*A5 + T6*A6 + T7*A7)/At \quad (5)$$

onde:

T = fator tolerância de perda de solo, definido como sendo a taxa máxima anual de perda de solos, para determinado tipo de solo, que pode ocorrer e ainda permitir um alto nível de produtividade das culturas, a ser obtido econômica e indefinidamente.

T1, T2, T3, T4, T5, T6 e T7 representam os valores do fator T (tolerância) para cada um dos solos da microbacia;

A1, A2, A3, A4, A5, A6 e A7 representam os valores das áreas para cada um dos solos da microbacia;

At representa o valor da área total da microbacia.

Resultados e discussão

As Tabelas 7.18 e 7.19 apresentam as perdas e tolerâncias de perdas do solo das microbacias dos rios Orizanga e Araras segundo a classe de uso. Os parâmetros da Equação de Perdas de Solo calculados para as duas microbacias

conforme metodologia explicitada acima também estão sintetizados nas referidas tabelas.

Tabela 7.18: Perdas de Solo e tolerância a perda de Solo na microbacia do ribeirão de Araras

Uso	Área (ha)	Perdas t/ha/ano	Tolerância t/ha/ano	Parâmetros da Equação de Perda				
				R MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹	K Mg.h ⁻¹ .MJ.mm ⁻¹	LS	C	P
				Adimensional				
Café	38,88	1,90	11,00	7980,77	0,0223	1,0277	0,0201	0,526
Cana	20055,60	8,73	12,70	7863,16	0,0231	1,1741	0,0754	0,561
Cerrado	77,76	0,14	10,10	7741,97	0,0364	2,2458	0,0004	0,538
Cultura Anual	61,56	8,33	10,30	7936,11	0,0301	0,8525	0,1069	0,547
Fruticultura	6860,7	2,81	12,20	7933,03	0,0261	1,072	0,0247	0,554
Mata	4991,22	0,15	12,50	7876,42	0,0254	2,8486	0,0004	0,528
Pastagem	896,67	0,81	10,40	7897,55	0,032	0,6774	0,0075	0,586
Silvicultura	38,07	1,05	13,00	7679,16	0,0204	0,03241	0,0374	0,561
Total	33020							

Tabela 7.19: Perdas de Solo e tolerância a perda de Solo na microbacia do rio Oriçanga

Uso	Área (ha)	Perdas t/ha/ano	Tolerância t/ha/ano	Parâmetros da Equação de Perda				
				R MJ.mm.ha ⁻¹ .h ⁻¹ .ano ⁻¹	K Mg.h ⁻¹ .MJ.mm ⁻¹	LS	C	P
				Adimensional				
Café	1849,23	5,16	11,00	8795,56	0,0302	1,6315	0,0201	0,565
Cana	18130,23	15,09	11,00	8733,13	0,0301	1,3887	0,0754	0,551
Cerrado	93,96	0,20	12,00	8678,12	0,0295	3,4648	0,0004	0,542
Cultura Anual	2793,69	14,14	12,10	8635,87	0,0293	0,9675	0,1069	0,548
Fruticultura	4380,48	4,39	11,20	8662,06	0,0281	1,3557	0,0247	0,535
Mata	8319,51	0,36	10,80	8758,8	0,0309	4,5902	0,0004	0,592
Pastagem	11134,26	2,24	10,60	8812,28	0,0311	1,6879	0,0075	0,591
Silvicultura	3208,41	4,62	11,50	8706,16	0,0299	0,7894	0,0374	0,569
Total	49910							

Os resultados demonstram que as culturas responsáveis pela maior perda de solo nas duas microbacias avaliadas são cultura anual, cana e fruticultura respectivamente. As maiores perdas de solo ocorreram na microbacia do rio Oriçanga sendo que para as culturas de cana e cultura anual as perdas foram superiores as tolerâncias de perda de solo, representando maior risco de erosão para essas culturas.

O Índice de erosão foi calculado a partir da média aritmética dos índices de perda de solo para cada cultura das microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão das Araras. O melhor valor considerado para a perda de solo foi 0, que indica nenhuma perda, e o pior valor foi o pior valor de perda de solo observado, baseando-se nos valores de tolerância de perda de solo que representam a taxa máxima anual de perda de solo, para determinado tipo de solo, que pode ocorrer e ainda permitir um alto nível de produtividade das culturas, a ser obtido econômica e indefinidamente (Tabela 6.2).

Portanto, como foi visto, o

$$IERO = \frac{\sum_{i=1}^8 IPS_i}{8}, \text{ em que:}$$

IPS_i = Índice de perda de solo

$i=1,2,\dots, 8$: cultura considerada ($i=1$ cultura anual; $i=2$ café; $i=3$ cana; $i=4$ pastagem; $i=5$ silvicultura);

A Tabela 7.20 apresenta os resultados dos índices de erosão por categoria de uso nas microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão de Araras.

Tabela 7.20: Índice de erosão (IERO) por categoria de uso nas microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão de Araras

Uso	Índice de perda de solo Araras	Índice de perdas de solo Oriçanga
Café	0,69	0,17
Cana	0,47	0,09
Cerrado	0,44	0,20
Cultura Anual	0,45	0,07
Fruticultura	0,47	0,18
Mata	0,83	0,60
Pastagem	0,79	0,42
Silvicultura	0,80	0,13
Índice de erosão (IERO)	0,62	0,23

Esses índices refletem o maior risco de erosão para os solos da microbacia do rio Oriçanga comparativamente à microbacia do rio de Araras.

7.2.2.2 - Índice de potencial de contaminação de uso de defensivos agrícolas (IDEF)

Material e Método

Nessa pesquisa, o Índice de potencial de contaminação de uso de defensivos agrícolas foi construído utilizando-se da quantidade aplicada de defensivos (kg/ha) nos municípios que compõem as microbacias dos rios Oriçanga e Araras. Como defensivos agrícolas incluíram-se as categorias dos pesticidas, acaricidas e fungicidas. Essas informações foram coletadas por categoria de uso e se referem ao total de defensivos agrícolas utilizados nas áreas pesquisadas. Os dados foram baseados nas informações dos órgãos especializados e na revisão de publicações técnico-científicas. Uma incursão a campo foi realizada para ajustar e confirmar alguns dados provenientes da literatura.

Importante ressaltar que os dados disponíveis para a construção desse Índice referem-se apenas ao uso total de defensivos agrícolas, não sendo possível discriminar os ingredientes ativos desses defensivos, tampouco, associá-los às marcas comerciais. Diante da dificuldade de estabelecer um valor de referência para o uso de defensivos de uma maneira geral, optou-se por construir o indicador considerando como o melhor valor a ser adotado, a nenhuma utilização de qualquer tipo de defensivo, que representaria a situação ideal de sustentabilidade. Como pior valor, foi adotada a quantidade máxima (kg/ha) por cultura utilizada nas microbacias avaliadas. Esse pressuposto considera que quanto maior o uso de defensivos agrícolas, maior o seu potencial de contaminação. O melhor e pior valor considerado para o uso de defensivos por cultura estão sintetizados na Tabela 6.2;

Esse indicador é agregado a nível regional e, por isso, tem sua utilidade indicativa além da facilidade e baixo custo para a coleta.

Resultados e Discussão

O Índice de potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF) foi obtido a partir dos valores médios da quantidade aplicada de defensivo (kg/ha) por cultura nas microbacias estudadas. Esses valores são os indicadores de potencial de contaminação e foram utilizados como a média do valor observado (\bar{vo}) no cálculo do IDEF.

Portanto, como foi visto o

$$IDEF = \frac{\sum_{i=1}^6 IQDEF_i}{6} \text{ em que:}$$

IQDEF_i= Índice de quantidade de defensivo agrícola utilizado

i=1,2..., 6: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=5 silvicultura);

As Tabelas 7.21 e 7.22 apresentam a média da quantidade de defensivos agrícolas (kg/ha) utilizada por cultura, bem como os Índices de potencial de

contaminação de uso de defensivos agrícolas associados, para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras. As áreas em ha para cada cultura também são apresentadas em ambas as tabelas.

