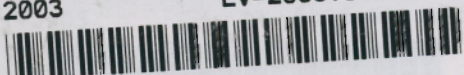


Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas

Indicadores de sustentabilidade
2003 LV-2008.00045



CNPMA-5126-2



Editores Técnicos

Roberto de Almeida Marques

Marcelo Araújo Skorupa

Luciana Gusman Ferraz

Embrapa

Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas

CLASS	333-714
CUTLER	M357i e 2
TOMBO	2008.00045

República Federativa do Brasil

Luiz Inácio Lula da Silva
Presidente

Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

Roberto Rodrigues
Ministro

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

Conselho de Administração

José Amauri Dimárzio
Presidente

Clayton Campanhola
Vice-Presidente

Alexandre Kalil Pires
Dietrich Gerhard Quast
Sérgio Fausto
Urbano Campos Ribeiral
Membros

Diretoria-Executiva

Clayton Campanhola
Diretor-Presidente

Gustavo Kauark Chianca
Herbert Cavalcante de Lima
Mariza Marilena T. Luz Barbosa
Diretores-Executivos

Embrapa Meio Ambiente

Paulo Choji Kitamura
Chefe-Geral

Geraldo Stachetti Rodrigues
Chefe-Adjunto de Pesquisa e Desenvolvimento

Maria Cristina Martins Cruz
Chefe-Adjunto de Administração

Wagner Bettiol
Chefe-Adjunto de Comunicação e Negócios

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Meio Ambiente
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

Indicadores de

2003

LV-2008.00045

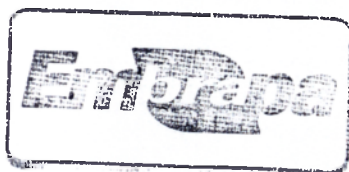


5126-2

Indicadores de Sustentabilidade em Agroecossistemas

Editores Técnicos

*João Fernando Marques
Ladislau Araújo Skorupa
José Maria Gusman Ferraz*



Jaguariúna, SP
2003

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Meio Ambiente

Rodovia SP 340 — Km 127,5 — Tanquinho Velho
Caixa Postal 69 — 13820-000 Jaguariúna, SP
Fone: (19) 3867-8750 — Fax: (19) 3867-8740
sac@cnpma.embrapa.br — www.cnpma.embrapa.br

Comitê de Publicações da Unidade:

Presidente: Geraldo Stachetti Rodrigues

Secretária-executiva: Maria Amélia de Toledo Leme

Membros: Cláudio Cesar de Almeida Buschinelli

Helölsa Ferreira Filizola

José Maria Guzman Ferraz

Manoel Dornelas de Souza

Marcelo Augusto Boechat Morandi

Maria Lúcia Saito

Sandro Freitas Nunes

Revisão de texto: *Maria Cristina Tordin*

Normalização bibliográfica: *Maria Amélia de Toledo Leme*

Projeto gráfico: *Silvana Cristina Teixeira*

Capa: *Ladislau A. Skorupa, João Fernando Marques, José Maria Gusman Ferraz*

Editoração eletrônica: *Silvana Cristina Teixeira, Alexandre Rita da Conceição*

Foto da capa: *Arquivo Embrapa Meio Ambiente, Ernesto de Souza*

Tratamento das ilustrações: *Alexandre Rita da Conceição, Silvana Cristina Teixeira*

1ª edição

1ª impressão (2003): 1.000 exemplares

Todos os direitos reservados.

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte, constitui violação dos direitos autorais (Lei n.º 9610).

Dados internacionais de catalogação na publicação — CIP.
Embrapa Meio Ambiente

139 Indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas / Editores Técnicos João Fernando Marques, Ladislau Araújo Skorupa, José Maria Gusman Ferraz. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente: 2003.

281p.
ISBN 85-85771-23-2

1. Agropecuária - Brasil. 2. Desenvolvimento sustentável. 3. Ecologia. 4. Agricultura. 5. Meio Ambiente. I. Marques, João Fernando. II. Skorupa, Ladislau Araújo. III. Ferraz, José Maria Gusman. IV. Embrapa Meio Ambiente.

CDD: 632.950981

© Embrapa 2003

Autores

Andrea Álvaro Alberto Bacellar – Engenheira Agrícola, Consultora em Sistema de Informação Geográfica.

Carlos Arthur Barbosa da Silva – Economista, Professor da Universidade Federal de Viçosa, MG, Departamento de Tecnologia de Alimentos.

Elias Silva – Engenheiro Florestal, Professor da Universidade Federal de Viçosa, MG, Departamento de Engenharia Florestal.

Elizabeth Nogueira Fernandes – Engenheira Florestal, Pesquisadora da Embrapa Gado de Leite.

Elpídio Inácio Fernandes Filho – Professor do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, MG.

Enrique Ortega – Professor da Universidade de Campinas, Laboratório de Engenharia Ecológica e Informática Aplicada, Departamento de Engenharia de Alimentos – FEA.

Francisco Lombardi Neto – Engenheiro Agrônomo, Pesquisador Associado do Centro de Solos e Recursos Agroambientais do Instituto Agronômico de Campinas.

João Fernando Marques – Economista, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente.

José Iguelmar Miranda – Matemático, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente.

José Maria Gusman Ferraz – Biólogo, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente.

Ladislau Araújo Skorupa – Engenheiro Florestal, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente.

Magda Aparecida de Lima – Ecóloga, Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente.

Marcos Corrêa Neves – Engenheiro Elétrico, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente.

Maria Conceição Peres Young Pessoa – Matemática, Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente.

Maria Lúcia Saito – Farmacêutica, Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente.

Mariétte Sueli Baggio Brandão – Química, Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente.

Nilce Chaves Gattaz – Ciência da Informação, Embrapa Meio Ambiente.

Raquel Ghini – Engenheira Agrônoma, Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente.

Vera Lúcia Scherholz de Castro – Patologia Experimental e Comparada, Pesquisadora da Embrapa Meio Ambiente.

Wagner Bettiol – Engenheiro Agrônomo, Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente.

Apresentação

Este livro resulta de um esforço conjunto de um grupo de pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente, participantes do projeto “Desenvolvimento de metodologias para definição e monitoramento de indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas”.

O projeto teve como preocupação básica buscar o entendimento das relações agricultura x meio ambiente refletidas por meio de indicadores de sustentabilidade.

A preocupação com os impactos ambientais decorrentes das atividades agrícolas tomou grande dimensão, particularmente na última década. Esses impactos se expressam, por exemplo, na redução da diversidade biológica, na erosão e contaminação dos solos, na contaminação e assoreamento dos mananciais, entre outros. Os reflexos dessa degradação ambiental podem ser traduzidos por variações na produção e produtividade agrícolas, e no bem-estar socioeconômico de uma comunidade.

As relações conflituosas entre as atividades agrícolas e o meio ambiente, como descritas, e a incorporação do conceito de sustentabilidade, têm levado a pesquisa agropecuária a uma crescente busca por modelos alternativos e sustentáveis para a agricultura. A sustentabilidade entendida sob três dimensões: a ecológica, se referindo à estabilidade do ambiente e dos recursos naturais; a econômica, à rentabilidade; e a social, à equidade entre os membros da sociedade.

Nesse contexto, um dos desafios que se tem apresentado para a pesquisa é o desenvolvimento de indicadores que possam avaliar o estado atual de um sistema, bem como medir os progressos alcançados pela introdução de mudanças requeridas para se alcançar a sustentabilidade.

A incorporação do conceito de sustentabilidade pelos mais diversos segmentos da sociedade, sejam pesquisadores, executivos empresariais, governantes, formuladores de políticas, bem como a comunidade em geral, tem demandado, de forma crescente, o desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade que possam subsidiar as tomadas de decisão em seus respectivos âmbitos de atuação.

Este livro tem por objetivo prover uma seleção representativa dos indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas, fornecendo tanto uma abordagem teórica sobre o tema, quanto prática, com base nos resultados obtidos no estudo de caso de uma microbacia hidrográfica, em Sumaré, SP.

Esta publicação é dividida em duas partes: a Parte I, constituída de quatro capítulos, contemplando os aspectos teóricos mais relevantes sobre o entendimento da sustentabilidade e seus indicadores; e a Parte II, constituída de nove capítulos, contendo um conjunto de trabalhos que orientaram a coleta, sistematização e análise de dados, tendo como objetivo a construção de indicadores de sustentabilidade.

O primeiro capítulo apresenta e discute os diversos aspectos relativos ao conceito de agricultura sustentável, desde aquele que considera a necessidade de simples alterações nos sistemas vigentes até aqueles que pregam a necessidade de mudanças estruturais. Discute, ainda, as interpretações apoiadas nos princípios da economia neoclássica e da economia ecológica da sustentabilidade, além de fazer uma breve apresentação do conceito de Emergia. Aborda também o conceito de agroecossistema, suas dimensão temporal e espacial. A partir das propriedades dos agroecossistemas – resiliência, estabilidade e eqüidade – enfatiza que um conjunto de indicadores deve refletir alterações nestes atributos.

O segundo capítulo apresenta e discute os procedimentos para a escolha de indicadores de sustentabilidade. Fornece uma revisão dos principais trabalhos conceituais sobre o tema “indicadores de sustentabilidade” e, com base nesta, aponta para a necessidade de uma visão abrangente dos processos que determinam uma realidade. Finalmente, a partir de uma perspectiva sistêmica, os autores apresentam um modelo conceitual global de impactos ambientais contemplando os componentes mais significativos de um agroecossistema. Na seqüência, o Capítulo 3 reforça a importância das etapas para a definição de descritores e indicadores, e reforça ainda o papel do Diagnóstico Rural Rápido Participativo no levantamento dos fatores de criticidade.

Finalmente, o quarto capítulo apresenta os fundamentos metodológicos da Análise Emergética, que estuda as interações entre os sistemas naturais e antrópicos, através da conversão dos fluxos em equivalentes de energia solar. Com base nessa nova abordagem, vislumbra-se uma nova possibilidade para a construção de indicadores de sustentabilidade.

Abrindo a Parte II, o Capítulo 1 apresenta uma caracterização geral da Microbacia do Córrego Taquara Branca, em Sumaré, SP, objeto de estudo de caso, e ponto focal dos capítulos subseqüentes.

O Capítulo 2 apresenta um modelo conceitual de indicadores de sustentabilidade para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, apoiando-se no modelo conceitual global apresentado no Capítulo 2 da Parte I.

Uma avaliação física e econômica das perdas de solo por erosão na microbacia é apresentada no Capítulo 3. Nele são estimadas as perdas de solo pela Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS), bem como os custos anuais necessários para a reposição dos nutrientes perdidos. São também apresentadas simulações quanto

às alterações de perdas de solo pela adoção de medidas conservacionistas e aos correspondentes custos de reposição de nutrientes.

No Capítulo 4, os autores abordam a importância da cobertura vegetal no agroecossistema, tanto pelo seu valor físico, como pelos serviços ambientais gerados pela biodiversidade. Os indicadores de cobertura vegetal apresentados se referem à cobertura arbórea total, presença de matas ciliares, diversidade da flora arbórea nativa, e ao grau de proteção das nascentes.

O Capítulo 5 relata métodos de coleta, preparo e determinação do teor de íons de metais pesados – total e disponível às plantas - em solos de mata, pasto e uso agrícola da microbacia. Os teores de metais pesados encontrados são discutidos à luz dos padrões internacionais e sob a perspectiva da sustentabilidade agrícola.

A supressividade de solos a fitopatógenos e suas relações com os fatores bióticos e abióticos de solos, submetidos a diferentes sistemas de produção, são discutidas no Capítulo 6.

Avaliação de risco à exposição ao uso de agrotóxicos e o estabelecimento de bioindicadores relativos à saúde humana são os principais tópicos abordados pelo Capítulo 7. Nele são apresentados indicadores clínicos da exposição de agricultores aos agrotóxicos, bem como metodologias para o estabelecimento de bioindicadores por meio de testes em animais em laboratório.

O Capítulo 8 apresenta uma metodologia de avaliação de impacto ambiental de atividades agrícolas utilizando-se de técnicas de sistemas de informações geográficas e modelagem matemática de forma integrada. O sistema avalia a aptidão agrícola das terras, identifica o conflito entre o uso atual e potencial do solo, e recomenda práticas de manejo e de conservação do solo para minimizar os impactos negativos das atividades agrícolas.

Ao final, é apresentado um banco de dados com a finalidade de organizar, armazenar e recuperar informações relativas a indicadores de sustentabilidade. Contém referências sobre indicadores de sustentabilidade mais utilizados mundialmente, unidades de medidas de indicadores, bibliografias, profissionais envolvidos e instituições que tratam do tema.

Apesar da crescente demanda e dos esforços de pesquisa, o tema “indicadores de sustentabilidade” encontra-se ainda em fase de aprimoramento, seja no campo conceitual ou no campo das aplicações práticas. Os resultados das pesquisas, como os relatados no presente livro, apontam nesta direção. Diante disso, a temática envolvendo indicadores de sustentabilidade deverá, certamente, nortear as agendas de ensino e pesquisa para os próximos anos.



Sumário

Parte I

Indicadores de Sustentabilidade: Aspectos Teóricos

1. As Dimensões da Sustentabilidade e seus Indicadores	15
2. Subsídios para a Escolha de Indicadores de Sustentabilidade	36
3. Proposta Metodológica para a Escolha de Indicadores de Sustentabilidade ...	59
4. Indicadores de Sustentabilidade sob a Perspectiva da Análise Emergética	73

Parte II

Indicadores de Sustentabilidade: o Caso da Microbacia do Córrego Taquara Branca

1. Caracterização da Microbacia do Córrego Taquara Branca	93
2. Modelo Conceitual de Indicadores de Sustentabilidade para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP	109
3. Erosão do Solo: Indicadores Físicos e Econômicos	129
4. Indicadores de Cobertura Vegetal	155
5. Metais Pesados em Solos	191
6. Supressividade de Solos a Fitopatógenos	209
7. Avaliação da Saúde de Agricultores e Estabelecimento de Bioindicadores ..	229
8. EROSYS: Sistema Integrado para Avaliação dos Impactos Ambientais de Atividades Agropecuárias	249
9. Banco de Dados de Indicadores de Sustentabilidade	271

Parte I

**Indicadores de
Sustentabilidade:
Aspectos Teóricos**

1

As Dimensões da Sustentabilidade e seus Indicadores

José Maria Gusman Ferraz

Resumo	17
Summary	18
Introdução	19
Sustentabilidade: conceituação e histórico	20
Avaliação econômica da sustentabilidade	22
Sustentabilidade agrícola	25
Agroecossistemas	28
Indicadores de sustentabilidade	31
Referências	33

Summary

The concept of sustainable agriculture embraces a wide range of visions reflecting the existing conflict of interests in the society. It congregates those that see the possibility of a simple adaptation of the current production system, as well as those that advocate the possibility to promote structural changes - including the social and economical aspects. The basic unit for analysis of the sustainability is the agroecosystem. Several economical approaches deal with sustainability of the agroecosystem. The most discussed in the literature are the Neoclassical Economy and the Ecological Economy. A new method of evaluating sustainability of an agroecosystem is through the Emergy Analysis. The concepts of sustainable agriculture, the economical approaches to evaluate the sustainability, as well as categories and characteristics of the sustainability indicators are presented in this chapter.