Tabela 7.21: Índice de potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas por uso agrícola da microbacia de Oriçanga

USO	Área (ha)	Quantidade de Defensivos agrícolas utilizada (kg/ha)	Índice de Potencial de contaminação do uso de defensivo agrícola (IDEF)
Café	1849,23	21,51	0,16
Cana	18130,23	5,46	0,09
Cultura Anual	2793,69	12,29	0,83
Fruticultura	6860,70	69,50	0,01
Pastagem	11134,26	1,08	0,46
Silvicultura	3208,41	5,80	0,03
IDEF			0,26

Tabela 7.22: Índice de potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas por uso agrícola da microbacia de Araras

USO	Área (ha)	Quantidade de Defensivos agrícolas utilizada (kg/ha)	Índice de Potencial de contaminação do uso de defensivo agrícola (IDEF)
Café	38,88	21,40	0,17
Cana	20055,60	5,09	0,15
Cultura Anual	61,56	6,12	0,91
Fruticultura	4380,48	68,85	0,02
Pastagem	896,67	1,00	0,50
Silvicultura	38,07	5,64	0,06
IDEF			0,30

A microbacia do Ribeirão de Araras apresentou melhor índice de potencial de contaminação por defensivo agrícola quando comparada à microbacia do rio

Oriçanga. Esse resultado justifica-se quando são considerados os usos de cada microbacia. A microbacia de Oriçanga tem quase 9700 ha ocupados por fruticultura e cultura anual. Esse tipo de uso caracteriza-se pelo grande uso de defensivo agrícola. Além disso, a microbacia do rio Oriçanga utiliza o dobro (12,29 kg/ha) de defensivo agrícola para a cultura anual quando comparada à microbacia do ribeirão de Araras (6,12kg/ha). Comparando as culturas, os resultados apontam para a fruticultura como o uso de maior contaminação por defensivo agrícola.

7.2.2.3 - Índice de potencial de contaminação por uso de fertilizantes (IFERT)

Material e Método

A literatura sobre indicadores de sustentabilidade, conforme já mencionado, recomenda o uso de um valor de referência no processo de análise, para que seja possível a comparação relativa entre as regiões estudadas. Em se tratando de consumo de fertilizantes, todavia, é muito difícil ter um valor de referência genérico, pois para cada cultura e para cada região o patamar suporte do uso de fertilizantes pode variar. Na pesquisa, foram considerados os fertilizantes compostos por N e P por representarem os compostos de maior risco de contaminação. Dessa forma, o indicador utilizado para a construção do Índice de potencial de contaminação do uso de fertilizante foi a quantidade de N e P205 (kg/ha) aplicada nas microbacias dos rios Oriçanga e Araras.

A grande dificuldade na construção desse indicador foi exatamente encontrar valores de referência na literatura que indicassem as concentrações máximas permitidas de N e P no solo. TIRADO (2003) afirma que, apesar da preocupação crescente com o entendimento de como se dá o transporte, e a concentração desses compostos no solo e o seu relativo grau de impacto, ainda existem grandes lacunas no conhecimento para a compreensão de todos esses mecanismos.

Nesse sentido, esse indicador foi construído considerando-se a referências estabelecidas pelo CONAMA 357/2005 para a concentração do N03 na água

(máximo 10mg/L) e para o fósforo (P) (máximo 0,05 mg/L) e o indicador foi construído de forma a obter uma *proxy* para essas referências.

Os dados disponíveis para a pesquisa referem-se à quantidade kg/ha de N e P₂O₅ utilizado para cada cultura. O indicador foi, então, construído a partir dos seguintes procedimentos metodológicos:

1. Buscaram-se na literatura os valores referentes à eficiência de recuperação (R%) de N e P para cada tipo de uso (cultura). Essa eficiência indica a quantidade do nutriente proveniente do adubo que é absorvido pela planta, ou seja, é a quantidade de nutriente acumulado por unidade de nutriente aplicado.

A recuperação do nitrogênio foi calculada da seguinte forma:

$$RN(\%) = \frac{(NCT - NST)}{NN} * 100$$

em que RN (%) corresponde à recuperação do nitrogênio; NCT, ao nitrogênio total absorvido com o tratamento (kg/ha); NST, ao nitrogênio total absorvido sem aplicação da adubação (tratamento testemunha) (kg/ha); e NN, ao nível de nitrogênio usado (kg/ha) (LUPATINI *et al*, 1998). A mesma fórmula foi utilizada para o cálculo da recuperação do fósforo.

2. Calculou-se a perda de adubo PA (N) e PA (P₂O₅) em kg/ha que indica a quantidade de adubo que ficou no solo a partir da seguinte fórmula:

$$PA (N) = (100 - R\%) * N \text{ e } PA (P_{205}) = (100 - R\%) * P_{205}$$

3. Calculou-se o arraste de nutrientes P e N provenientes do adubo pela erosão em kg/ha multiplicando-se PA obtido em (2) pela taxa de erosão de cada cultura, da seguinte forma:

$$ARR_n = PA (N) * (A/T) \text{ onde:}$$

ARR n = arraste de N

PA (N) = quantidade de N no solo

A/T = taxa de erosão (A= perda de solo; T= tolerância de perda de solo)

4. A partir dessa etapa, várias transformações de unidades foram realizadas para que os valores finais desse indicador pudessem estar na mesma unidade da referência adotada pelo CONAMA que estabelece os valores em mg/L. Considerando a densidade da água igual a 1, a unidade mg/L equivale a mg/kg. Esse procedimento permite que, ao final, os valores possam ser comparados.

Primeiro, procedeu-se à transformação de PA (N) e PA (P205) de kg/ha para mg/ha multiplicando-se PA (N) e PA (P205) por 10^6 . Em seguida, procedeu-se à transformação desses valores de mg/ha para mg/kg. Para essa transformação considerou-se o peso de uma placa de solo de dimensões de 1m^2 com 20 cm de profundidade. O peso dessa placa é 200 kg/m^2 o que equivale a 2000000 kg/ha.

Finalmente, o valor de PA (P205) e PA (N) em mg/ha foi dividido por 2000000 kg/ha e multiplicado pela densidade média do solo de cada cultura e o resultado foi obtido na unidade mg/kg.

4. Os valores encontrados referem-se à quantidade de adubo P205 e N em mg/kg carregado pela erosão. Os valores de referência do CONAMA referem-se às concentrações de N203 e P na água. Dessa forma, buscou-se a equivalência de N do adubo para o nitrato (N03) da água e a equivalência de P205 de adubo com o fósforo da água considerando-se os pesos moleculares dos elementos químicos correspondentes.

Para obter essa equivalência, multiplicou-se o valor de PA (P205) em mg/kg pelo fator 0,4366 e o valor de PA(N) em mg/kg pelo fator 4,8571. Esses fatores foram obtidos considerando os pesos moleculares dos elementos correspondentes ao NO3 e P. Os valores de PA(P) e PA(N03) referem-se a quantidade de fósforo e nitrato que permaneceu no solo.

5. Obteve-se a precipitação total dos meses de outubro, novembro, dezembro e janeiro de 2006 para os municípios que compõem as microbacias dos

rios Oriçanga e Araras (CEPAGRI, 2006)⁴. Para os municípios que compõem a microbacia do rio Oriçanga a precipitação total nesse período foi de 774,55 litros. Para a microbacia do ribeirão de Araras foi de 750 litros no período considerado. O valor de PA(N03) e PA(P) foi dividido pela precipitação total desses meses e multiplicado pelo peso da placa de solo com as dimensões consideradas anteriormente. Dessa forma, foi possível encontrar os valores de N03 e P diluído em água do solo em mg/kg como *proxy* de potencial de contaminação de uso de fertilizantes. Portanto, o IFERT foi obtido da média dos índices da quantidade de N03 e P (mg/kg) presentes em água de solo. Todos os cálculos realizados nesses cinco procedimentos constam em anexo 2.

O valor de referência (melhor valor) para a concentração de NO3 e P foram estabelecidos em função dos limites da resolução CONAMA 357/2005 e o pior valor referiu-se às quantidades máximas utilizadas de fertilizantes para as áreas avaliadas (Tabela 6.2). Os piores valores foram assim definidos, porque se admite na pesquisa que, quanto maior o uso de fertilizantes, maior o seu potencial de contaminação.

Resultados e Discussão

As Tabelas 7.23 e 7.24 apresentam os valores referentes ao uso de fertilizantes N e P205 (kg/ha) e a eficiência de recuperação de cada cultura (R%) das microbacias dos rios Oriçanga e Araras. A eficiência de recuperação de cada cultura foi obtida a partir de revisão de literatura (GOLDEN, 1961; GARCIA *et al.*, 2002; TEIXEIRA, 1998; WHITEHEAD, 1995; CEKINSKI, 1990; BALIGAR, 1986; LARA CABEZAS, 2000; DUEÑAS, 2002; LEA COX, 1995).