Introdução

As diferentes formas de organização das sociedades humanas apresentaram maneiras específicas de se relacionar com a natureza, nem todas ecologicamente eficientes. Da mesma forma, cada sistema de produção estabelece determinadas relações de apropriação e manejo dos recursos - renováveis ou não, reproduzíveis ou não - e determinam a sua classe e velocidade de consumo (Gonzales de Molina & Sevilla Guzman, 1993). Ao longo da história da humanidade, a maneira de apropriação do espaço e dos seus recursos levaram ao desenvolvimento e decadência de diferentes civilizações.

A Revolução Verde, por meio do modelo industrial-produtivista de apropriação da natureza, acelerou de forma alarmante a degradação ambiental e social do espaço rural a ponto de se tornar insustentável. Segundo Sevilla Guzman (2000), este modelo industrial do uso dos recursos foi substituindo os modelos de produção vinculados às culturas locais, onde os valores de uso sempre prevaleceram sobre os valores de troca.

A Revolução Verde no Brasil, apresentando um alto grau de industrialização, trouxe num primeiro momento o aumento da produção e produtividade, notadamente nos produtos de exportação. O incremento no uso de insumos, da mecanização e da expansão de monocultivos levou a degradação de grandes superfícies, muitas delas abandonadas depois de poucos anos de cultivo. O agravamento desse quadro se deu com a intensificação da produção em áreas não aptas, ou acima de sua capacidade de suporte, provocando erosão e contaminação do solos e água com agroquímicos, tornando-os cada vez mais dependentes do aporte de energia externa, e reduzindo a sua capacidade produtiva ao longo do tempo. Isso foi devido, em grande parte, à falta de uma visão mais abrangente entre a produtividade e a estabilidade dos ecossistemas tropicais.

A inadequação do modelo difundido pela Revolução Verde, bem como a aceitação internacional e a difusão do conceito de sustentabilidade, têm levado a pesquisa agropecuária a uma crescente busca de modelos alternativos e sustentáveis para a agricultura.

A sustentabilidade referida neste trabalho contempla três dimensões: sustentabilidade ecológica, sustentabilidade econômica e sustentabilidade social. O ecológico se referindo a estabilidade do ambiente e dos recursos naturais, o econômico à rentabilidade, e o social à equidade entre os membros da sociedade. O desenvolvimento sustentável nos planos econômico, social e ecológico pode ser atingido pela incorporação de tecnologias adequadas às diferentes condições locais, pela agregação de bens e serviços mais duráveis e equanimemente distribuídos e, principalmente, por meio de uma nova visão de uso dos recursos, do aporte de energia ao sistema e da valoração do conhecimento local.

Sustentabilidade: conceituação e histórico

A literatura apresenta uma gama variada de definições e conceitos sobre *sustentabilidade*. Segundo Sachs (1993), o relatório de Fournex - documento preparatório da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano de 1972 - estabeleceu um caminho intermediário entre o pessimismo a respeito do esgotamento dos recursos naturais e a incapacidade do progresso técnico-científico de resolver a questão, e o otimismo das soluções propostas pelas inovações tecnológicas.

Tanto o Relatório Fournex, como a Declaração de Estocolmo de 1972, enfatizaram a necessidade de se projetar e implementar estratégias ambientalmente adequadas para promover um desenvolvimento socioeconômico equitativo, surgindo daí o termo *ecodesenvolvimento*, mais tarde modificado para *desenvolvimento sustentável*. Em meados dos anos 80, a noção de sustentabilidade se estabelece como um novo paradigma da sociedade moderna. Em 1987, a Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) publica o Relatório Brundtland que lança um novo desafio de desenvolvimento sustentável, levando à convocação da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), ou Eco-92, realizada no Rio de Janeiro.

Apesar das inúmeras discussões, ainda não existe um consenso sobre o conceito de *desenvolvimento sustentável*. As várias interpretações existentes ficam por conta dos diferentes interesses e ideologias. No entanto, a essência desse conceito está contida na definição dada pela WCED (World Commission on Environment and Development), onde alcançar o desenvolvimento sustentável significa atender às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades (World Commission on Environment and Development - WCED, 1987). Assim, por exemplo, torna-se incompatível a idéia de preservação das matas tropicais com a manutenção de elevado consumo de energia fóssil, ou ainda a manutenção das desigualdades sociais e de distribuição de renda com as necessidades da população.

O desenvolvimento sustentável no seu conceito mais amplo não será alcançado enquanto prevalecer a lógica de mercado ao invés da lógica das necessidades, pois os padrões de consumo e de acumulação da sociedade contrastam com a finitude dos recursos naturais não-renováveis, e com os limites de assimilação e suporte impostos pela natureza.

Para Gutman (1994), embora a maioria dos autores refiram-se ao *desenvolvimento sustentável como uma necessidade de uma equidade intergeracional* (preservar o ambiente para as futuras gerações), para os países periféricos, a sustentabilidade crítica é a *sustentabilidade intrageracional*, ou seja, como fazer o uso equitativo do ambiente agora, como enfrentar o problema da pobreza e desigualdade no presente. Esta é pertinente e deve estar presente ao se definir e desenvolver indicadores de sustentabilidade.

Segundo Sevilla Guzman (2000), o desenvolvimento rural sustentável, sob a ótica dos organismos internacionais, responde ao discurso ecologista apoiado em uma construção teórica ecotecnocrática. Esta se baseia na premissa de que os riscos que envolvem o planeta estão relacionados às altas taxas de crescimento populacional dos “países pobres”, que degradam o ambiente, principalmente por meio da destruição das florestas, e não pelas formas de produção e consumo dos países ricos que, além de demandarem elevados níveis de exploração de energia e recursos, geram

altos níveis de contaminação e desequilíbrios ambientais. A solução, segundo os organismos internacionais institucionalizados e os bancos multilaterais de desenvolvimento, está no processo de globalização econômica que permite a generalização do consumo das economias centrais mediante o indispensável crescimento econômico requerido pelas sociedades ditas modernas.

Para Ortega (1997), a sustentabilidade somente será possível se os marcos de referência para a atividade humana, os paradigmas culturais, forem mudados. Para tanto, torna-se necessário gerar novas propostas para a ciência e tecnologia, a administração, e para a organização social e ideológica.

As diversas definições de sustentabilidade incluem conceitos relacionados com a sustentabilidade ecológica, econômica e social. A sustentabilidade ecológica implica na manutenção no tempo das características fundamentais do ecossistema sob uso quanto aos seus componentes e suas interações; a sustentabilidade econômica se traduz por uma rentabilidade estável no tempo; a sustentabilidade social está associada a idéia de que o manejo e a organização do sistema são compatíveis com os valores culturais e éticos do grupo envolvido e da sociedade, o que o torna aceitável por essas comunidades ou organizações, dando continuidade ao sistema ao longo do tempo (De Camino & Muller, 1993). Poderia também ser incluída nesta definição a distribuição equânime dos benefícios por todo o grupo social envolvido.

Estas três dimensões, aparentemente conflitantes, apresentam estreita interdependência e devem ter os mesmos graus de importância para que a sustentabilidade seja alcançada. O Triângulo de Möbius (Fig. 1) esquematiza o grau de equilíbrio que deve ser alcançado.

Avaliação econômica da sustentabilidade

Embora, teoricamente, deva existir um equilíbrio entre as três dimensões da sustentabilidade, a abordagem econômica é a mais enfatizada nas avaliações dos ecossistemas devido ao seu elevado peso relativo nas decisões humanas, merecendo, portanto, um destaque.

Existem várias abordagens econômicas que tratam das questões ambientais e que avaliam a sustentabilidade dos agroecossistemas. As mais discutidas pela literatura são a Economia Neoclássica e a Economia Ecológica.

Os preceitos da economia neoclássica, quanto ao equilíbrio de mercado e soberania do consumidor (disposição a pagar por um determinado bem), proporcionam amplo espaço para o ajuste de preços, de modo a refletir as externalidades ambientais (Tietenberg, 1994). Além disso, é aceito que a questão da sustentabilidade pode ser incorporada sob esta mesma ótica, ao aplicar o preço “correto”, inclusive aos bens e serviços ambientais. Pressupõe, ainda, que o capital natural pode ser

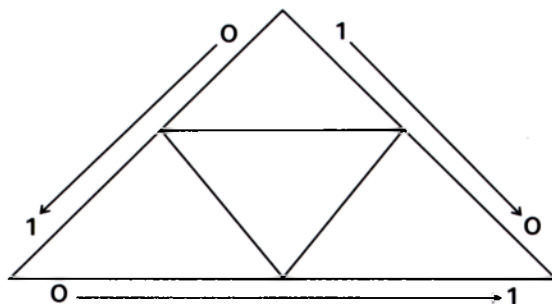


Fig.1. Triângulo de Möbius para os três objetivos conflitantes (Nijkamp, 1990).

substituído infinitamente pelo capital material (feito pelo homem). Subjacente a estas hipóteses há um otimismo fatalista de que o progresso tecnológico irá superar quaisquer limites impostos ao crescimento econômico devido a escassez dos recursos naturais. Assim, os mecanismos de mercado têm sido sugeridos como meios para indicar a importância relativa dos efeitos nocivos do desenvolvimento econômico, e para expressar a disposição da sociedade em pagar para amenizar os danos causados (Sevilla, 2000).

Para avaliar os diferentes graus de sustentabilidade, essa abordagem econômica, no entanto, merece ressalvas, pois os recursos naturais valorados diretamente pelo mercado, ou por técnicas que simulam o mercado, não trazem embutidos

em seu custo a energia e o tempo necessários para a sua formação e para o seu restabelecimento. Além disso, não trata adequadamente as questões associadas à impossibilidade de sua reposição, como, por exemplo, os recursos não-renováveis ou a perda de biodiversidade. Os estudos nesta direção têm avançado muito, mas os resultados não são alentadores, devido a dificuldade em reduzir a heterogeneidade do ambiente a uma valoração monetária (Gutman, 1994).

A Economia Ecológica apresenta uma abordagem preventiva contra as catástrofes ambientais eminentes, tratando a conservação dos recursos naturais por meio de uma visão que leva em conta as necessidades das gerações futuras. Esta abordagem se contrapõe à visão da economia neoclássica, uma vez que pressupõe que os limites ao crescimento, fundamentado na escassez dos recursos e na sua capacidade de suporte, são reais e não necessariamente superáveis através do progresso tecnológico. A escala sustentável adapta-se de forma gradativa às inovações tecnológicas, de modo que a capacidade de suporte se mantenha ao longo do tempo (Alier & Jusmet, 2000).

Uma outra forma de avaliar a sustentabilidade de um agroecossistema é por meio da Análise de Emergia ou Análise Emergética (Odum, 1986, 1996, 1998). Nesta abordagem, ao se avaliar um agroecossistema, todas as entradas de energia são expressas numa base comum, ou seja, a Emergia solar, medida em Joules de energia solar (sej), a Emergia definida como a energia incorporada no processo de obtenção de um produto ou serviço (Odum, 1986; Ortega, 1998). Esta metodologia parte do princípio de que todos os processos na natureza podem ser convertidos em equivalentes de energia solar¹. Desta forma é possível assumir que uma avaliação apropriada do fluxo de energia dos ecossistemas pode permitir a análise de qualquer sistema ecológico ou econômico (Odum, 1971, 1993 e 1996) de um agroecossistema.

¹ Os fundamentos da teoria emergética é apresentada por Ortega em *Indicadores de sustentabilidade sob a perspectiva da análise emergética*, neste volume.

Sustentabilidade agrícola

O conceito de agricultura sustentável abrange um amplo leque de visões refletindo o conflito de interesses existentes na sociedade. Congrega, desde uma maioria que vê a possibilidade de uma simples adequação do atual sistema de produção, até aqueles que vêem a possibilidade de promover mudanças estruturais - incluindo os aspectos sociais, econômicos e ambientais - em todo o sistema (Redclift, 1987; Goodman, 1991).

No campo político e econômico esta discussão se polariza, basicamente, entre as empresas produtoras de insumos e as organizações não-governamentais, enquanto na comunidade científica internacional e de profissionais ligados a agricultura a discussão pode ser dividida entre aqueles que assumem a posição adotada pela FAO, com um enfoque mais conservador, e os que adotam a posição do Nacional Research Council, EUA, que propõe mudanças mais significativas ao modelo produtivo convencional.

A proposta de um desenvolvimento sustentável, incluindo a atividade agrícola, contempla a conservação dos recursos naturais, a utilização de tecnologias apropriadas, bem como a viabilidade econômica e social (Peters & Stanton, 1991).

O padrão de desenvolvimento agrícola moderno ou convencional intensificou-se após a Segunda Guerra e foi disseminado nos anos setenta pela Revolução Verde, como uma solução para os problemas da fome. Os problemas ambientais resultantes da atividade agrícola têm se tornado cada vez mais críticos, sendo traduzidos pelo declínio da produtividade local e regional, pelos impactos negativos no solo e na água, através da erosão, sedimentação poluição química, pela diminuição da biodiversidade, além de possíveis modificações no clima regional (Altieri, 1992).

As interpretações convencionais confundem a sustentabilidade com a perdurabilidade da produção e do máximo rendimento. Goodman & Redclift (1991) afirmam que qualquer definição de sustentabilidade deve levar em conta necessariamente as dimensões cultural e estrutural.

Para Altieri (1983), sustentabilidade agrícola é a capacidade de um agroecossistema de manter a produção através do tempo na presença de repetidas restrições ecológicas e pressões socioeconômicas. Parr & Sharon (1992) citam que em países orientais a manutenção por vários séculos de uma agricultura permanente e sustentável, suprindo as necessidades de contingentes populacionais enormes, estava relacionada com a extensiva reciclagem de matéria orgânica das mais variadas fontes, que, além de elevar a produtividade, reduzia os processos de erosão e perdas de nutrientes.

Lal (1991), reportando-se aos princípios e objetivos da avaliação da sustentabilidade, afirma que “a obtenção de alta produtividade e a manutenção ou melhoria da qualidade ambiental não são mutuamente excludentes nem difíceis de serem alcançadas”. Isso, contudo, ainda não foi observado. Segundo o autor, a avaliação econômica da sustentabilidade é geralmente feita após uma série de safras, enquanto que a avaliação dos aspectos sociais e biofísicos podem requerer décadas ou até séculos. A avaliação dos aspectos ambientais da sustentabilidade deveria considerar a escala de tempo correspondente para que pudesse produzir resultados confiáveis (Tabela 1).

Tabela 1. Escala de tempo para avaliação de diferentes aspectos da sustentabilidade.

Aspectos	Escala de tempo
Avaliação econômica de lucratividade	uma ou várias safras
Tendências de rendimento	cinco a vinte anos
Características do solo	uma a várias décadas
Características hidrológicas	uma a várias décadas
Parâmetros ecológicos	várias décadas a séculos
Aspectos sociais e culturais	poucas a várias gerações

Lal, 1991.

A avaliação da sustentabilidade requer, ainda, considerações sobre a escolha da escala sistêmica apropriada, ou seja, da amplitude da área de estudo. A exemplo disso, a Tabela 2 apresenta a escala temporal e sistêmica para a avaliação da ação indutora de mudanças em alguns parâmetros do solo.

Tabela 2. Escala temporal e sistêmica para a avaliação da ação indutora de mudanças nas propriedades, processos e no microclima do solo.

Parâmetros	Escala temporal	Escala sistêmica
Processos do solo		
Erosão	5 a 20 anos	Bacia hidrográfica
Compactação acidificação	1 a várias safras	Parcela de terreno/propriedade
Queda de fertilidade	5 a 20 anos	Tipos de solos/propriedade
Propriedades do solo		
físicas, químicas nutricionais	1 a diversos anos	Tipos de solos/propriedade
Microclima		
Provisão energética	10 a 50 anos	Parcela de terreno
Temperatura do ar e solo	poucos a diversos anos	Parcela de terreno
Regime de chuvas	poucas a diversas décadas	Microbacia

Agroecossistemas

A unidade básica para análise da sustentabilidade é o agroecossistema. De acordo com Toews (1987) & Lowrance, et al. (1984), agroecossistemas podem ser definidos como “entidades regionais manejadas com o objetivo de produzir alimentos e outros produtos agropecuários, compreendendo as plantas e animais domesticados, elementos bióticos e abióticos do solo, rede de drenagem e de áreas que suportam vegetação natural e vida silvestre. Os agroecossistemas incluem de maneira explícita o homem, tanto como produtor como consumidor, tendo portanto dimensões socioeconômicas, de saúde pública e ambientais”.

Tal conceito demonstra os complexos mecanismos de interdependência existentes, de onde emergem dois componentes fundamentais: um estrutural, caracterizado pela maioria dos fatores físicos (meio abiótico) e a organização das espécies e populações de microorganismos, vegetais e animais (meio biótico); e outro funcional, que diz respeito ao modo como os elementos estruturais se associam e interagem, com maior ou menor grau de intervenção humana, promovendo ciclos de nutrientes e fluxos energéticos por todo agroecossistema (Borman & Likens, 1976; Gliesman & Amador, 1980).

Conway (1991) afirma que o principal objetivo de um agroecossistema é o incremento do seu valor social, ou seja, da qualidade e quantidade de bens e serviços produzidos, de forma a satisfazer as necessidades do homem.

Para se avaliar a sustentabilidade de um agroecossistema, deve-se considerar suas características hierárquicas e a complementaridade com o ambiente externo (Fig.2). Isso torna possível a identificação dos processos-chaves e dos organismos envolvidos que governam as quatro propriedades ou comportamentos dos agroecossistemas sustentáveis, conforme definidos por Gutierrez et al. (1993) e Conway & Barbier (1988): produtividade, estabilidade, elasticidade e equidade.

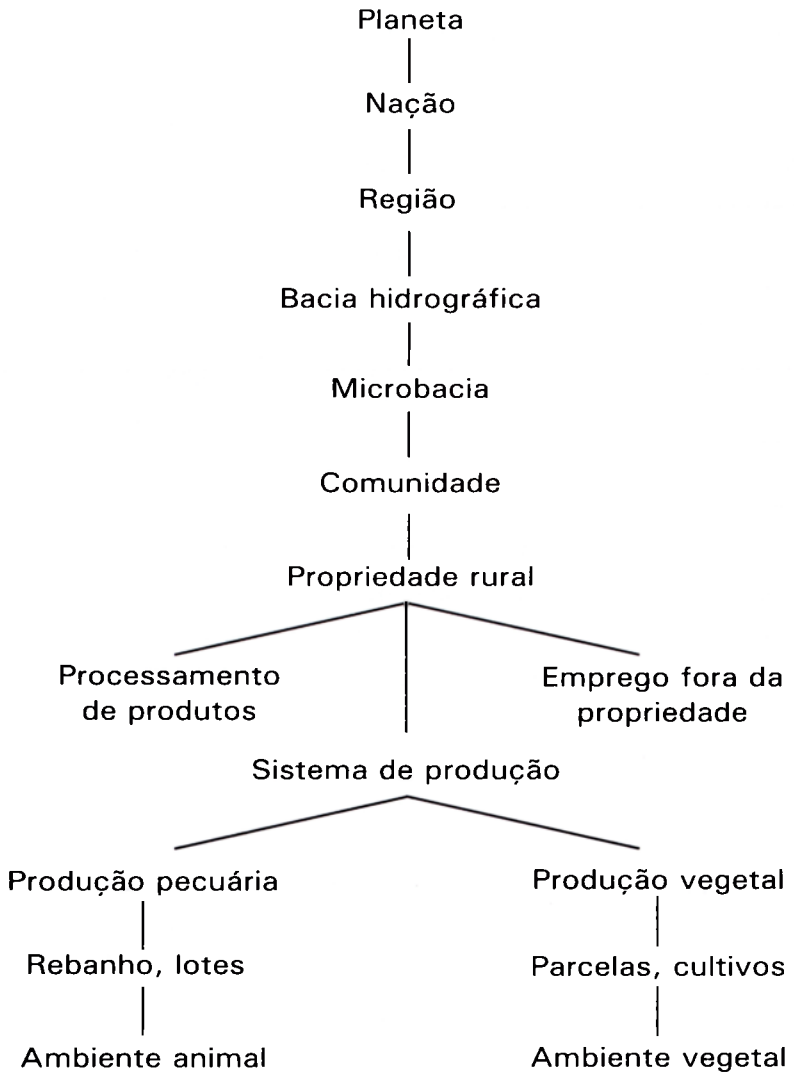


Fig.2. Hierarquia de agroecossistemas (Conway, 1991).

Produtividade: produção primária por unidade de insumo utilizado (água, energia, nutrientes) num período de tempo. Pode ser alta ou baixa, dependendo da base de recursos naturais.

Estabilidade: o grau no qual a produtividade se mantém constante, frente a pequenas distorções causadas por flutuações climáticas ou outras variáveis ecológicas e econômicas.

Elasticidade ou resiliência: capacidade de recuperação do sistema frente a perturbações externas (capacidade de resposta ou robustez).

Equidade: distribuição eqüitativa do recurso econômico e dos benefícios, dos custos e dos riscos gerados pelo manejo do sistema. Esta propriedade não apresenta correspondente em sistemas ecológicos naturais.

Tal enfoque se sustenta no fato de que qualquer sistema pode ser descrito com base nos recursos disponíveis e na sua forma de manejo, tanto em termos físicos como econômicos e sociais. A avaliação dos recursos se concentra na observação do desenvolvimento de seu estoque (qualidade e quantidade), enquanto que a avaliação do manejo está relacionada de alguma forma com fluxo de produtos e recursos e a relação entre ambos (De Camino & Muller, 1993) (Fig.3).

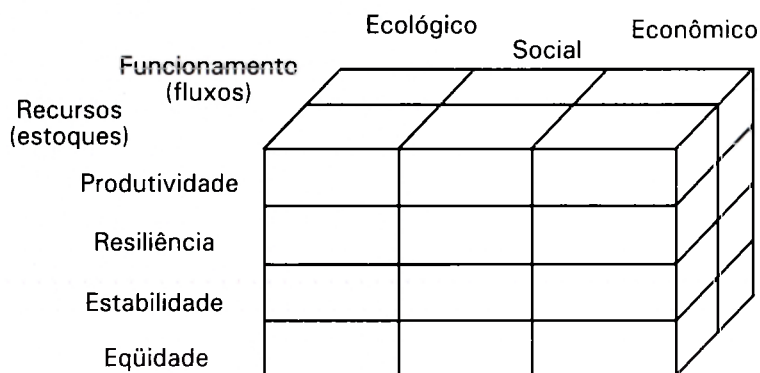


Fig.3. Aspectos a serem considerados na sustentabilidade (De Camino & Muller, 1993).

Indicadores de sustentabilidade

Os indicadores de sustentabilidade de um agroecossistema devem refletir as alterações nos atributos de produtividade, resiliência, estabilidade e eqüidade. Deve-se ressaltar que não existem indicadores “universais”, mas sim que cada sistema, dependendo de suas categorias e elementos específicos, assim como dos descritores relacionados, terá seu próprio conjunto de indicadores.² Os indicadores devem ser eficientes e não exaustivos. Eficientes no sentido de realmente cumprirem as condições descritas, sensíveis e com uma boa base estatística; e não exaustivos, ou seja, não ter muitos indicadores para um mesmo descritor.

Um critério geral para a seleção de indicadores é que estes devem ser capazes não apenas de sinalizar a existência de uma degradação no sistema, mas também de advertir sobre eventuais perturbações potenciais.

Segundo Toews (1987) pode-se distinguir quatro categorias principais de indicadores:

- Indicadores gerais (estado geral do sistema).
- Indicadores de diagnóstico (porque mostra sinais de degradação).
- Indicadores de estimativa de risco (fatores que conduzem, com alta probabilidade, ao desenvolvimento não-sustentável).
- Indicadores de *fitness* (robustez).

Os indicadores devem possuir as seguintes características:

- Aplicáveis em um grande número de sistemas ecológicos, sociais e econômicos.
- Mensuráveis e de fácil medição.
- De fácil obtenção e baixo custo.
- Concebidos de tal forma que a população local possa participar de suas medições, ao menos no âmbito da propriedade.

² Uma discussão sobre descritores e indicadores ambientais é apresentada por Pessoa et. al. em *Modelo conceitual de indicadores de sustentabilidade para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP*, neste volume.

- Sensíveis às mudanças do sistema e indicar tendências.
- Representar os padrões ecológicos, sociais e econômicos de sustentabilidade.
- Permitir o cruzamento com outros indicadores.

Os indicadores utilizados para monitorar o sistema ao longo do tempo devem ser avaliados quanto a sua eficiência em relação as características citadas acima.

Deve-se definir níveis máximos e mínimos para os indicadores individuais, de acordo com a capacidade de suporte do sistema, bem como atribuir-lhes pesos na formulação de indicadores compostos, de acordo com o seu grau de importância para cada descritor. Isto se deve, comumente, à existência de vários indicadores por atributo, característica ou dimensão de sustentabilidade. A abordagem analítica que permite a construção de indicadores compostos é apresentada por Mansfield (1975) e Lal (1991).

O nível crítico de um indicador é definido como o nível máximo, além do qual a produção declina rapidamente. O nível crítico pode também ser definido em termos da severidade de degradação. O limite inferior do nível crítico é aquele no qual a velocidade de degradação é alta mas ainda pode ser revertida; o limite superior do nível crítico se refere ao ponto de irreversibilidade de degradação do recurso.

Para cada agroecossistema deve ser definido um conjunto particular de indicadores em função das condições agroecológicas e socioeconômicas presentes em cada região, do perfil dos usuários finais da informação, da disponibilidade de informações existentes e dos custos envolvidos na geração de novos dados, se necessário.

Referências

- ALIER, J.M.; JUSMET, J.R. *Economía ecológica y política ambiental*. Mexico, D.F.: PNUMA, 2000. 493 p.
- ALTIERI, M.A. *Agroecology: the scientific basis of alternative agriculture*. Berkeley: The Repro Express, 1983.
- ALTIERI, M.A. Sustainable agricultural development in Latin America: exploring the possibilities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 39, p. 1-21, 1992.
- BORMAN, F.H.; LIKENS, G.E. Nutrient cycling. *Science*, v. 155, p. 424-429, 1976.
- CONWAY, G. *What is an agrosystem and why is it worthy of study*: paper presented at the Workshop on Human/Agroecosystem Interations, PESAM/EAPI. Laguna: Los Banos College, 1981.
- CONWAY, G.R. Sustainability in agricultural development: trade-offs with productivity, stability and equitability. In: ANNUAL AFSR/E SYMPOSIUM, 1., 1991, Michigan. *Proceedings...* Michigan: Ohio State University, 1991.
- CONWAY, G.R.; BARBIER, E.B. After the green revolution. *Futures*, East Lansing, v. 22, p. 651-670, Dec. 1988.
- DE CAMINO, R.; MULLER, S. *Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales - Bases para establecer indicadores*. San Jose: IICA/GTZ, 1993. (Serie Documentos de Programas, 38).
- GALLOPIN, J. *Discussion durante el primer taller del Grupo Interamericano de Estudios sobre Desarrollo Sostenible*. San Jose, 1993.
- GLIESSMAN, S.R.; AMADOR, M.A. Ecological aspects of production in traditional agroecosystems in the humid lowland tropics of Mexico. In: FURTADO, J.I. (Ed.). *Tropical ecology and development*. Kuala Lumpur: IST, 1980.
- GONZALES de MOLINA, M.; SEVILLA GUZMAN, E. Una propuesta de diálogo entre socialismo y ecología : el neopopulismo ecológico. *Ecología Política*, n. 3 , 1993.