⁴ Centro de pesquisas meteorológicas e climáticas aplicadas a agricultura – CEPAGRI/ Unicamp

Tabela 7.23: Uso de N e P205 (kg/ha) e eficiência de recuperação por classe de uso na microbacia do rio Oriçanga

USO	N kg/ha	P205 kg/ha	R% N	R% P
Café	315,89	106,16	0,80	0,70
Cana	45,00	100,00	0,39	0,80
Cultura Anual	82,53	102,80	0,30	0,10
Fruticultura	180,52	54,83	0,33	0,82
Pastagem	49,82	58,91	0,65	0,70
Silvicultura	8,00	60,00	0,80	0,08

Tabela 7.24: Uso de N e P205 (kg/ha) e eficiência de recuperação por classe de uso na microbacia de Araras

USO	N kg/ha	P205 kg/ha	R% N	R% P
Café	350,00	104,00	0,80	0,70
Cana	45,28	102,80	0,39	0,80
Cultura Anual	48,12	76,06	0,30	0,10
Fruticultura	178,96	55,12	0,33	0,82
Pastagem	50,08	60,03	0,65	0,70
Silvicultura	8,00	60,00	0,80	0,08

Os resultados demonstram que as culturas que mais utilizam fertilizantes NP e que, portanto, tem maior potencial de contaminação é o café, seguido da fruticultura e da cultura anual tanto para a microbacia do rio Oriçanga quanto para a microbacia do Ribeirão de Araras.

O Índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT), foi então calculado da média dos índices de quantidade de N03 e P (mg/kg) presentes em água do solo calculados segundo os procedimentos metodológicos descritos acima. Esse índice reflete o potencial de contaminação do uso de fertilizantes em água de solo. Portanto como foi visto, o

$$IFERT = \frac{IQN03 + IQP}{2} \text{ em que:}$$

IQN03= Índice da quantidade de nitrato (N03) (mg/kg) presente em água de solo

IQP= Índice da quantidade de P (mg/kg) presente em água de solo

$$IQN03 = \frac{\sum_{i=1}^6 IQN03_i}{6}$$

i=1,2..., 6: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=6 silvicultura);

e

$$IQP = \frac{\sum_{i=1}^6 IP_i}{6}$$

i=1,2..., 6: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=6 silvicultura);

A Tabela 7.25 apresenta esses resultados:

Tabela 7.25: Índices de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT) em água de solo por classe de uso nas microbacias dos rios Oriçanga e Araras

USO	ARARAS		ORIÇANGA	
	Índice P	Índice NO3	Índice P	Índice NO3
Café	0,93	0,71	0,89	0,59
Cana	0,80	0,51	0,80	0,52
Cultura Anual	0,32	0,40	0,10	0,00
Fruticultura	0,97	0,34	0,97	0,35
Pastagem	0,98	0,96	0,97	0,95
Silvicultura	0,94	1,00	0,83	0,99
Média	0,82	0,65	0,76	0,57
Índice de potencial de Contaminação de fertilizantes em água de solo (IFERT)	0,74		0,66	

Observa-se por esses resultados que a microbacia do rio Oriçanga apresentou um pior índice em relação à microbacia do ribeirão de Araras. Esses resultados apontam para o maior risco de contaminação por uso de fertilizantes para a microbacia do rio Oriçanga, o que confirma os resultados anteriores por ser essa microbacia, uma região onde predominam área de café, fruticultura e cultura anual comparada à microbacia de Araras, cuja área predominante é de cana-de-açúcar. Além disso, observa-se que a cultura com pior índice obtido foi a cultura anual.

O Índice de Vetores de Degradação (IDEG) foi obtido da média ponderada dos Índices de erosão (IERO), potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT) e do potencial de contaminação do uso de defensivos agrícolas (IDEF) conforme fórmula (2)

$$IDEG = \frac{3IERO + 2IDEF + IFERT}{5}$$

apresentada anteriormente A Tabela 7.26 apresenta o Índice sintético de vetores de degradação (IDEG) para as microbacias dos rios Oriçanga e Araras.

Tabela 7.26: Índice de Vetores de Degradação (IDEG) das microbacias dos rios Oriçanga e Araras

	Araras	Oriçanga
Índice erosão (IERO) (*3)	0,62	0,23
Índice de potencial de contaminação do uso de defensivo agrícola (IDEF)	0,30	0,26
Índice de potencial de contaminação do uso de fertilizantes (IFERT)	0,74	0,66
IDEG	0,58	0,32

7.3 - Índice Medidas de Prevenção e Correção (ICOR)

O ICOR foi composto pelo Índice de Manejo do solo (IMANEJ) obtido da média aritmética dos parâmetros P e C da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) onde C refere-se ao uso e manejo do solo e P ao conjunto de práticas conservacionistas.

Portanto, como foi visto

$$IMANEJ = \frac{IC + 2IP}{3},$$

em que:

$$IC = \frac{\sum_{i=1}^8 IC_i}{8}$$

IC_i= Índice de uso e manejo do solo

i=1, 2..., 8: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=8 silvicultura);

$$IP = \frac{\sum_{i=1}^8 IP_i}{8}$$

IP_i= Índice de práticas conservacionistas

i=1, 2..., 8: cultura considerada (i=1 cultura anual; i=2 café; i=3 cana; i=4 pastagem; i=8 silvicultura);

Esses parâmetros são adimensionais e por construção variam no intervalo de 0 a 1. A metodologia para o cálculo dos parâmetros P e C da Equação Universal de Perdas de solo já foi detalhada anteriormente para o cálculo do Índice de erosão (IERO).

Resultados e discussão

Na composição desse índice foram considerados os tipos de uso e manejo realizados nas microbacias dos rios Oriçanga e Araras incluindo basicamente a

rotação de culturas, cobertura de solo e utilização de terraceamento. Esse índice foi obtido a partir do parâmetro C da Equação Universal de Perdas de Solo calculado pela equipe II do projeto Ecoagri com o objetivo de coletar “in situ” informações sobre as práticas de manejo (cobertura morta, terraceamento) utilizadas nas principais culturas identificadas nos trabalhos de mapeamento do uso das terras para a Bacia dos rios Mogi Guaçu-Pardo. Para o teste do ISAGRI, foram considerados os resultados de C para as microbacias de Oriçanga e Araras.

A estratégia metodológica empregada para realização desse trabalho consistiu em percorrer toda a Bacia do Mogi Guaçu-Pardo e fazer amostragens de solo para fins de fertilidade considerando os tipos de sistema de produção e tipos de solo. Todo o trabalho teve um apoio de equipamento GPS, para georreferenciamento de todas as informações levantadas.

Para a análise das práticas de manejo realizadas nas microbacias, algumas adaptações foram feitas nos parâmetros L e C da Equação Universal de Perdas de Solo. O parâmetro L é o fator comprimento da encosta, definido pela relação de perdas de solo entre uma encosta com um comprimento qualquer e uma encosta com 25m de comprimento, para o mesmo solo e grau de inclinação, adimensional. O parâmetro C é o fator de cobertura e manejo da cultura, definido pela relação de perdas de solo entre um terreno cultivado e dadas condições e um terreno mantido continuamente descoberto, em condições semelhantes àquelas em que o fator K é avaliado, adimensional;

Foram analisadas as práticas de manejo para as culturas de citrus, café, silvicultura e pastagem como segue.

1. Sistema de produção Citrus

Para o caso da citricultura, procedeu-se um reajuste nos valores do fator “C” – Uso e manejo, em função de que todas as áreas visitadas apresentaram a prática de manutenção das entre linha de plantio com cobertura vegetal. Com isso, obtiveram-se os seguintes valores:

- a) Sistema convencional – terreno sempre limpo - fator 0

- b) Sistema mantendo roçado no período de chuva e no inverno limpo - fator 0,5
- c) Sistema mantendo roçado o tempo todo (cobertura de grama) fator - 0,85

2. Sistema de Produção – Café

Para o caso da cafeicultura, o trabalho de campo, permitiu as seguintes constatações em termos de práticas de manejo dessa cultura:

- a) O terraceamento é uma prática muito pouco utilizada pelos produtores
- b) O plantio, em muitos casos, ocorre em áreas de alta declividade (> 16%) o que deve resultar em elevadas perdas de solo no primeiro ano de cultivo, até que se estabelece a cobertura vegetal da entrelinha.
- c) A manutenção de uma boa cobertura vegetal na entre linha, e até mesmo na linha de plantio, é uma prática que aumenta consideravelmente a proteção do solo, reduzindo os riscos de perda por erosão principalmente nas áreas de maior declividade.