GOODMAN, D.; REDCLIFT, M. *Refashioning nature, food, ecology and culture*. London: Routledge, 1991.

GUTIERREZ, E.; BRENES, G.; BALDARES, M. *Consultoria sobre un sistema de indicadores de sostenibilidad de la agricultura y de los recursos naturales para America Latina y el Caribe*: version preliminar, documento no publicado. San Jose: IICA-GTZ, 1993.

GUTMAN, P. La economia y la formación ambiental. In: LEFF, E. (Comp.). *Ciencias sociales y formación ambiental*. Barcelona: Libera Graf, 1994. p.125- 156.

LAL, R. *Methods and guidelines for assessing sustainable use of soil and water resources in the tropics*. Columbus: The Ohio State University, 1991. (SMSS Technical Monograph, 21).

LOWRANCE, R.; STINNER, B.R.; HOUSE, S. *Agricultural ecosystems*. New York: Wiley-Interscience, 1984.

MANSFIELD, J.E. Land capability for annual rainfed arable crops in Northern Nigeria based on soil physical limitation. In: LAL, R.; GREENLAND, D.J. (Ed.). *Soil physical properties and crop production in the tropics*. New York: J. Wiley, 1975. p. 407-426.

ODUM, H.T. *Environment, power, and society*. New York: J. Wiley, 1971.

ODUM, H.T. *Ecological and general systems* (formerly systems ecology). Boulder: University of Colorado Press, 1983.

ODUM, H.T. Emergy in ecosystems. In: POLUNIN, N. (Ed.). *Environmental monographs and symposia*. New York: J. Wiley, 1986. p. 337-369.

ODUM, H.T. *Environmental accounting, emergy and decision making*. New York: J. Wiley, 1996. 370 p.

ODUM, H.T.; ODUM, E.C.; BROWN, M.T. *Environment and society in Florida*. Boca Raton: Lewis, 1998.

ORTEGA, C. Sustainable development and integrated systems for food and energy production. In: WORKSHOP ON NEW PARADIGMS OF SCIENCE, 1., 1997, São Carlos. *Proceedings...* São Carlos: Federal University of São Carlos, 1997.

ORTEGA, E. *Contabilidade ambiental e econômica de projetos agro-industriais*. Conference presented at the XVI Brazilian Food Science and Technology Congress, Rio de Janeiro, 1998.

PARR, J.F.; SHARON, B.H. Agricultural use of organic amendments: a historical perspective. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 17, n. 4, p. 181-189, 1992.

PETERS, G.H.; STANTON, B.F. (Ed.). *Sustainable agricultural development: the role of international cooperation*. Dartmouth: Dartmouth Publishing Company, 1991. 704 p.

PIMENTEL, D. Agriculture and ecotechnology. In: MITSCH, W. J.; JORGENSEN, S. E. (Ed.). *Ecological engineering: an introduction to ecotechnology*. New York: Wiley-Interscience, 1989. p. 79-102.

REDCLIFT, M. *Sustainable development: exploring the contradictions*. London: Methuen, 1987.

SACHS, W. *Global ecology: a new arena of political conflict*. London: Zed Books, 1993.

SEVILLA GUZMAN, E. Aspectos teóricos de la agroecología. In: CASADO GUZMAN, G. I.; GONZALES DE MOLINA, M.; SEVILLA GUZMAN, E. *Introducción a la agroecología como desarrollo rural sostenible*. Madrid: Mundi Prensa, 2000.

TOEWS, D.W. Agroecosystem health: a framework for implementing sustainability in agriculture. In: WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENTAL DEVELOPMENT. *Our common future*. London: Oxford University Press, 1987.

2

Subsídios para a Escolha de Indicadores de Sustentabilidade

*Maria Conceição Peres Young Pessoa
José Maria Gusman Ferraz
Nilce Chaves Gattaz
Magda Aparecida de Lima*

Resumo	39
Summary	40
Introdução	41
Indicadores de sustentabilidade: uma breve discussão	41
Modelo conceitual global de impactos ambientais	45
Escolha e monitoramento de indicadores	47
Considerações finais	50
Referências	51

Resumo

A identificação de sistemas agrícolas sustentáveis requer a proposição de variáveis facilmente detectáveis e mensuráveis, que possibilitem correlacionar os indicadores de alterações ambientais aos impactos ambientais iminentes ou futuros. A falta de compreensão dos processos e sub-processos envolvidos na escolha de indicadores de sustentabilidade, e da visão integrada do problema, dificultam ainda mais a escolha correta. Esses, isolados ou relacionados entre si, devem fornecer indicações claras e precisas da qualidade dos recursos naturais, das pressões impostas a eles e das respostas socioeconômicas das alterações provocadas no sistema. A seleção apropriada desse conjunto de indicadores subsidia a realização eficiente do diagnóstico e monitoramento ambiental local, a detecção de mudanças, a quantificação de impacto das atividades e a tomada de decisões. Embora várias propostas para a obtenção de indicadores já tenham sido formuladas, é fundamental avaliar, a priori, a eficiência e eficácia de sua utilização em monitoramentos *in loco*. Dessa forma, o presente trabalho apresenta considerações relativas ao tema indicadores de sustentabilidade e um modelo conceitual global de impactos ambientais de atividades agrícolas visando contribuir para a compreensão de termos e ao processo de escolha de variáveis indicadoras de sustentabilidade ambiental.

Summary

The identification of sustainable agricultural systems requires the proposition of easily measurable and detectable variables to facilitate the correlation of indicators of environmental alterations with imminent environmental impact or future. The lack of understanding of the processes and sub-processes involved in the choice of sustainability indicators and of the integrated vision of the problem further hinder correct choice making. These indicators, by themselves or together, should supply clear and precise indications of the quality of the natural resources, of the pressures imposed on them and of the socioeconomic responses to the alterations provoked in the system. The appropriate selection of this group of indicators subsidizes the efficient accomplishment of the diagnosis and local environmental monitoring, the detection of changes, the quantification of impact of the activities and the taking of decisions. Although several proposals for obtaining indicators have been formulated, the evaluation of the efficiency and effectiveness of its use in monitoring *in loco* is, a priori, fundamental. Thus, the present chapter presents relative considerations to the theme of sustainability indicators and a global conceptual model of environmental impacts of agricultural activities to aid the understanding of terms and the choice of indicative variables of environmental sustainability.

Introdução

O presente trabalho pressupõe que os indicadores de sustentabilidade devam ser capazes de monitorar as dimensões ecológica (qualidade do ambiente), econômica (rentabilidade) e social (equidade) envolvidas no conceito de sustentabilidade.

Embora muita controvérsia tenha sido gerada quanto às definições atribuídas aos indicadores, bem como à utilização agregada dessas variáveis (os chamados **índices**), as quais poderiam mascarar tendências, vários países vêm apresentando programas apoiados em indicadores e índices.

Dentre os fatores limitantes a serem considerados em estudos dessa natureza está a carência de metodologias para a proposição e utilização de indicadores ambientais, quando comparados àquelas de indicadores econômicos, como o Índice Geral de Preços (IGP), reconhecido internacionalmente. Isso pode ser justificado, em parte, porque os indicadores ambientais apresentam, geralmente, um menor impacto junto à população. Assim, por exemplo, o aumento da inflação, refletido pelo IGP, pode repercutir de forma mais abrangente e duradoura que o conhecimento da contaminação de um lençol freático por agroquímicos no âmbito local ou regional.

Nesse sentido, o conjunto de indicadores escolhidos para uma determinada região pode não se adequar às necessidades de outras regiões. Entretanto, a metodologia que estabelece a obtenção desses indicadores prevê sua aplicação em diferentes locais ou realidades. Assim sendo, é possível extrapolar experiências metodológicas adquiridas para outras regiões, anexando fatores específicos desses novos locais à aplicação dos indicadores.

Indicadores de sustentabilidade: uma breve discussão

A partir de uma demanda do *G7-Economic* (grupo dos sete países mais desenvolvidos, a saber: Alemanha, Canadá, Estados Unidos, França, Inglaterra, Itália e Japão) de julho de 1987, a OECD (*Organization for Economic Cooperation and Development*) apresentou uma proposição de estabelecimento de indicadores

ambientais, integrando especialistas das áreas ambiental e econômica (OECD, 1989; Hamblin, 1992), resultando na publicação do *Environmental Indicators: a preliminary set* (OECD, 1991).

Nos Estados Unidos, em 1990, a necessidade de organizar as informações provenientes do levantamentos dos recursos ambientais resultou no desenvolvimento de um sistema de acesso e documentação de dados pelo *Office of Research and Development*- US EPA.

O Canadá, aderindo a metodologia proposta da OECD, contratou uma empresa de consultoria que realizou os trabalhos de adaptações metodológicas para aplicá-los neste país. No ano anterior a esta demanda, 1990, o governo canadense já havia desenvolvido um sistema de informações ambientais computadorizado para subsidiar a escolha dos indicadores em escala nacional e regional (Alberti & Parker, 1991). O conjunto preliminar de indicadores ambientais canadense foi apresentado no trabalho *A report on Canada's progress towards a national set of environmental indicators* em janeiro de 1991 (Hamblin, 1992).

Seguindo essa tendência, vários países europeus evidenciaram a preocupação com levantamento, organização e recuperação de informações produzidas em relatórios ambientais. Como parte do Tratado de Cooperação Ambiental Escandinava, firmado entre a Dinamarca, Finlândia, Noruega e Suécia, inicia-se o programa de monitoramento integrado na Finlândia, em 1985 (Alberti & Parker, 1991).

No mesmo período, financiada pela *Australian Environment Council* e pela *Victorian Ministry for Planning and Environment*, a Austrália também se preocupava em estabelecer indicadores de qualidade ambiental, solicitando este trabalho a ACIL Pty. Ltda. Surge, assim, a publicação do *Development of Indicators of Environmental Quality*, em 1987, apresentando a proposta da ACIL para aquele país (Hamblin, 1992).

Inhaber (1976, *apud* Alberti & Parker, 1991) define indicador como “variáveis que fornecem informações sobre o estado do ambiente”, e índices como “variáveis que permitem a comparação de uma quantidade a um padrão científico ou arbitrário”. Ott (1978, *apud* Alberti & Parker, 1991) apresentou essas definições em uma abordagem mais simples, ao descrever o indicador como “uma função matemá-

tica baseada em uma variável poluente” e o índice como “uma função matemática baseada em duas ou mais variáveis poluentes”.

A proposta da OECD define indicador de uma forma mais abrangente, como “um parâmetro, ou valor derivado de parâmetros, que indica, fornece informações ou descreve o estado de um fenômeno/área/ambiente, com maior significado que apenas aquele relacionado diretamente ao seu valor quantitativo” (OECD, 1989). Neste documento, os indicadores ambientais são caracterizados apenas como indicadores de estado, relatando as condições ambientais no momento de sua coleta.

Posteriormente, reavaliando sua proposta inicial, a OECD desenvolveu indicadores ambientais caracterizando-os em três tipos: indicadores de pressão ambiental, indicadores de estado e indicadores de resposta social (OECD, 1991).

a) Indicador de pressão ambiental: também conhecido como indicador de *stress*. Esse indicador considera as atividades humanas como as causadoras dos problemas ambientais;

b) Indicador de estado: também conhecido por indicador de qualidade, efeito ou resposta. Este grupo de indicadores ressalta a qualidade e a quantidade de recursos naturais disponíveis, na presença de atividades humanas.

c) Indicador de resposta-social: indica a resposta social frente a pressão e a qualidade dos recursos.

O *Environmental Monitoring and Assessment Program* – EMAP – elaborado pelo *Environmental Protection Agency* – US–EPA – , define indicador como “um atributo ambiental que quantifica a magnitude do *stress*, as características do hábitat, o grau de exposição a um fator estressante ou o grau de resposta ecológica à exposição” (Hamblin, 1992). Nessa proposição, o US-EPA tomou por base indicadores de resposta, de *stress* e de exposição dos habitats, em escala de bioma/ecossistema (OECD, 1989).

Camino & Muller (1993) apresentam nova definição para indicador a qual incorporava novas considerações para a sua escolha correta, a saber: “é uma medida do efeito da operação do sistema sobre as características significativas de elementos pertencentes a uma determinada categoria de análise (descritores). Uma categoria

de análise é um aspecto do sistema, significativo do ponto de vista da sustentabilidade, enquanto que um elemento é uma parte significativa de uma categoria". Exemplificando: para a categoria "recursos naturais", existem os elementos "água", "solo", entre outros. Para o elemento "água", temos os descritores "qualidade", "volume", "composição química", "composição biológica", entre outros. Para o descritor "qualidade", podemos ter os indicadores "intensidade de uso", "nível de eutrofização".

Frente ao exposto, percebe-se claramente que as definições de indicadores e índices formuladas ao longo dos anos possuíam similaridades conceituais. Todavia, duas linhas podem ser identificadas: a da OECD, que examina os indicadores em um contexto ambiental mais amplo incorporando conceitos utilizados pelo desenvolvimento sustentável, na maioria das vezes em escala regional; e da EMAP- US/EPA, que examina os indicadores em escala de bioma/ecossistema.

A linha adotada pela EMAP sofreu críticas por parte dos ecologistas com relação à utilização dos índices para alguns indicadores ecológicos, segundo eles impossíveis de serem agregados. Esta vem sendo uma das justificativas da não-aceitação desta metodologia pela maior parte dos países.

Hamblin (1992), também salienta que os indicadores escolhidos em escala nacional podem ser identificados como:

a) Indicadores de gestão: incluem aspectos financeiros e de lucratividade, planejamento e estruturas operacionais.

b) Indicadores de produção: incluem produtividade de culturas, pastagem e animais com relação aos insumos e fatores de produção.

c) Indicadores de recursos naturais básicos: representam as condições de saúde biológica, física e química dos recursos naturais (água, solo), ou de intensidade de extração/reposição desses recursos.