Considerando a intensa cobertura vegetal da entrelinha de plantio, mantida durante todo o ano, segundo contato com produtores da região, procedeu-se um acréscimo no fator “C” para café de acordo com as seguintes considerações:

- a) Café em sistema convencional - fator 0 (sem alteração no fator C)
- b) Sistema com vegetação controlada (roçada) na entre linha fator 0,5
- c) Sistema adensado de plantio e vegetação controlada- fator 0,80

3. Sistema de Produção – Silvicultura

O trabalho de campo permitiu a constatação da existência da prática de terraceamento nas sete parcelas ocupadas com reflorestamentos, visitadas durante o trabalho de apoio de campo. Cada espaçamento de terraço foi medido com equipamento GPS, conforme apresentado na Tabela 7.27.

Tabela 7.27: Espaçamento de terraços em áreas de silvicultura

Local	Espaçamento entre terraços	Declividade (%)
1a	54 m	3,70
1b	50 m	2,00
1c	85 m	3,50
2a	61 m	4,90
2b	55 m	3,60
2c	38 m	10,00
2d	44 m	4,50

1 a, 1b e 1c : Do terço superior para terço inferior
 2 a, 2b, 2c, 2d: Do terço superior para terço inferior

Como no cálculo anterior das perdas de solo, não se considerou a existência de terraceamento para silvicultura e, em função dessa constatação no trabalho de campo, procedeu-se uma alteração nos valores do fator “L” – comprimento da vertente, adotando-se uma relação desse parâmetro com a declividade média, na seguinte conformidade:

- a) Para declive menor 3% - Fator L = 60 m
- b) Para declive 3 a 6% - Fator L = 50 m
- c) Para declive maior do que 6% - Fator L = 40m

4. Sistema de Produção – Pastagem

Os trabalhos de campo também mostraram a existência, apesar de não freqüente, de sistemas de cordões em contorno, tipo terraço de base estreita em várias parcelas visitadas. Entretanto, por não se tratar de uma prática comum, aplicou-se a correção do fator L – Comprimento de Rampa, considerando a seguinte relação com a classe de declive:

- a) Para declive menor 6% - Fator L = 100 m
- b) Para declive 6-18% - Fator L = 75 m
- c) Para declive maior do que 18% - Pastagem Natural – sem prática de terraceamento.

Na Tabela 7.28, tem-se os valores médios do fator C e P, para as principais culturas que predominam a áreas das microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão de Araras (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1992). Os valores dos parâmetros C e P são adimensionais e variam num intervalo de 0 a 1. Para manter o mesmo sentido de sustentabilidade adotado na tese, foi subtraído 1 dos parâmetros originais. Importante observar que o parâmetro C é o mesmo para as duas microbacias e valores dos índices estão influenciados pelo conjunto de práticas conservacionistas observadas no campo para as duas microbacias. Devido a isso, foi considerado peso 2 para o parâmetro P.

Tabela 7.28: Índice de uso e Manejo (IC) e Índice de práticas conservacionistas (IP) por classe de uso das microbacias dos rios Oriçanga e ribeirão de Araras

USO	ARARAS		ORIÇANGA	
	IC	IP	IC	IP
Café	0,98	0,53	0,98	0,44
Cana	0,92	0,56	0,92	0,45
Cerrado	1,00	0,54	1,00	0,46
Cultura Anual	0,89	0,55	0,89	0,45
Fruticultura	0,98	0,55	0,98	0,47
Mata	1,00	0,53	1,00	0,41
Pastagem	0,99	0,59	0,99	0,41
Silvicultura	0,96	0,56	0,96	0,43
Médias	0,97	0,55	0,97	0,44

Dessa forma, o Índice de Medidas de Prevenção e Correção (ICOR) foi obtido da média ponderada dos Índices de uso e manejo (IC) e do Índice do conjunto de práticas conservacionistas (IP). A Tabela 7.29 abaixo apresenta esses resultados.

Tabela 7.29: Índice de Medidas de Prevenção e Correção (ICOR) das microbacias dos rios Oriçanga e ribeirão de Araras

	Araras	Oriçanga
Índice uso e manejo e solo (IC)	0,97	0,97
Índice práticas conservacionistas (IP) (*2)	0,55	0,44
ICOR	0,69	0,65

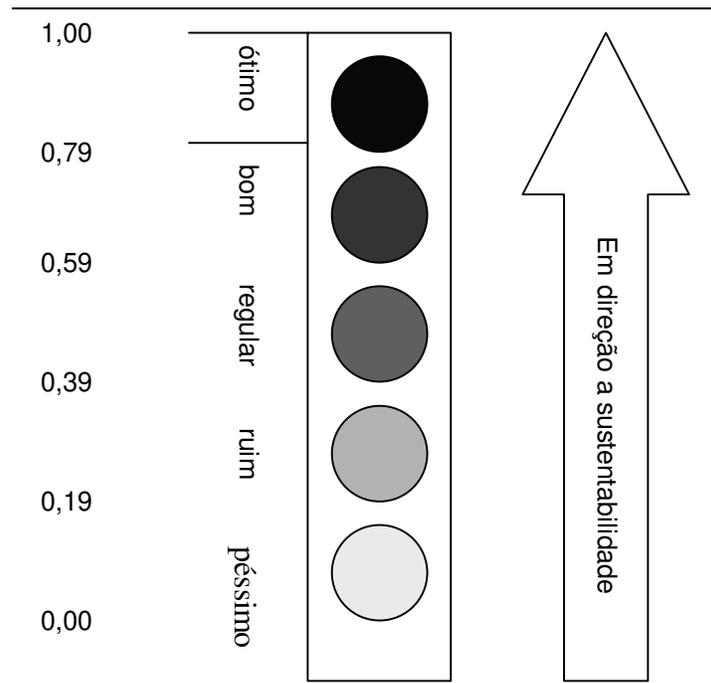
Finalmente, o ISAGRI foi obtido da média aritmética do Índice de Estado de Ecossistema Agrícola (IEA), do Índice de Vetores de Degradação (IDEG) e do Índice de Medidas de Prevenção e Correção (ICOR). A Tabela 7.30 sintetiza todos os valores encontrados para as microbacias dos rios Oriçanga e Ribeirão de Araras.

Tabela 7.30: Composição do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola SAGRI

	Microbacia do Rio de Araras	Microbacia do Rio Oriçanga
Índice qualidade de água (IQA)	0,65	0,52
Índice qualidade Física do solo (IQF) (*2)	0,45	0,34
IEA	0,52	0,40
Índice de erosão (IERO) (*3)	0,62	0,23
Índice de potencial de contaminação do uso de defensivo agrícola (IDEF)	0,30	0,26
Índice potencial de contaminação no uso de Fertilizante (IFERT)	0,74	0,66
IDEG	0,58	0,32
Índice uso e manejo (IC)	0,97	0,97
Índice práticas conservacionistas (IP) (*2)	0,55	0,44
ICOR	0,69	0,65
ISAGRI (IEA+IDEG+ICOR)/3	0,60	0,46

Com o objetivo de facilitar a compreensão dos resultados obtidos, foi criado um termômetro de sustentabilidade, com base na revisão de literatura dos principais sistemas de indicadores apresentados nos capítulos teóricos da tese. Dessa forma, o termômetro de sustentabilidade (Figura 7.4), a seguir, representa o critério de classificação adotado, sendo que quanto mais próximo de 1,00 o valor dos índices, maior o nível de sustentabilidade ambiental agrícola.

Figura 7.4: Termômetro de indicação de sustentabilidade



Nesta tese, adotou-se o seguinte critério de classificação da sustentabilidade ambiental agrícola medido com a utilização do termômetro, a saber:

- Valores situados no intervalo entre 0,00 e 0,19: péssima sustentabilidade;
- Valores situados no intervalo entre 0,20 e 0,39: sustentabilidade ruim;
- Valores situados no intervalo 0,40 e 0,59: sustentabilidade regular;
- Valores situados entre 0,60 e 0,79: boa sustentabilidade; e finalmente,
- Valores situados no intervalo 0,80 e 1,00: ótima sustentabilidade.