Quanto a uso em políticas ambientais, esses indicadores também podem ser classificados em escala hierárquica (Hamblin, 1992):

i) Indicadores locais: apresentam uso localizado na propriedade, em pequenas áreas ou em cidades.

ii) Indicadores regionais: utilizados por órgãos governamentais, agências

ou instituições responsáveis por políticas de planejamentos ou fomentos regionais.

iii) Indicadores nacionais: utilizados por órgãos do governo no âmbito ministerial (meio ambiente, educação, saúde, economia, entre outros).

No Brasil, os pesquisadores agropecuários, cientes da importância dos indicadores como forma auxiliar de informação para a elaboração de propostas e acompanhamento de políticas ambientais, começaram a desenvolver metodologias para a elaboração de indicadores de sustentabilidade eficientes e confiáveis para a agricultura. Assim, em 1994, a Embrapa Meio Ambiente formaliza a proposta de *Desenvolvimento de metodologias para definição, monitoramento e avaliação de indicadores de sustentabilidade* (Embrapa Meio Ambiente, 1994). A sua implementação na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré/SP, possibilitou o desenvolvimento de um modelo conceitual global, bem como o desenvolvimento e monitoramento de alguns indicadores. A seguir, é apresentado o modelo conceitual global, como proposta metodológica a ser utilizada no desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade.

Modelo conceitual global de impactos ambientais

O desenvolvimento de indicadores de sustentabilidade é importante e necessário para uma abordagem global dos processos que determinam uma dada realidade, uma vez que a visão tecnológica determinista avalia somente os impactos isolados, e as soluções apresentadas são, portanto, também isoladas. Marzal (1999) ressalta a importância do enfoque sistêmico para a obtenção de indicadores de sustentabilidade e conclui, após examinar a aplicabilidade de vários enfoques de indicadores, que o enfoque sistêmico ainda não está presente de forma efetiva nos programas avaliados, salvo algumas poucas exceções.

Uma das formas de se obter essa visão é por meio da formulação de um modelo conceitual construído a partir de uma perspectiva sistêmica. Este modelo deve contemplar os componentes mais significativos do agroecossistema local.

Essa abordagem tem sido utilizada em várias áreas do conhecimento (Coody, 1990; Furst et al., 1996; Orams, 1996). Na área de impactos ambientais, Spaling &

Smit (1995) elaboraram um modelo conceitual para avaliar efeitos ambientais causados por drenagem em terras agricultáveis; Nielsen (1995) apresenta modelos conceituais para avaliar a geohidrologia e a qualidade da água em sistema hidrológico; Nelson (1984) para o manejo sinérgico da região de savanas; Balent & Stanford-Smith (1993) para a avaliação de conseqüências das práticas de manejo no uso de recursos pastoris; Lima & Valarini (1996) para orientar estudos de avaliação de impacto ambiental da agricultura irrigada, entre outros (McFarlane, 1993; Schalk et al., 1993; Assis, 1984; Milton et al., 1994; Baicu & Ghetasim, 1994; Ponce & Shetty, 1995 a,b; Etchevers et al., 1993).

O crescente uso de modelos conceituais com base no enfoque sistêmico de-veu-se principalmente ao reconhecimento das vantagens de se assegurar a organização lógica das informações e orientar de forma objetiva o direcionamento das ações de pesquisas.

A fim de auxiliar na identificação de inter-relações entre os processos impactantes com variáveis envolvidas no processo, e conseqüentemente na escolha dos indicadores para uma dada região, foi elaborado um modelo conceitual geral de impactos ambientais, baseando-se em três níveis de análise:

a) definição de um modelo teórico que apresenta um conjunto de compartimentos, representativos dos componentes do agroecossistema e do processo de geração de impactos ambientais;

b) detalhamento dos compartimentos, identificados por numeração própria, especificando-os em forma de variáveis observáveis e objetivamente identificadas, ligando-as de acordo com o nível de influência a outros compartimentos por representações numéricas de entrada (caso o compartimento identificado pela numeração de entrada influencie no compartimento considerado) ou de saída (caso o compartimento considerado influencie no identificado pela numeração de saída);

c) identificação de pontos de impactos negativos exercida a partir da análise do sistema especificado nos itens a) e b), assim como a influência desses impactos nos compartimentos iniciais.

Assim sendo, o modelo apresenta um conjunto significativo de componentes do agroecossistema (identificados por compartimentos numerados), interligando-os e

associando-os às respectivas possibilidades de impactos ambientais (representadas através das setas com numeração de compartimentos que entram ou saem de outros compartimentos), possibilitando através dessa análise de influências subsidiar o processo de escolha de indicadores. O modelo global é apresentado no Anexo I.

O modelo global fornece os subsídios para a definição das Categorias de Análise, dos Elementos e dos Descritores, necessárias para a proposição dos Indicadores.

Uma vez escolhidas as categorias de análise apropriadas, são identificados os principais pontos a serem analisados em cada categoria (elementos) e, a partir de cada um desses elementos, as características que lhes são peculiares e que ajudam a descrevê-los (descritores). Os meios utilizados para monitorar as alterações (qualitativas ou quantitativas) verificadas nos descritores são os indicadores de sustentabilidade.

A partir do modelo orientador global torna-se possível a seleção de categorias de análise e de elementos mais adequados a um determinado local sob investigação, onde um modelo particular pode ser então obtido de forma sistêmica. A exemplo disso, Pessoa et al.¹ apresentam a aplicação prática dessa abordagem ao retratar o modelo conceitual proposto para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, o qual, em última análise, é um subconjunto do modelo global aqui apresentado, ajustado à realidade ali verificada.

Escolha e monitoramento de indicadores

O processo envolvido na definição de indicadores de sustentabilidade requer um conjunto de ações ou etapas que visam definir e caracterizar a área de estudo e identificar os fatores críticos locais.

Definição da unidade fisiográfica

Define-se como unidade de análise a microbacia hidrográfica, por ser representativa de uma área geográfica relativamente homogênea, drenada por cursos d'água convergentes, de formas direta ou indireta, para um espelho d'água comum.

¹ *Modelo conceitual de indicadores de sustentabilidade para a Microbacia de Córrego Taquara Branca, Sumaré/SP*, neste volume.

Definição da área de estudo

A área de estudo geralmente é definida em função de impactos negativos previamente relatados ou a partir da constatação de vulnerabilidade ou risco potencial.

Composição da equipe

A partir do conhecimento inicial dos problemas da área de estudo, da abordagem sistêmica adotada e do caráter multidisciplinar da sustentabilidade, há a necessidade de equipes multidisciplinares.

Levantamentos bibliográficos e em instituições

Busca-se nessa etapa resgatar as informações disponíveis em bibliografias e em instituições que já executaram alguma atividade de pesquisa no local, a fim de enriquecer o inventário dos dados locais, subsidiando a realização do Diagnóstico de Impacto Ambiental.

Diagnóstico Rural Rápido

O Diagnóstico Rural Rápido (DRR) é elaborado para coletar dados ecológicos, econômicos e sociais da área de estudo, de forma a refletir o uso das terras, o manejo do solo, os sistemas de produção, o uso e manuseio de insumos, a qualidade de vida local e as condições socioeconômicas. O DRR é aplicado a cada propriedade rural, ou a uma quantidade de lotes representativos do local, estabelecida em planejamento estatístico apropriado definido para o local (no caso de área extensa). Através do DRR é possível a compreensão e identificação das percepções locais do valor dado aos recursos naturais, a aceitabilidade à proposição de inovações tecnológicas, a percepção de risco ambiental, entre outras.

Identificação dos impactos

Identificados a partir do conceito de impacto do CONAMA 001/86².

² Qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população, as atividades sociais e econômicas, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a quantidade dos recursos naturais.

Definição dos indicadores a serem monitorados

Os indicadores são escolhidos com base nos seguintes critérios: objetividade, credibilidade, facilidade de integração com os demais indicadores escolhidos, sensibilidade no tempo, aplicabilidade para outros locais, facilidade de reconhecimento, mensuração e clareza.

Escolha/desenvolvimento de métodos para monitoramento in loco

Após o conhecimento da realidade local e da definição dos indicadores mais apropriados são então escolhidos os métodos adequados a serem utilizados na fase de monitoramento.

Monitoramento in loco

É a implementação prática da proposta de monitoramento. Os dados servirão para avaliar e acompanhar espaço-temporalmente os indicadores eleitos para o monitoramento.

Identificação do nível de sustentabilidade local

A integração das informações obtidas de monitoramentos realizados possibilita a identificação do nível de sustentabilidade local. Entretanto, ainda são desconhecidos muitos dos valores apropriados para dizer-se que dada região é sustentável. Isso requer o conhecimento dos chamados valores-alvo, ou seja, dos valores considerados ideais ou aceitáveis para cada indicador, ou conjunto de indicadores, que expressem a sustentabilidade local.

Para tanto deve ser realizado um levantamento mais detalhado na área de estudo, onde um novo questionário é aplicado em cada propriedade rural, tendo como base um planejamento amostral prévio.

Considerações finais

Os indicadores de sustentabilidade constituem-se, sem dúvida, em fortes aliados às atividades de monitoramento de processos que regem a dinâmica de sistemas ambientais. Apesar do reconhecimento de sua importância, um dos maiores obstáculos a ser superado para sua efetiva utilização é o da definição dos valores de referência, ou faixas de valores, dentro das quais um determinado indicador pode ser considerado aceitável. Como consequência, sua utilização para a avaliação de impactos ambientais e de políticas públicas ainda é limitada. A falta de conhecimento profundo sobre variáveis com potenciais a se tornarem indicadores de sustentabilidade, impede que esses valores sejam estabelecidos, dificultando sua adoção. Essa carência tem raízes na ausência de pesquisas básicas, não sendo exclusiva dos países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento.

Não obstante a carência relativa ao conhecimento dos valores a serem utilizados como alvos para os indicadores de sustentabilidade, a utilização do modelo conceitual global permite a compreensão, a organização, a proposição e o monitoramento de indicadores de sustentabilidade, incorporando enfoque sistêmico. Além de sua importância para o desenvolvimento, disseminação e utilização de indicadores como instrumento que viabilize um desenvolvimento sustentável, possibilita a identificação de lacunas de conhecimento na pesquisa básica, tornando-se, portanto, um instrumento norteador de identificação de demandas prioritárias.

Referências

- ALBERTI, M.; PARKER, J.D. Indices of environmental quality – the search for credible measures. *Environmental Impact Assessment Review*, New York, v. 11, p. 95-101, 1991.
- ASSIS, A.G. Alimentação de vacas leiteiras na zona da mata de Minas Gerais. I. Descrição de um modelo conceitual. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 19, n. 8, p.1027-1037, 1984.
- BAICU, T.; GHERASIM, V.F. Trophic relationships in the onion agroecosystem: a conceptual model. *Buletinul de Protectia Plantelor*, n. 1, p. 43-54, 1994.
- BALENT, C.; STAFFORD-SMITH, D.M. *Conceptual model for evaluating the consequences of management practices on the use of pastoral resources. Systems studies in agriculture and rural development: a selection of papers published by researchers in the Agrarian Systems and Development Department of INRA [Institut National de la Recherche Agronomique] (1990-1994)*. Paris: INRA, 1993. p. 215-229.
- CAMINO, M.S. *Agricultura, recursos naturales y desarrollo sostenible: apontes para el marco conceptual. La definicion de sustentabilidad, las variables principales y bases para establecer indicadores*. San Jose: IICA-GTZ, 1993.
- COODY, L.S. *A conceptual model for evaluating the materials and practices of the organic food industry*. S.l.: s.n. 1990. 39 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. *Desenvolvimento de metodologias para definição, monitoramento e avaliação de indicadores de sustentabilidade*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1994.
- ETCHEVERS, J.D.; RODRIGUEZ, J.; VILLEGAS, D.R. (Ed.). *Memórias del XI Congreso Latinoamericano y II Congreso Urbano de la Ciencia del Suelo*. Habana, 1993. v.3. Fertilidad y uso de los fertilizantes, p. 952-954.
- HAMBLIN, A. *Environmental indicators for sustainable agriculture: report on a national workshop, november 28-29, 1991, Canberra*. Canberra: Commonwealth of Australia, 1992. 96 p.
- LIMA, M.A.; VALARINI, P.J. Desenvolvimento de modelo conceitual metodológico de análise de impacto ambiental em áreas de agricultura irrigada. In: CONGRESSO NACIONAL DE

IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 11., 1996, Campinas. *Anais...* Campinas: UNICAMP/ABID, 1996. p. 427-446.

MARZAL, K. *Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas*. 1999. 220 p. Dissertação (Mestrado) – UFRGS, Porto Alegre, 1999.

McFARLANE, R.W. *A conceptual model of the Galveston Bay ecosystem*. Galveston: Bay National Estuary Program, 1993. 1 p.

MILTON, S.J.; DEAN, R.J.; DU PLESSIS, M.A.; SIEGFRIED, W.R. A conceptual model for arid rangeland degradation. *Bioscience*, v. 44, n. 2, p. 70-76, 1994.

NELSON, M. A conceptual model for synergetic management of savana regions. In: INTERNATIONAL SAVANA SYMPOSIUM, 1994, Brisbane, Australia. *Abstracts...* Brisbane: Australian Academy of Science, 1985. p. 190-192.

NIELSEN, M.G. *Geohydrology, water quality and conceptual model of the hydrologic system Saco Landfill area, Saco, Maine*. Augusta: U.S. Geological Survey : EPA, Region 1, 1995. 94 p.

OECD. *OECD environmental Indicators*. Paris, 1989. p. 8-16 (English version).

OECD. *Environmental Indicators: a preliminary set*. Paris, 1991.

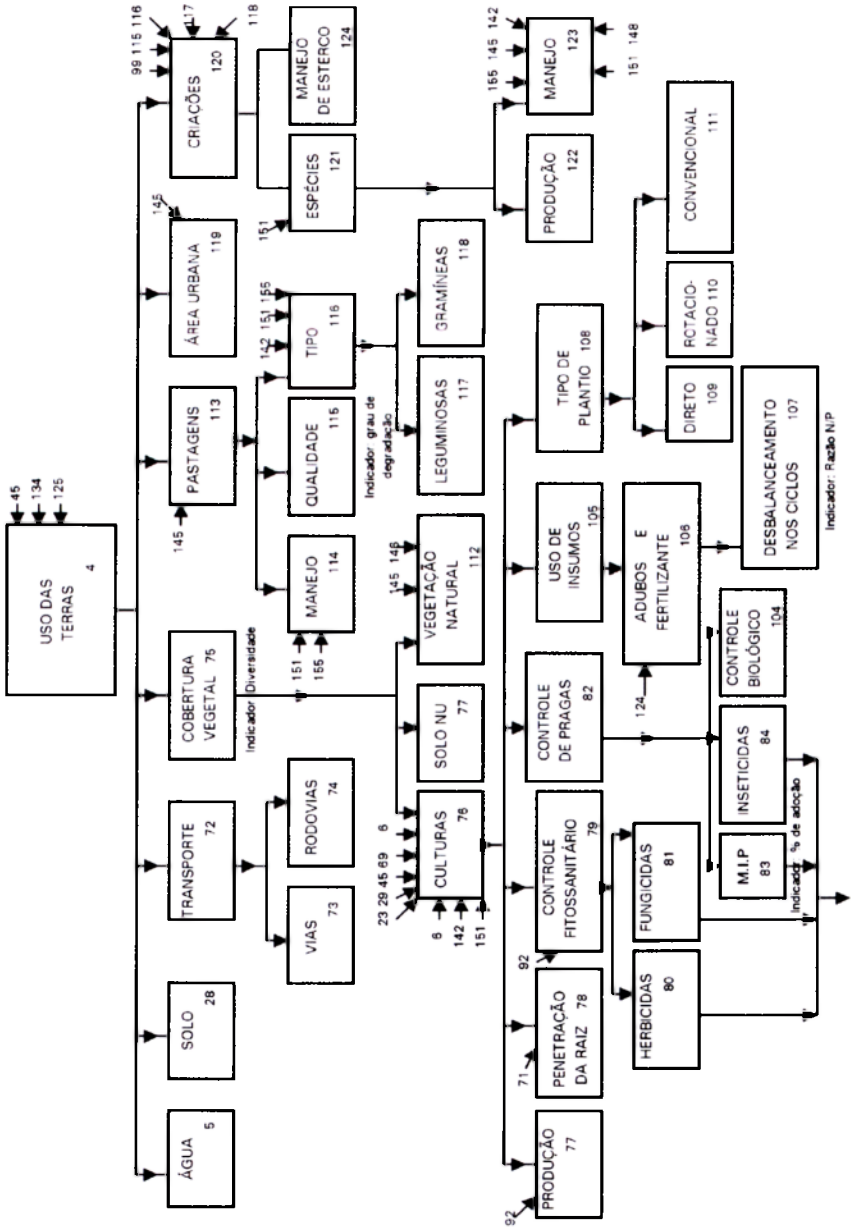
ORAMS, M.B. A conceptual model of tourist-wildlife interaction: the case for education as a management strategy. *Australian Geographer*, v. 27, n.1, p.39-51, 1996.

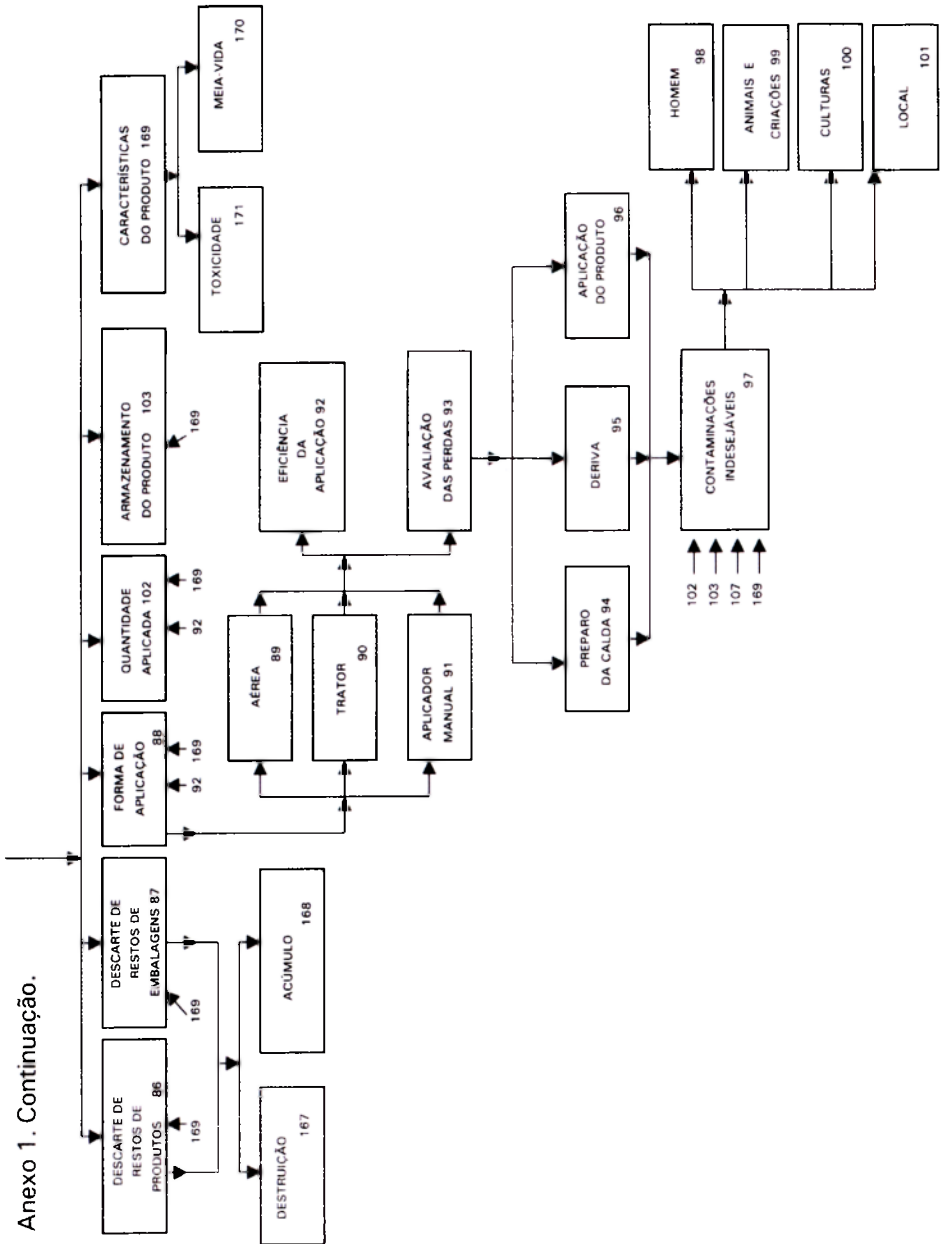
PONCE, V.M.; SHETTY, A.V. A conceptual model of catchment water balance: 1. Formulation and calibration. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 173, n. 1-4, p.27-40, 1995a.

PONCE, V.M.; SHETTY, A.V. A conceptual model of catchment water balance: 2. Application to runoff and baseflow modeling. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 173, n. 1-4, p. 41-50, 1995b.

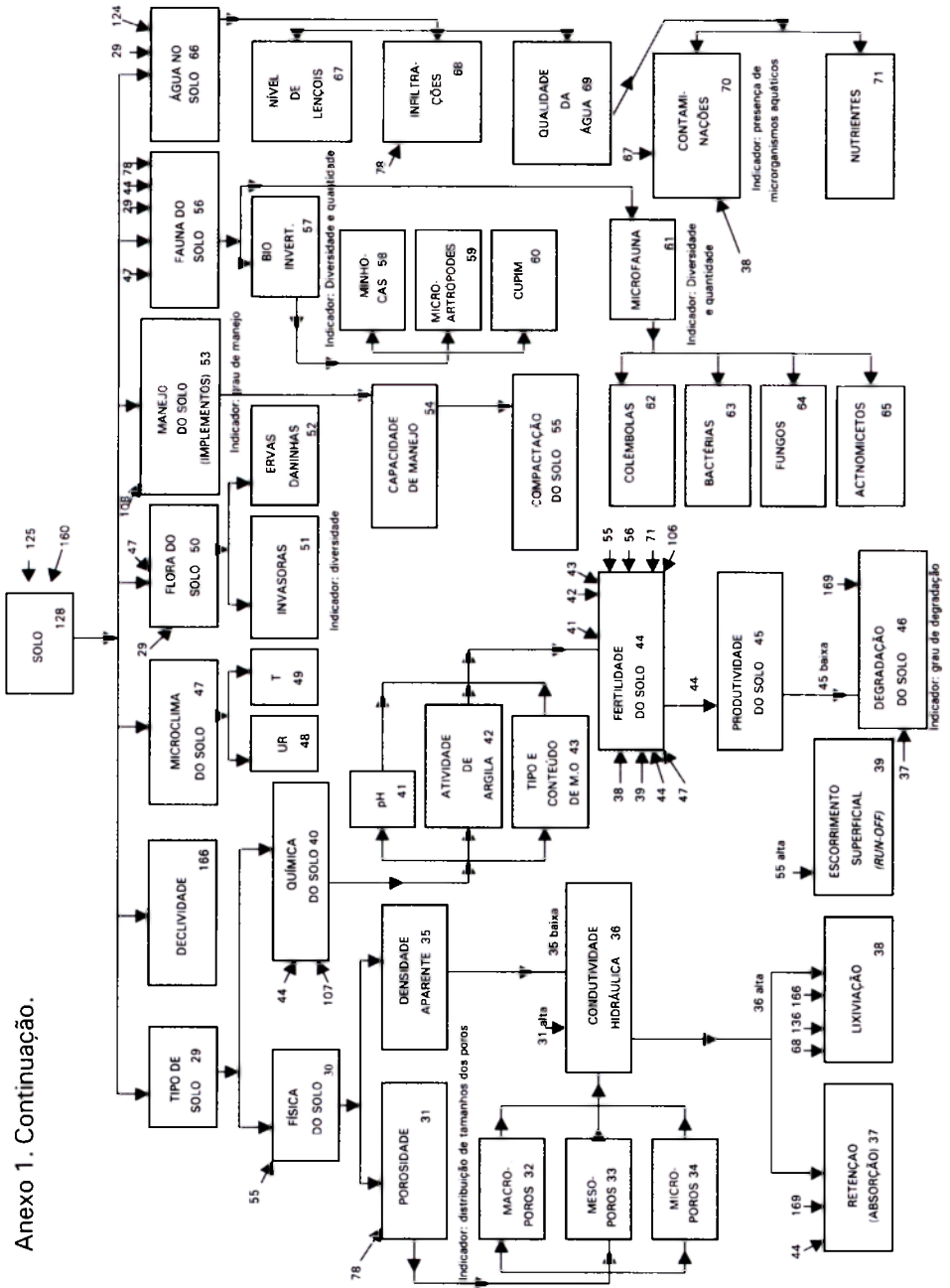
SCHALK, P.H.; BREY, T.; BATHMANN, U.; ARNTZ, W.; GERDES, D.; DIECKMANN, G.; EKAU, W.; GRADINGER, R.; PLOTZ, J.; NATHING, E.; SCHIEL, S.B.S.; SIEGEL, V.; SMETACEK, V.S.; FRANEKER, J.A. van. *Towards a conceptual model of the Weddell Sea ecosystem, Antartica. Trophic models of aquatic ecosystems*. Makati: ICLARM, 1993. p. 323-337.

Anexo 1. Modelo conceitual global de impactos ambientais.