A microbacia do rio Oriçanga obteve índice de 0,46 e, portanto, segundo esse critério de classificação, tem sustentabilidade regular. Comparativamente, a microbacia do rio Araras obteve índice 0,60 e, portanto, de acordo com o critério estabelecido está em boas condições de sustentabilidade. Esses índices de fato refletiram o nível de sustentabilidade dos sistemas avaliados, na medida em que a microbacia do rio de Oriçanga obteve os piores resultados para todos os indicadores avaliados e encontra-se realmente em maior nível de degradação. Isso se justifica, principalmente, por ser essa uma área de agricultura diversificada, principalmente de fruticultura e cultura anual, que teoricamente apresenta maiores impactos na sustentabilidade dos solos em longo prazo, quando comparadas à cultura da cana-de-açúcar que é a cultura predominante na microbacia do rio de Araras.

VIII - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho teve como objetivo geral propor uma metodologia para a construção do Índice de Sustentabilidade Ambiental Agrícola (ISAGRI) que refletisse a sustentabilidade ambiental de diferentes sistemas agrícolas. Apesar das dificuldades para a elaboração desse tipo de índice constatadas ao longo da revisão bibliográfica executada, a hipótese da sua plausibilidade pareceu clara. O índice elaborado foi testado, o que permitiu chegar às seguintes conclusões: os indicadores que compõem o ISAGRI mostraram adaptabilidade, sensibilidade e universalidade às diferentes condições consideradas sendo, pois, útil a sua aplicação; o ISAGRI mostrou sensibilidade para as diferentes microbacias (Araras e Oriçanga) para as quais ele foi testado; o ISAGRI permitiu a comparação relativa do nível de sustentabilidade ambiental entre sistemas agrícolas diferentes; o ISAGRI permite maior amplitude de comparação em escala espacial pelo fato de esse índice metodologicamente utilizar valores de referência (máximos e mínimos nacionais).

Cabe ressaltar também que, embora os indicadores propostos para a composição do ISAGRI tenham sido escolhidos por sua relevância para a avaliação das tendências da sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas, é importante considerar os seguintes aspectos que se constituem, ao mesmo tempo, em limitações do trabalho e oportunidades para o seu aprimoramento e continuação: a necessidade de aplicação do ISAGRI em outras microbacias e regiões a fim de obter maiores padrões de comparação e verificar a sua viabilidade; a necessidade de refinar e ampliar o escopo do índice utilizando-se de outros indicadores que reflitam a sustentabilidade ambiental dos sistemas agrícolas, tais como diversidade biológica, atividade biológica e enzimática do solo, e transporte de agrotóxicos e fertilizantes na água; a necessidade de dispor de profissionais habilitados para a interpretação sistemática dos indicadores; a utilização dos indicadores propostos na composição do ISAGRI demandará, por parte de algumas instituições produtoras de informações – como, por exemplo, o IBGE –, um esforço de articulação e integração no que diz respeito aos

procedimentos de geração e sistematização de informações ambientais; a necessidade de existir maior integração entre as diferentes instituições de modo, de um lado, a evitar duplicação de trabalho e, de outro, a responder mais rapidamente às questões relevantes da área ambiental. Apesar dessas limitações, considera-se que o índice proposto já se constitui num instrumento que pode ser utilizado na avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas e no estabelecimento de políticas ambientais mitigadoras para as áreas mais degradadas.

Finalmente, acredita-se que esta tese tenha sido um passo no longo caminho de dotar o país de instrumentos que orientem na avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas agrícolas, de modo a permitir a implementação de políticas agroambientais mais precisas e conferir maior legitimidade a elas.

VIII - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGRICULTURAL COUNCIL OF AUSTRALIA AND NEW ZEALAND., Indicators for Sustainable Agriculture: Evaluation of Pilot Testing. Report prepared for the Sustainable Land and Water Resources Management Committee, Standing Committee on Agriculture and Resource Management. CSIRO Publications, Victoria, Australia, 1996.
- AMERICAN JOURNAL OF ALTERNATIVE AGRICULTURE., *Soil quality Greenbelt*: Institute for Alternative Agriculture, 1992. 93 p. (Special Issue, v.7. n. 1-2).
- ARSHAD, M.A.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B., Physical tests for monitoring soil quality. In: DORAN, J.W.; JONES, A. J. Methods for assessing soil quality. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p.123-141.
- BAKKES, J. A. *et al.*, *An overview of environmental indicators: state of the art and perspectives*. Unep/EATR. Nairobi: Environmental Assessment Sub-Programme; Unep, 1994.
- BALKEY, N.C., *The Delphi method: an experimental study of group opinion*. Rand Memorandum 5888. P.R. Rand Corporation, Santa Monica, CA, 1968.
- BALIGAR, V.C.; BENNETT, O L., NPK fertilizer efficiency - a situation analysis for the tropics. Fertilizer Research, Dordrecht, v.10, p.147-164, 1986.
- BARKER, M.G., Mechanization and farm management. In: MEIJI, J. L., *Mechanization in agriculture*. Amsterdan: North Holand, 1960.
- BARTELMUS, P., Indicators of sustainable growth and development – linkage integration and policy use. In: WORKSHOP ON INDICATORS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT, Wuppertal, Nov. 15-17, 1995.
- BASTOS FILHO, G., Contabilizando a erosão do solo: Um ajuste ambiental para o produto bruto agropecuário paulista. Dissertação de Mestrado. ESALQ, Piracicaba, 127p., 1995.
- BELINAZZI JUNIOR, R. *et al.*, A ocorrência da erosão rural no Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO SOBRE O CONTROLE DA EROSÃO, 2., 1981. São Paulo: ABGE, 1991.

- BENNIE, A.T.P., Growth and mechanical impedance. In: WAISEL, Y.; ESHEL, A; KAFKAFI, U., *Plant roots: the hidden half*. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1996. p.453-470.
- BENGHOUGH, A. G.; MULLINS, C. E., Mechanical impedance to root growth: a review of experimental techniques and root growth responses. *Journal of Soil Science*, V. 41, P.341-358, 1990.
- BERTON, R. S., Perigos do uso excessivo de fertilizantes e corretivos no solo. In: *Anais do 1º Simpósio de Agricultura Ecológica*. Campinas: Fundação Cargill. Agosto. P.164-186, 1993.
- BERTON, R. S., Simpósio sobre os Impactos Ambientais da Agricultura, CATI, 1994.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETTO, F.; BENATTI JR., R., Equação de perdas de solo. Instituto Agrônomo, Campinas, SP, 1975. 25p. (Boletim técnico 21).
- BERTONI, J., Conservação do Solo. In: IBGE/SUPREN., *Recursos naturais, meio ambiente e poluição: contribuição de um ciclo de debates*. Rio de Janeiro.v.1., 1977. p. 271-277.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F., *Conservação do solo*. Piracicaba, Livroceres, 1999. 329p.
- BIGARELLA, J. J.; MAZUCHOWSKI, J., *Conservação do solo*. 3. ed. São Paulo: Ícone, 1990.
- BONNEN, J.T., On the role of data and measurement in agricultural economics research. *Journal of Agricultural Economics Research* 41(4), 2-5, 1989.
- BOSSEL, H., *Earth at a crossroads: paths to a sustainable future*. Cambridge: Cambridge University Press, 1998.
- BOSSEL, H., *Indicators of sustainable development: theory, method, applications: a report to the Balaton Group*. Winnipeg: IISD, 1999.
- CAMINO, V. R.; MULLER, S., *Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores*. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura/ Proyecto IICA/GTZ., 1993.