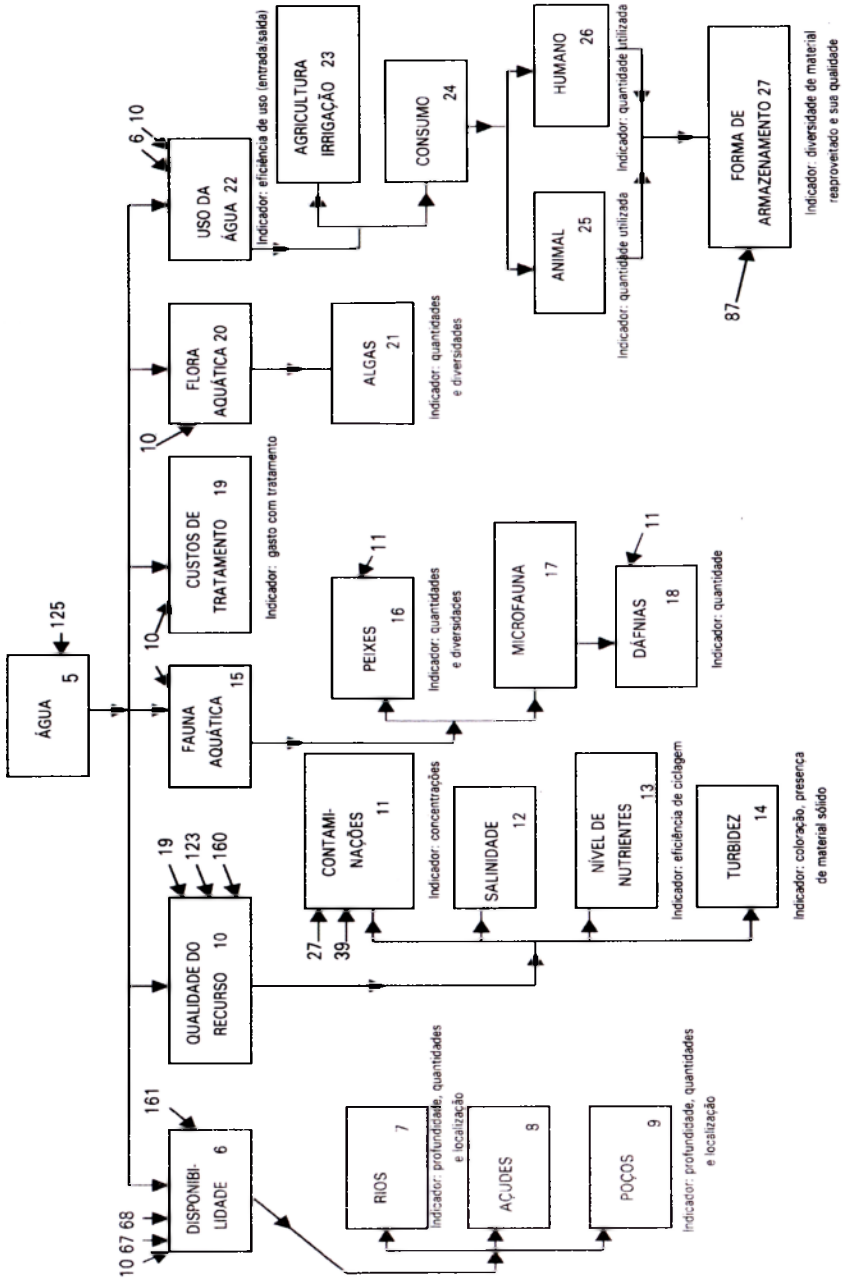




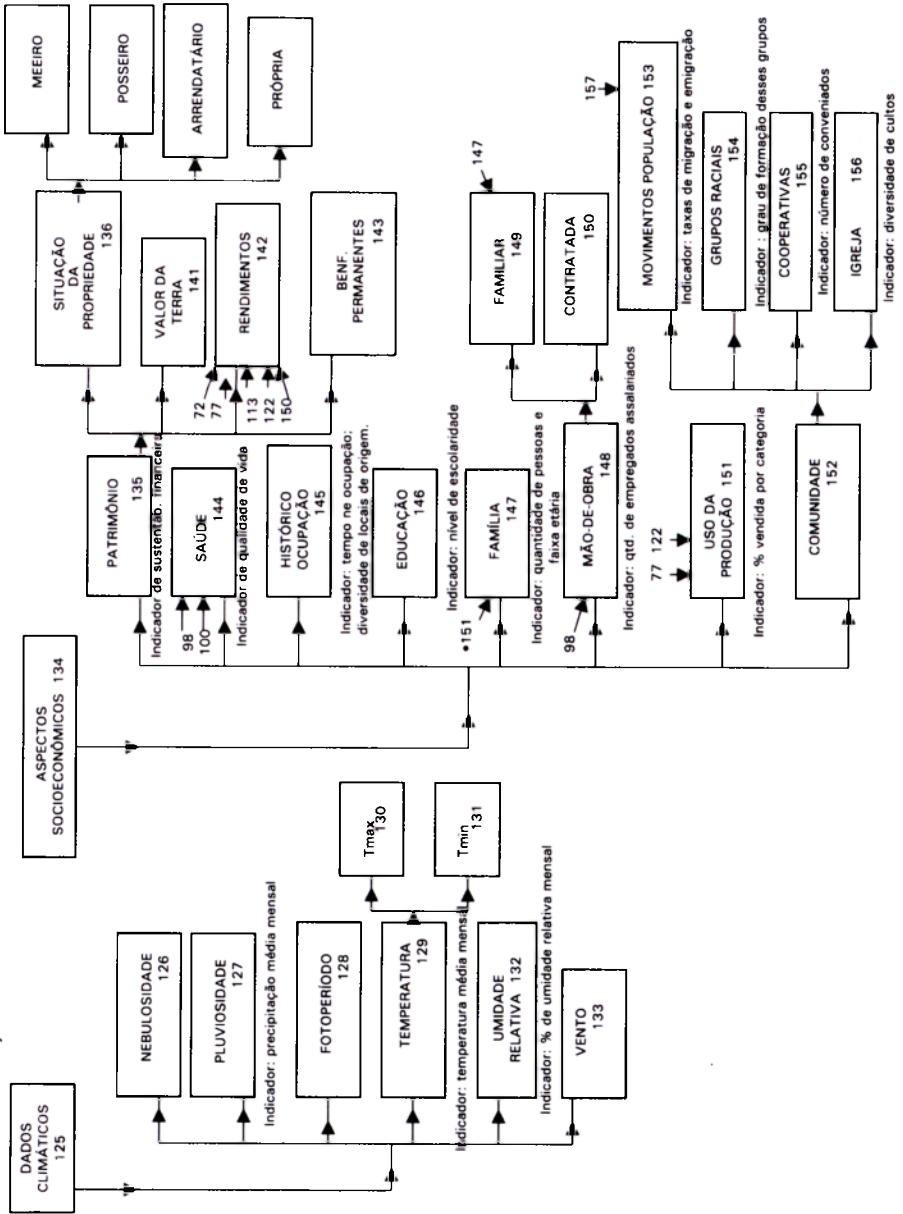
Anexo 1. Continuação.



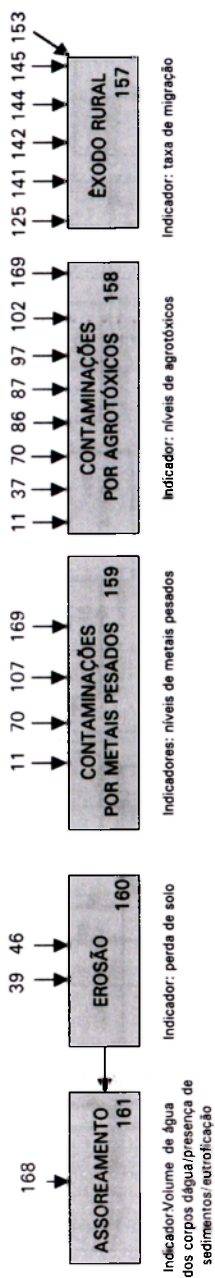
Anexo 1. Continuação.



Anexo 1. Continuação.



Anexo 1. Continuação.



3

Proposta Metodológica para a Escolha de Indicadores de Sustentabilidade

José Maria Gusman Ferraz

Resumo	61
Summary	62
Introdução	63
Delimitação do espaço geográfico para a definição de indicadores	63
Diagnóstico Rural Rápido Participativo, fatores de criticidade e tipificação das propriedades	64
Definição dos elementos, descritores e indicadores	67
Considerações finais	71
Referências	71



Resumo

A proposta metodológica para a escolha de indicadores de sustentabilidade aqui apresentada teve como base o Diagnóstico Rural Rápido Participativo (DRRP), a partir do qual foram obtidos os fatores de criticidade, os descritores e indicadores. A importância da participação dos diversos atores sociais envolvidos em todas as fases é realçada como sendo de suma importância. A unidade fisiográfica definida para a elaboração desta proposta foi a microbacia hidrográfica.

Summary

This chapter presents a methodological proposal to select sustainability indicators. Rapid Rural Appraisal was used to obtain critical factors, descriptors and indicators. The participation of the community in all phases of this process is highlighted as being of the greatest importance. The microbasin was defined as the physiographical unit to elaborate the present proposal.

Introdução

A proposta metodológica aqui apresentada é resultado do projeto *Desenvolvimento de metodologias para definição e monitoramento de indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas*, elaborado por pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente, em parceria com professores da Universidade Federal de Uberlândia, de pesquisadores do Instituto Agrônomo do Paraná (IAPAR), além de diversos atores sociais.

A avaliação da sustentabilidade de agroecossistemas requer o estabelecimento de indicadores que possam mensurar o grau de sustentabilidade destes sistemas.

Os 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.

A avaliação da sustentabilidade nas suas dimensões ecológica, econômica e social requer o estabelecimento de indicadores que possam refletir não apenas os fatores intrínsecos em operação em cada uma dessas dimensões, mas também suas inter-relações.

O estabelecimento de indicadores requer, a priori, a delimitação da área de abrangência e a definição clara dos propósitos a que se destinam.

O presente capítulo aborda questões relacionadas à delimitação do espaço geográfico para o estabelecimento de indicadores de sustentabilidade, bem como destaca aspectos metodológicos relacionados ao levantamento e a identificação de fatores de criticidade.

Delimitação do espaço geográfico para a definição de indicadores

A unidade básica para análise da sustentabilidade é o agroecossistema¹. Para se avaliar a sustentabilidade de um agroecossistema deve-se considerar não só suas características hierárquicas, mas também sua complementaridade com o ambi-

¹ Uma discussão sobre agroecossistemas é apresentada em *As dimensões da sustentabilidade e seus indicadores*, por Ferraz, neste volume.

ente externo. Dentro da escala hierárquica de agroecossistemas proposta por Conway (1991), a bacia hidrográfica tem sido considerada a unidade ideal para estudos de impactos ambientais por permitir um maior entendimento das atividades humanas e suas relações com o ambiente.

Os estudos de gestão ambiental, tendo como foco a bacia hidrográfica, apresentam vantagens, uma vez que possibilitam a integração dos processos naturais, sociais e políticos (Théry, 1997). O fato da bacia hidrográfica freqüentemente coincidir com a bacia hidrológica possibilita o estabelecimento de correlações entre os diversos fenômenos que ocorrem no ciclo da água e nos demais processos (Ferraz, 1997). No entanto, com relação aos impactos econômicos e sociais, as áreas de entorno também devem ser consideradas.

A identificação da origem das atividades impactantes e de seus reflexos como um todo tem sido melhor abordadas tendo a microbacia como unidade fisiográfica básica de análise. Uma microbacia é entendida como uma área relativamente homogênea, drenada por cursos d'água conectados e que convergem direta e indiretamente para um leito ou espelho d'água comum.

O trabalho em microbacias hidrográficas permite selecionar áreas ou regiões relativamente homogêneas do ponto de vista edafoclimático e socioeconômico. O trabalho nessa escala permite uma melhor mobilização dos produtores, das lideranças locais e do poder executivo (Castro Filho, 1994). Dentro da microbacia, a área básica de estudo é a unidade de produção, ou seja, a propriedade (Fig.1).

Diagnóstico rural rápido participativo, fatores de criticidade e tipificação das propriedades

Uma vez definida a microbacia a ser estudada, há a necessidade do conhecimento dos aspectos ecológicos, sociais e econômicos locais, os quais irão nortear a escolha apropriada do conjunto de indicadores a serem adotados. A primeira etapa desse processo é a reunião de todas as informações disponíveis (mapas de solo,

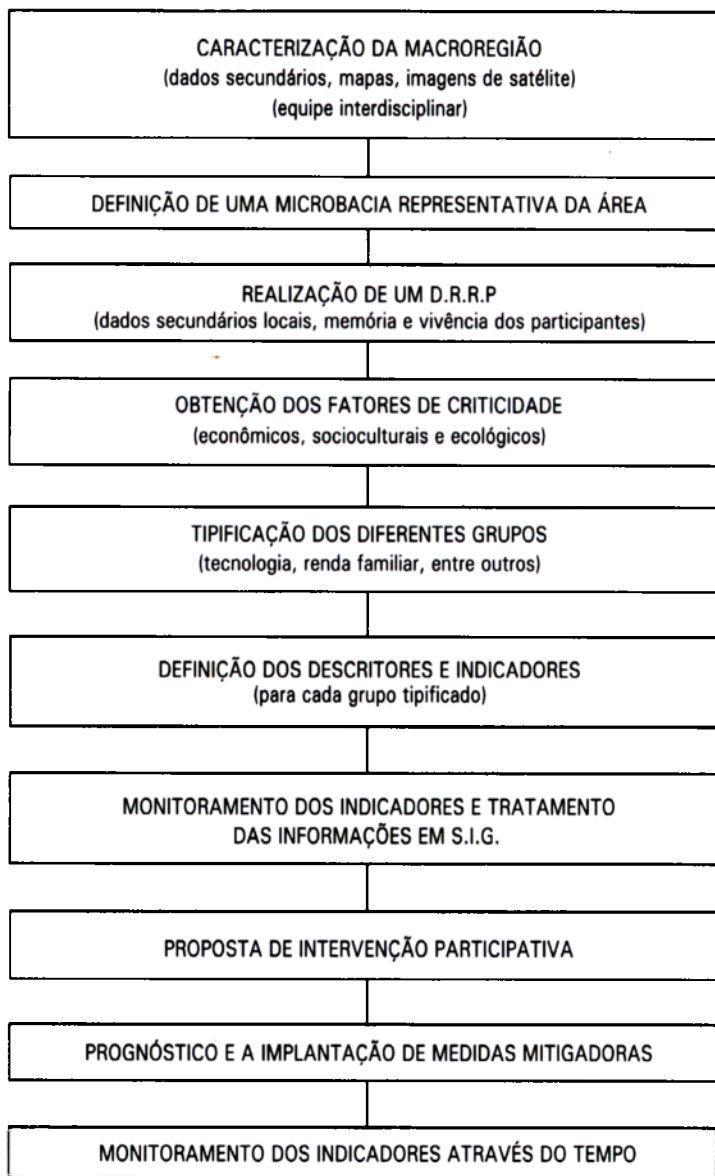


Fig.1. Modelo esquemático para definição participativa dos indicadores de sustentabilidade, com a finalidade de intervenção (Ferraz, 1997).

declividade, dados estatísticos, imagens de satélite, fotos aéreas, dados históricos, entre outros).

Um dos instrumentos utilizados para a reunião de tais informações é o Diagnóstico Rural Rápido Participativo (DRRP). O DRRP deve privilegiar a participação dos diversos atores sociais locais, apontando, segundo suas percepções, os principais problemas existentes, suas causas e possíveis soluções para superá-los. Desta forma, a percepção dos impactos deve espelhar a percepção dos atores envolvidos no processo. Esta necessidade de vivenciar os fatores críticos, bem como as causas que conduziram a este estado é essencial para a conscientização da necessidade de mudanças, que serão efetivadas nas ações de intervenção, que serão tanto mais efetivas quanto maior for a participação dos atores nas fases anteriores.

Para tanto, a abordagem metodológica utilizada deve ser a da perspectiva estrutural. Esta metodologia, segundo Casado et al. (2000), consiste na tentativa de explicar as relações existentes entre os fenômenos analisados, em termos da percepção dos envolvidos, gerando uma informação qualitativa que leva em consideração o aspecto sociocultural aos impactos gerados.

Portanto, a metodologia proposta para esta fase se utiliza tanto de algumas técnicas da *Farming Systems Research* (FSR) (Gilbert et al., 1980), como do DRRP de técnicas de investigação - ação - participação (Chambers, 1983). Dessa forma, os problemas são identificados e as soluções propostas com base na percepção da população local e na análise da equipe de pesquisadores envolvidos.

Ao final, o DRRP possibilitará a tipificação das propriedades existentes na localidade, bem como indicará os fatores de criticidade relativos aos aspectos ecológicos, sociais e econômicos da área em estudo, dentro de cada tema considerado (solo, água, flora, apropriação e usos da terra, entre outros), onde serão definidos os *descritores* e os *indicadores* apropriados.