- CARTER, M. R., Relative measures off soil bulk density to caracteriza compaction in tillage studies on fine sandy loams. *Canadian Journal of Soil Science*. v. 70. p. 425-433, 1990.
- CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, PODANOSCHI, A L., Estabilidade de agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num latossolo roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotação de culturas e métodos de preparo das amostras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, p. 527-538, 1998.
- CATTON, W., Carrying capacity and the limits to freedom. In: WORLD CONGRESS OF SOCIOLOGY, 11. New Dehli, India, Aug. 1986.
- CAVALCANTI, C., *Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas*. São Paulo: Cortez, 1999.
- CEKINSKI, E., Fertilizantes fosfatados. In: Cekinski, E.; Calmanovici, C. E., Tecnologia de produção de fertilizantes. São Paulo. IPT, 1990. p. 95-129.
- CHAMBERS, N.; SIMMONS, C.; WACKERNAGEL, M., *Sharing nature's interest: ecological footprints as an indicator of sustainability*. London: Earthscan Publications Ltd., 2000.
- CHEVALIER, S. *et al.*, *User guide to 40 Community Health indicators*. Ottawa: Community Health Division, Health and Welfare Canada, 1992.
- COMMISSION of the EUROPEAN COMMUNITIES - CEC., *The State of the Environment in the European Community: Overview*. Vol.III, 27 March 1992. Commission of the European Communities, Brussels, 1992a.
- COMMISSION of the EUROPEAN COMMUNITIES - CEC., *Towards Sustainability: A European Community Programme for Policy and Action in Relation to the Environment and Sustainable Development*. Comission of the European Communities, Brussels, 1992b.
- CONWAY, G. R., Sustainability in Agricultural Development: Trade-Offs Between Productivity, Stability, and Equitability. *Journal for Farming Systems Research-Extension*, 4 (2): p. 1-14, 1994.
- COSTANZA, R., *Ecological economics: the science and management of sustainability*. New York: Columbia Press, 1991.

- COSTANZA, R.; PATTEN, B., Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics*, v.15, n.3, p. 193, 1995.
- COUTINHO, J. A. *et al.*, Uso de agrotóxicos no município de Pati de Alferes: um estudo de caso. *Cadernos de Geociência*, Rio de Janeiro: IBGE, n.10, p. 23-31, 1994.
- CUNHA, A., *Uma avaliação da sustentabilidade da agricultura nos cerrados*. Brasília: IPEA. 256p. (Estudos de Política Agrícola, n.1. Relatórios de Pesquisa, n.11), 1994.
- CURI, N.; CARMO, D. N.; BAHIA, V. G *et al.*, Problemas relativos ao uso, manejo e conservação do solo em Minas Gerais. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte: EPAMIG, v. 16, n. 176, p. 5-16, 1992.
- DAHL, A. L., The big picture: comprehensive approaches. In: MOLDAN, B.; BILHARZ, S. *Sustainability indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1997.
- DALY, H., *A economia ecológica e o desenvolvimento sustentável*. Rio de Janeiro: AS-PTA. 22p. Textos para Debate n. 34, 1991.
- DALY, H. E. Steady-state economics: concepts, questions, policies. *Gaia*, n.6, p. 333-338, 1992.
- DALY, H. E., *For the common good: redirecting the economy toward community, the environment, and a sustainable future*. Boston: Beacon Press, 1994.
- De MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; DIAS, H. S., Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em latossolo roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, p. 703-709, 1999.
- DEMOLON, A., *L'Évolution scientifique de l'agriculture française*. Paris: Flammarion, 1946.
- DIAS JR., M. S.; PIERCE, F. J., O processo de compactação do solo e sua modelagem. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.20, p. 175-182, 1996.

- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B., Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B. A., *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 1-20.
- DORAN, J. W., Soil quality and sustainability.. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26, 1997, Rio de Janeiro. Palestras... Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1997. 1 CD Room.
- DORAN, J. W., SARRANTONIO, M., LIEBIG, M. A., Soil health and sustainability. In: SPARKS, D. *Advances in agronomy*. San Diego: Academic, v. 56, 1996.
- DORAN, J. W.; ZEISS, M. R., Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, Amsterdam, v.15, n.1, p. 3-11, 2000.
- DOSSO, M.; LAHMAR, R.; RUELLAN, A., Menaces sur les sols. *Economie et Humanisme*, n. 335, p. 70-76, décembre, 1995.
- DUENHAS, L. H.; BOAS, R. V.; *et al.*, Fertiirrigação com diferentes doses de NPK e seus efeitos sobre a produção e qualidade de frutos da laranja. *Revista Brasileira Fruticultura*, v. 24, n. 1. Jaboticabal. Abr, 2002.
- EDWARDS, W.; NEWMAN, J. R., *Multiattribute evaluation*, Sage, Beverly Hills, Ca, 1982.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY - EEA. *Environment in the European Union 1995: Report for the Review of the Fifth Environmental Action Programme*. European Environment Agency in cooperation with EUROSTAT, Copenhagen, 1995.
- EHLERS, E., M., *Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma*. São Paulo: Livros da Terra, 1996. 178p.
- EMBRAPA., *Delimitação macroecológica do Brasil*. Rio de Janeiro: Comitê de Publicações do SNLCS.114 p. (Boletim de Pesquisa n.37), 1991.
- ENVIRONMENTAL CHALLENGE GROUP, *Environmental Measures: Indicators for the UK Environment*. Environmental Challenge Group, UK, 1995.

- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY – EEA, *Environment in the European Union 1995: Report for the Review of the Fifth Environmental Action Programme*. European Environment Agency in cooperation with EUROSTAT, Copenhagen, 1995.
- EUROSTAT, Statistical Compendium for the Dobris Assessment. Statistical Office of the European Communities, Luxembourg, 1995.
- FAO, Sustainable development and management land and water resources. Conference on Agriculture and the environment, 1991.
- FARIA, A. P., As conseqüências da erosão em microbacias sobre os canais efêmeros, intermitentes e perenes. *Cadernos de Geociências*, Rio de Janeiro: IBGE, n.11, p. 67-83, jul/set, 1994.
- FEARNSIDE, P. M., A previsão de perdas de terra através de erosão do solo sob vários usos de terra na área de colonização da Rodovia Transamazônica. *Acta Amazônica*, v.10, n.3, p. 505-511.
- FEARNSIDE, P. M., Serviços ambientais como estratégia para o desenvolvimento sustentável na Amazônia rural. In: CAVALCANTI, C., *Meio Ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas*. São Paulo: Cortez, 1997.
- FRANCO, H., A microbacia como solução. *Agropecuária Catarinense*, v. 1, n. 4, p. 26-31, dez, 1988.
- FREITAS, P. L., *Degradação dos solos brasileiros*. Programa de Desenvolvimento de lideranças para o século XXI. São Paulo (Mimeo), 1992.
- FRIEND, A. M., Sustainable development indicators: Exploring the objective function. *Chemosphere*, v. 33, n. 9, p. 1865-1887, 1996.
- GALINDO, I. C.; MARGOLIS, E., Tolerância de perdas de erosão para solos do Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Campinas, v. 13, n. 1, p. 95-100, jan/abr, 1989.
- GALLOPIN, G. C., Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A system approach. *Environmental Modelling & Assessment*, n. 1, p. 101- 117, 1996.

- GARCIA, A. W. R.; SILVA, E. B.; GUIMARÃES, P. G., Adubação de nitrogênio, fósforo e potássio em cafeeiros em sistema de plantio adensado. In: Congresso Brasileiro de Pesquisas Cafeeiras, 28, 2002. Caxambu. Anais... Rio de Janeiro: MAPA/PROCAPE, 2002. p.83-84.
- GEHRKE, W. H., The ante bellum agriculture of the Germans in North Carolina. In: *Agricultural history*, Berkeley, v. 9, n. 3, July, 1935.
- GLIESSMAN, S. R., *Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável*. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2000. 653p.
- GOLDSMITH, E. *et al.*, *Blueprint for survival*. Boston: Penguin, Harmondsworth & Houghton Mifflin, 1972.
- GOLDEN, L. E., Nutriente Uptake by cane in Lousiana. *The sugar journal*, New Orleans, v. 23, n. 11, p. 22-24, 1961.
- HAMMOND, A. *et al.*, *Environmental indicators: a systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development*. Washington, DC: World Resources Institut, 1995.
- HARDI, P., *The dashboard of sustainability*. Winnipeg, 2000.
- HARDI, P.; BARG, S., *Measuring sustainable development: principles in practice*. Winnipeg: IISD, 1997.
- HARDI, P.; ZDAN, T. J., *Assessing sustainable development: principles in practice*. Winnipeg: IISD, 1997.
- HARDI, P.; ZDAN, T. J., *The dashboard of sustainability*. Winnipeg: IISD, 2000.
- HARRINGTON, L.; JONES, P.; WINOGRAD, M., Operacionalización del concepto de sostenibilidad: un método basado en la productividad total. ENCUESTRO INTERNACIONAL DE RIMISP, 6., Anais... Campinas:ECOFORÇA, 1994. 30 p.
- HERRICK, J. E., Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology*. Amsterdam, v. 15, n. 1, p. 75-83, 2000.
- HOLLING, C. S., *Adaptative environmental assessment and management*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1978.

- IBGE. Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. IBGE.2004. Disponível em: www.ibge.gov.br Acessado em 05 fev 2005.
- IJIMA, M.; KNO, Y. Interspecific differences of the root system structures of four cereal species as affected by soil compaction. *Japanese Journal of Crop Science*, v. 60, p.130-138, 1991.
- INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS – IPE, *Estudos Econômicos - "Agricultura Sustentável"*. Instituto de Pesquisas Econômicas. São Paulo, v. 24, nº especial, p. 5-262, 1994.
- INTERNATIONAL UNION for CONSERVATION of NATURE and NATURAL RESOURCES - IUCN; UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - Unep; WORLD WILDLIFE FOUND – WWF, *World conservation strategy: living resource conservation for sustainable development*. Gland, Switzerland & Nairobi, Kenya:IUCN, Unep, WWF, 1980.
- JESINGHAUS, J., *Indicators for decision making*. European Commission, JRC/ISIS/MIA, Ispra, 1999.
- KARLEN, D. L.; STOTT, D. E., A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A., *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 53-72.
- LAL, R.; PIERCE, F. J., The vanishing resource. In: LAL, R.; PIERCE, F. J. *Soil management for sustainability*: Soil and water conservation Society, 1991. p. 1-5.
- LEGG, W., *Have OECD Agricultural Policy Reforms Benefited the Environment?* Paper presented at the UK Agricultural Economics Society Annual Conference, Edinburg, p. 21-24, March, 1997.
- LARA CABEZAS, W. A. R.; TRAVELIN, P. C. O.; KORNDORFER, G. H.; PEREIRA, S., Balanço de adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura de milho em situação de plantio direto no Triângulo Mineiro (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, p. 363-376, 2000.

- LEA-COX, J. D.; SYVERTSEN, J., Nitrogen uptake by *Citrus* leaves. *Journal of American Society for Horticultural Science*, v. 120, n. 3, p. 505-509, 1995.
- LETEY, J., Relationship between soil physical properties and crop production. *Advances in Soil Science*, v. 1, p. 277-294, 1985.
- LIMA, P. M.; BAHIA, V. G.; CURI, N. *et al.*, Princípios de erodibilidade do solo. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte: EPAMIG, v. 16, n. 176, p. 38-43, 1992.
- LIVERMAN, D. M. *et al.*, Global sustainability: toward measurement. *Environmental Management*, New York, v. 12, n. 2, p. 133-143, 1988.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J., *Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo*. Campinas: Instituto Agronômico. Seção de Conservação do Solo. Out. (Boletim Técnico n.28), 1975.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J., *Erodibilidade de solos paulistas*. Campinas, Sp, Instituto Agronômico, 1975. 12p (Boletim Técnico, 28).
- LUPATINI, G. C.; RESTLE, J.; CERETTA, M. *et al.*, Avaliação da mistura de aveia preta e azevém sob pastejo submetida a níveis de nitrogênio. I - Produção e qualidade de forragem. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 33, n. 11, p. 1939-1943, 1998.
- LUXEM, M.; BRYLD, B., The CSD work programme on indicators of sustainable development. In: MOLDAN, B.; BILHARZ, S., *Sustainability indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Chichester: John Willey & Sons Ltd., 1997.
- MACNEILL, J.; WINSENIUS, P.; YAKUSHIJI, T., *Beyond interdependence*. New York: Oxford University Press, 1991.
- MASLE, J.; FARQHAR, G. D., Effects of soil strength on the relation of water-use-efficiency and growth to carbon isotope discrimination in wheat seedlings. *Plant Physiology*, v. 86, p. 32-38, 1988.
- MASLE, J.; PASSIOURA, J. B., The effect of soil strength on the growth of young wheat plants. *Australian Journal of Plant Physiology*, v. 14, p. 643-656, 1987.

- MEROTTO, A.; MUNDSTOCK, C. M., Wheat root growth as affected by soil strength. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 23, p. 197-202, 1999.
- MIDDLETON, H. E., *Properties of soils which influence soil erosion*. Washington, D.C., USDA, 1930. 16p. (Technical Bulletin, 178).
- MCQUEEN, D.; NOAK, H., Health promotion indicators: current status, issues and problems. *Health Promotion*, n.3, p. 117-125, 1988.
- MCRAE, T., *Report of the Second National Consultation Workshop on Agrienvironmental Indicators for Canadian Agriculture*. Agriculture and Agri-Food, Canada, Ottawa, 1995.
- MCRAE, T.; LOMBARDI, N., *Report of the Consultation Workshop on Environmental Indicators for Canadian Agriculture*. Environment Bureau, Policy Branch, Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, 1994.
- MEADOWS, D., *Indicators and informations systems for sustainable development*. Hartland Four Corners: The Sustainability Institute, 1988.
- MOLDAN, B.; BILHARZ, S., *Sustainability indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1997.
- MONDARDO, A., Palestra apresentada no 1º Encontro Brasileiro de Agricultura Alternativa.. Curitiba, 20 a 24 de abril. *Anais*. p. 191-202, 1984
- MÜLLER, S., Cómo medir la sostenibilidad: una propuesta para el area de la agricultura y los recursos naturales. Serie Documentos de discusión sobre agricultura sostenible y recursos naturales. San José, C.R: IICA-GTZ, 56 p. 1996.
- MULLER, S., Evaluating the sustainability of agriculture at different hierarchical levels: a framework for the definition of indicators. *Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development*. Wuppertal, Germany, November 15-17, 1995.
- MUNASINGHE, M.; MCNEELY, J., Keys concepts and terminology of sustainable development. In: MUNASINGHE, M.; SHEARER, W., *Defining and measuring sustainability: the biogeophysical foundations*. Washington, DC: The United Nations University & The World Bank, 1995.

- NAESS, A., Ecology: the shallow and the deep. In: CAHN, M.A.; O'BRIEN, R. *Thinking about the environment – readings on politics, property and the physical world*. London: M. E. Sharpe, 1996.
- NIEBERG, H.; ISERMEYER, F., *The use of Agri-environmental Indicators in Agricultural Policy*. Paper presented to the OECD Meeting of Experts on Agrienvironmental Indicators, Paris, 8-0 december, 1994.
- O'CONNOR, J. C., Measuring wealth and genuine saving. In: MOLDAN, B.; BILHARZ, S., *Sustainability indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1997.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT - OECD., *Organization for Economic Cooperation and Development: core set of indicators for environmental performance reviews; a synthesis report by the group on the state of the environment*. Paris: OECD, 1993.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT - OECD., *Environmental Indicators for Agriculture*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 1997.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT - OECD., *Environmental Benefits from Agriculture – Issues and Policies*. The Helsinki Seminar, OECD, Paris, 1997b.
- ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT - OECD., *Agriculture and the Environment: Issues and Policies*. The Helsinki Seminar. OECD. Paris, 1998.
- PASCHOAL, A. D., Modelos sustentáveis de agricultura. *Agricultura Sustentável*, Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, ano 2, n. 1, p. 11-16, jan/jun, 1995.
- PEARCE, D., *Environmental economics*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1993.
- PIMENTEL, D.; Greiner, A., Environmental and Socio-economic Costs of Pesticide Use. In: Pimentel, D., *Techniques for Reducing Pesticide Use: Environmental and Economic Benefits*. Chichester: John Wiley, p. 51-78, 1997.

- PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SLINCLAIR, K.; KURTZ, D.; MCNAIR, M.; CRIST, S.; SPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R.; BLAIR, R., Environmental and Economic Costs of Soil Erosion and Conservation Benefits. *Science*, n. 267, p. 1117-1123, 1995.
- PIMENTEL, D.; LEVITAN, L., Pesticides: Amounts applied and Amounts Reaching Pests. *Bioscience*, n. 36, p. 86-91, 1991.
- PIMENTEL, D.; MCLAUGHLIN, L.; ZEEP, A.; LAKITAN, B.; KRAUS, T.; KLEINMAN, P.; VANCINI, F.; ROACH, W.J.; GRAAP, E.; KEETON, W.S.; SELIG, G., Environmental and Economic Impacts of Reducing U.S. Agricultural Pesticide Use. In: PIMENTEL, D., *Handbook of Pest Management in Agriculture*. Boca Raton: CRC Press, 1992. p. 679-718.
- PIMENTEL, D.; WEN, D., Technological Changes in Energy Use in USA Agricultural Production. In: CAROLL, C. R.; VANDERMEER, J. R.; ROSSET, P. M., *Agroecology*. New York: McGraw Hill, 1990. p. 147-164.
- POLY, J., *Pour une agriculture plus economie et plus autonome*. Paris: INRA, Juillet, 1978.
- PRESCOTT-ALLEN, R. *Barometer of sustainability: measuring and communicating wellbeing and sustainable development*. Cambridge: IUCN, 1997.
- PRESCOTT-ALLEN, R., *Assessing progress toward sustainability: the system assessment method illustrated by the wellbeing of nations*. Cambridge: IUCN, 1999.
- PRESCOTT-ALLEN, R., *The wellbeing of nations: a country-by-country index of quality of life and the environment*. Washington, DC: Island Press, 2001.
- PRETTY, J. N., *Regenerating agriculture: policies and practice for sustainability and self-reliance*. London: Earthscan. p. 1-25. 1995.
- PRIMAVESI, A., *Manejo Ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais*. São Paulo: Nobel, 1980.
- PRONK, J.; UL HAQ, M., *Sustainable development: from concept to action*. the Hague Report. New York: United Nations Development Programme, 1992.
- RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J., *Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras*. 3. ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1995.

- RED INTERNACIONAL de METODOLOGÍA de INVESTIGACIÓN de SISTEMAS de PRODUCCIÓN - RIMISP., Evaluación de la sustentabilidad ambiental de los sistemas agrícolas en el Cono Sur de América Latina. Santiago: Comisión Europea/Rimisp. 10 p. 1996. (mimeo).
- REES, W. E., Indicadores territoriales de sustentabilidad. *Ecología Política: cadernos de debate internacional*, Barcelona: Icaria ed., n. 12, p. 27-41, 1996.
- RESENDE, M.; KER, J. C.; BAHIA FILHO, A. F. C., Desenvolvimento sustentado do cerrado. In: ALVAREZ, V. H.; FONTES, L.E.; FONTES, P., *Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado*. Viçosa, MG: SBCS;UFV, 1996. p.169-199.
- ROBERT, K. H. *et al.*, A compass for sustainable development. *Resource Magazine*, n. 170, 1995.
- ROMEIRO, A. R., *Meio Ambiente e Dinâmica de Inovações na Agricultura*. FAPESP/ANNABLUME, São Paulo, 1998.
- RUEEGG, E. F. *et al.*, *O impacto dos agrotóxicos sobre o ambiente, a saúde e a sociedade*. São Paulo: Ícone. (Coleção Brasil Agrícola), 1986.
- RUTHERFORD, I., Use of models to link indicators of sustainable development. In: MOLDAN, B.; BILHARZ, S., *Sustainability indicators: report of the project on indicators of sustainable development*. Chichester: John Wiley & Sons Ltd., 1997.
- SACHS, I., Desenvolvimento sustentável, bioindustrialização descentralizada e novas configurações rural-urbanas. Os casos da Índia e do Brasil. In: VIEIRA, P. F.; WEBER, J., *Gestão de recursos naturais renováveis e desenvolvimento: novos desafios para a pesquisa ambiental*. São Paulo: Cortez, 1997.
- SCHALLER, N., The Concept of agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, n. 46, p. 89-97, 1993.
- SPADOTTO, C. A., Impactos ambientais dos agrotóxicos. EMBRAPA - CNPMA. Comunicado Interno, 1993.

- SILVA, M. L. N.; BAHIA, V. G.; BARROSO, D. G., Perdas de solo em sistemas de preparo convencional e plantio direto. *Informe Agropecuário*, Minas Gerais : EPAMIG, v. 16, n. 176, p. 44-50, 1992.
- SMYTH, A. J.; DUMANSKI, J., A framework for evaluating sustainable land management. *Canadian Journal of Soil Science*, Ottawa, v. 75, n. 4. p. 401-406, 1995.
- TEIXEIRA, L. B.; BASTOS, J.B., *Nutrientes nos solos de floresta primária e pastagem na Amazônia Central*. Belém: Embrapa – CPATU, 1989. (Embrapa – CPATU, Boletim de Pesquisa, 98).
- TIRADO, W., Phosphorus Concentration in Runoff from Fertilized Fields. *J. Environ. Quality*, v. 34, n. 3, p. 1537-2537, 2003.
- TUNSTALL, D., Developing environmental indicators: definitions, framework, and issues. In: WORKSHOP ON GLOBAL ENVIRONMENTAL INDICATORS, Washington, DC: World Resources Institute, p. 7-8, Dec., 1992.
- TUNSTALL, D., Developing and using indicators of sustainable development in Africa: an overview. In: THEMATIC WORKSHOP ON INDICATORS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT, Banjul, Gambia, p. 16-18, May, 1994.
- TURNER, R. K.; PEARCE, D.; BATEMAN, I., *Environmental economics: an elementary introduction*. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1993.
- TWEDORFF, D.A.; CHANASYK, D.S.; MAPFUMO, E.; NAETH, M.A; BARON, V.S., Impacts of forage grazing and cultivation on near-surface relative compaction. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 79, p. 464-471, 1999.
- UNEP-DPCSD, The role of indicators in decisions-making. In: INDICATORS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT FOR DECISION-MAKING WORKSHOP, 1995, Ghent, Belgium. *Proceedings*, 1995.
- UNITED NATIONS, *Report of the United Nations Conference on Environment and Development*. Rio de Janeiro, 1993.
- UNITED NATIONS, Work Programme on Indicators of Sustainable Development of the Commission on Sustainable Development. ID:2129634260, United Nations Department for Policy Coordination and Sustainable Development, New York, 1995.

- UNITED NATIONS, *Work programme on indicators of sustainable development of the Commission on Sustainable Development*. Prepared by the Division for Sustainable Development in the Department for Policy Coordination and Sustainable Development. New York: United Nations, 1996a.
- UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME – UNDP, *Human development report*. New York: Oxford University Press, 1990.
- UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME – UNDP, *Human development report*. New York: Oxford University Press, 1995.
- VEIGA, J.E., Problemas da transição à agricultura sustentável. *Estudos Econômicos*, São Paulo, v. 24, n. especial, p. 9-29, 1994.
- WACKERNAGEL, M. *et al.*, *Ecological footprints of nations: how much nature do they use? How much the nature do they have?* Toronto: Earth Council for the Rio +5 Forum, 1997.
- WACKERNAGEL, M.; REES, W., *Our ecological footprint*. Gabriola Island, BC and Stony Creek, CT: New Society Publishers, 1996.
- WALL R.; OSTERTAG, K.; BLOCK, N., *Synopsis of selected indicators systems for sustainable development. Report of the research project*. Karlsruhe: Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research, 1995.
- WANG, X.; GONG, Z., Assessment and analysis of soil quality changes after eleven years of reclamation in subtropical China. *Geoderma*, Amsterdam, v.81, n.3-4, p.339-355, 1998.
- WORLD COMMISSION on ENVIRONMENT and DEVELOPMENT – WCED, *Our common future*. Oxford and New York: Oxford University Press, 1978.
- WEIZSACKER, E. U.; LOVINS, A. B.; LOVINS, L.H., *Faktor vier*. Munchen: Dromer Knaur, 1995.
- WINOGRAD, M., Indicadores ambientales para Latinoamérica y el Caribe: hacia la sustentabilidad en el uso de tierras. Proyecto IICA/GTZ, Organización de los Estados Americanos, Instituto de Recursos Mundiales. San José, C.R.: IICA, 1995. 84 p.
- WHITEHEAD, D. C., Volatilization of ammonia. In: WHITEHEAD, D. C., *Grassland nitrogen*. Wallingford: CAB International, 1995. p.152-179.

- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D., Predicting Rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. Washington, USDA: US Government Printing Office, 1978, 58p.
- WISCHMEIER, W. H., Cropping- management factor evaluations for a universal soil loss equation. *Soil Science*, Soc. Amer. Madison, n. 24, p. 322-326, 1960.
- WORLD BANK, *Monitoring environmental progress: a report on work progress*. Washington, DC: World Bank, 1995.
- WORLD RESOURCES INSTITUTE, *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development.*, Washington DC: World Resources Institute, 1995.