Exemplos de fatores de criticidade obtidos por meio do DRRP realizado na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP:

1. Contaminação da água por agroquímicos (agrotóxicos e adubos) e por sedimentos, estes oriundos dos processos erosivos do solo.
2. Destruição da paisagem natural decorrente da exploração mineral (argila) por cerâmicas e de um antigo lixão desativado.
3. Contaminação do lençol freático decorrente da presença do lixão.
4. Erosão hídrica do solo pela inexistência de práticas de conservação.
5. Aumento da incidência de pragas e doenças devido ao manejo inadequado das culturas e ao elevado uso de agrotóxicos.
6. Perda da cobertura vegetal, tanto nas áreas de reserva legal, como nas de preservação permanente, comprometendo a proteção dos mananciais.
7. Redução da biodiversidade local.
8. Competição pelos recursos hídricos devido ao alto consumo de água para irrigação das culturas existentes.
9. Exposição humana aos agrotóxicos, devido aos tipos de culturas existentes e a alta frequência de aplicação de fungicidas, herbicidas e inseticidas.
10. Trabalho de “parceria” nas lavouras mascarando problemas trabalhistas.
11. Distribuição da terra, contraste entre micro e grandes produtores, os primeiros fazendo uso intensivo do solo, e os grandes explorando a monocultura da cana-de-açúcar.

Definição dos elementos, descritores e indicadores

Considerando as propriedades a serem avaliadas nos agroecossistemas - produtividade, estabilidade, elasticidade e equidade, os descritores e seus indicadores podem ser apresentados sob a forma de estoque ou de fluxo, como exemplificado nas Tabelas 1 e 2.

Tal enfoque se baseia no fato de que qualquer sistema pode ser descrito através dos recursos disponíveis e sua forma de manejo, tanto em termos físicos como econômicos e sociais. A avaliação dos recursos se concentra na observação do desenvolvimento de seu estoque (qualidade e quantidade), enquanto

que a avaliação do manejo está relacionada de alguma forma com o fluxo de produtos e recursos e a relação entre ambos (De Camino & Muller, 1993). Desta forma, os descritores e os indicadores são agrupados pelos seguintes atributos: ecológicos, econômicos e sociais; o ecológico referindo-se ao ambiente e recursos naturais, o econômico à rentabilidade sustentada no tempo, e o social à equidade.

Para cada elemento ou tema significativo de cada categoria importante são escolhidos descritores e indicadores. Os descritores são características significativas de um elemento de acordo com os principais atributos de sustentabilidade de um determinado sistema. Os descritores a serem definidos podem ser diferentes em sistemas similares, variando com as suas características específicas. Para cada descritor a ser selecionado como relevante são definidos um ou mais indicadores. Os indicadores são uma medida do efeito da ação do sistema sobre o descritor. A Tabela 1 apresenta exemplos de descritores e indicadores para o tema solo.

Tabela 1. Descritores e indicadores de estoque: tema solo.

Descritor	Indicador
Erosão	T/ano
	Espessura horizonte A
Fertilidade	Análise química
	Produtividade/tempo
Biodiversidade	Microfauna de solo
	Mesofauna de solo
	Espécies e nº de microrganismos/área
Disponibilidade	Área arável/total

Tabela 2. Descritores e indicadores de fluxo.

Descritor	Indicador
Elemento manejo técnico	
Mão-de-obra incorporada	Homem/dia
Especialização do trabalho	Mão-de-obra especializada/ mão-de-obra não qualificada
Grau de diversificação de atividades	Atividades por propriedade
Adoção de novas tecnologias	Nº de novas tecnologias adotadas
Elemento rendimento técnico	
Capacidade de carga animal	Nº animais/área
Capacidade produtiva	Varição da produtividade ao longo do tempo
Elemento socioeconômico	
Sazonalidade das receitas	Fontes de receita durante o ano
Acesso a financiamento	Nº de agricultores com acesso ao crédito bancário
Nível de renda	Renda familiar
Acumulação	Aumento no nº de bens
Valores culturais	Adoção ou manutenção de valores culturais
Elemento água	
Qualidade (contaminação)	Agrotóxicos (ppm) Metais pesados (ppm) Coliformes fecais n.º/ml
Disponibilidade/irrigação	Volume de água do açude/área irrigada
Qualidade (eutrofização)	Nitrato, fosfato, amônia, pH, N total, cátions, clorofila, transparência, turbidez, C orgânico total, macrófitas
Acesso	Nº propriedades banhadas por cursos de água
Assoreamento (reservatórios)	Profundidade média, volume útil do reservatório/sólidos em suspensão
Disponibilidade/uso doméstico	Nº poços abertos/n.º poços secos/ água x tempo

Tabela 2. Continuação.

Descritor	Indicador
Elemento capital humano	
Acesso a educação	Escolaridade
Condições de moradia	Tipo de moradia
Composição da força de trabalho	Número e tipo de trabalhador ocupado por categoria social
Acumulação	Mudança de categoria social
Organização do trabalho	Familiar ou contratante de mão-de-obra
Composição da renda	Vive da produção Subsistência Outra fonte
Saúde	Nº de intoxicações Nº de indivíduos atendidos Nº de internações Nº de trabalhadores contaminados (agrotóxicos) Mortalidade infantil
Consciência ecológica	Adoção de práticas conservacionistas
Elemento capital físico	
Armazenagem	Toneladas/sacas/litro
Benfeitorias	Tipo e valor estimado
Máquinas e equipamentos	Número e tipo

Considerações finais

Uma vez definidos os indicadores, os agricultores e pesquisadores podem atribuir valores máximos, como, por exemplo, 10, que seria o admissível como sustentável, variando a pontuação para os diferentes graus de sustentabilidade.

Desta forma, o grupo estará em condições de avaliar em que pontos devem ser efetuadas as intervenções visando direcionar o sistema rumo a sustentabilidade. A forma e o cronograma de implementação das medidas mitigadoras também devem ser tomadas pelos envolvidos, levando-se sempre em consideração o conhecimento e a cosmovisão local.

Referências

CASADO, I.G.G.; MOLINA, M.G.; GUZMAN, E.S. (Coord.). *Introducción a la agroecología como desarrollo rural sostenible*. Madrid: Mundi- Prensa, 2000. 553 p.

CASTRO FILHO, C. de. A experiência em microbacias no Arenito Caiuá. In: PEREIRA, V.P.P.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. *Solos altamente suscetíveis à erosão*. Jaboticabal: FCAV-UNESP/SBCS, 1994. p. 159-168.

CHAMBERS, R. *Rural development: putting the last first*. London: Longman, 1983.

CONWAY, G.R. Sustainability in agricultural development: trade-offs with productivity, stability and equitability. In: ANNUAL AFSR/E SYMPOSIUM, 1., 1991, Michigan. *Proceedings...* Michigan, 1991. p. 23-31.

DE CAMINO, R.; MULLER, S. *Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para establecer indicadores*. San Jose: IICA/GTZ, 1993. (Serie Documentos de Programas, 38).

FERRAZ, J.M.G. Desenvolvimento de metodologias para definição, monitoramento e avaliação de indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas. *Revista Brasileira de Ecologia*, v. 1, p. 30-31, 1997.

GILBERT, E.H.; NORMAN, D.W.; WINCH, F. *Farming systems research: a critical appraisal*. Ann Arbor: Michigan State University, Department of Agricultural Economics, 1980. (MSU Rural Development Papers, 6).

THÉRY, H. Bacia hidrográfica como unidade de pesquisa e gestão ambiental. In: SEMINÁRIO SOBRE MEIO AMBIENTE, 1997, São Paulo. *Anais...* São Paulo: École Normale Supérieure : Instituto de Estudos Avançados/USP, 1997. p. 41-47.

4

Indicadores de Sustentabilidade sob a Perspectiva da Análise Emergética

Enrique Ortega

Resumo	75
Summary	76
Introdução	77
Metodologia emergética	77
Relações emergéticas básicas	79
Principais índices para avaliação emergética	81
Pontos importantes para reflexão sobre a sustentabilidade agrícola	84
Eossistemas e políticas públicas	87
Conclusões	88
Referências	89

Resumo

A análise sistêmica permite conhecer e modelar o funcionamento da sociedade e suas interações com a natureza. A integração entre a teoria dos sistemas, a energética de ecossistemas e a termodinâmica permitiu o desenvolvimento da Análise Emergética. A metodologia proposta pela emergia estuda as interações entre sistemas naturais e antrópicos, através da conversão dos fluxos em equivalentes de energia solar de todas as contribuições que o sistema produtivo recebe (recursos naturais, energia, matérias-primas e insumos industriais, dinheiro, informação). O trabalho apresenta os fundamentos da metodologia emergética, lista as contribuições da natureza e da economia humana que precisam ser detectadas e mensuradas, descreve os índices emergéticos e mostra uma proposta para a construção de indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas.

Summary

The systems approach allows us to model and simulate systems and to understand how society interacts with nature. The integration of general systems theory, ecosystem energetics and thermodynamics has facilitated the development of Emergy Analysis and the application of this new tool in public policy appraisal. This methodology permits the study of the interactions between natural and anthropic systems, through the conversion of all the contributions that the productive systems receive (from natural resources, energy sources, raw materials and industrial inputs, money, and information) to equivalent flows of solar energy ("emergy"). This chapter presents a summary of the emergy methodology and lists the contributions of nature and human economy that must be detected and measured in agricultural projects. Finally, it also describes the emergy indexes as well as a proposal for collection of data and preparation of sustainability indicators of agriculture.

Introdução

O desenvolvimento sustentável é um desafio assumido pelos países presentes na Conferência Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente, realizada no Rio de Janeiro, em 1992. A sustentabilidade somente será possível se os marcos de referência para a atividade humana forem mudados. Para tanto, torna-se necessário gerar novas propostas para a ciência, a tecnologia, a administração, a organização social e política e a Ideologia com o objetivo de configurar os paradigmas do desenvolvimento sustentável. De acordo com Odum (1996), o desenvolvimento sustentável não seria uma situação de equilíbrio quase linear (homeostase), e sim uma série de ciclos de produção lenta e pulsos de consumo.

A visão sistêmica permite conhecer o funcionamento da sociedade e sua interação com a natureza, além de modelar e simular novos sistemas. A aplicação da Teoria Geral de Sistemas (Von Bertalanffy, 1968) à Ecologia permitiu a Odum (1971, 1981, 1994, 1996) desenvolver e aplicar a Análise Emergética nas questões relativas à sustentabilidade dos ecossistemas. Esta metodologia possibilita a adoção de critérios para analisar o desempenho dos sistemas naturais e antrópicos por meio da conversão de todas as contribuições que o sistema produtivo recebe (materiais, energia, recursos monetários, informação, entre outros) a fluxos equivalentes de energia solar (emergia). Os índices de emergia permitem fazer o diagnóstico dos ecossistemas antrópicos (Ulgiati & Brown, 1997).

Metodologia emergética

Entende-se por emergia toda a energia consumida durante o processo de obtenção de qualquer recurso natural, matéria-prima agrícola, bem industrial ou informação. Essa energia é adicionada ou incorporada no recurso produzido (Odum, 1986 e 1998, Scienceman, 1987; Brown, 1998).

No processo de cálculo da energia incorporada, toda a energia consumida é convertida à mesma base, ou seja, em termos do valor equivalente em energia solar. Assim, os fluxos de energia, matéria e trabalho humano são convertidos em Joules de energia solar incorporada.

O processo de cálculo é realizado em duas etapas:

1. Conversão dos fluxos em termos de energia por unidade de área e de tempo (Joules /ha/ano).
2. Transformação de todos os fluxos de energia em uma unidade comum - Joule de energia solar incorporada, por meio de um fator denominado transformidade.

Os valores das transformidades são previamente calculados para todos os recursos que participam da produção de um ecossistema. Estes valores permitem converter os fluxos de energia em fluxos de emergência, da seguinte forma:

$$\text{Energia} \times \text{Transformidade} = \text{Emergência}$$

A transformidade é expressa com mais frequência em termos de emergência por energia (sej/J), embora também possa mostrar valores de emergência por unidade de massa (sej/kg) e, em poucas ocasiões, de emergência por unidade monetária (sej/US\$).

Colocar todos os fluxos em termos de emergência permite comparar os fluxos entre si, somar os fluxos que contribuem para um sistema, obter índices para diagnóstico de funcionamento energético, comparar alternativas de processos ou políticas econômicas diferentes e, sobretudo, quantificar a sustentabilidade de um sistema de produção.

Os fluxos de um agroecossistema simplificado estão ilustrados na Fig. 1.

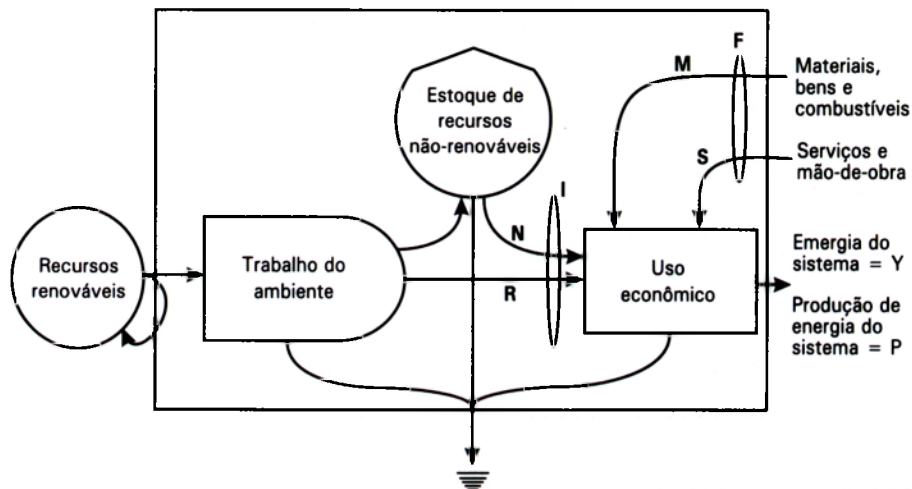


Fig.1. Diagrama simplificado de um agroecossistema (Brandt-Williams & Odum, 2002).

Relações emergéticas básicas

Contribuições provenientes da sociedade (economia): $F = M + S$

Contribuições da natureza: $I = N + R$

Produção emergética do sistema: $Y = I + F$

Os fluxos colocados no diagrama são listados a seguir:

I: A natureza fornece energia renovável (R) e não-renovável (N).

R: Fluxo de recursos naturais renováveis (trabalho do ambiente).

1. Energia solar direta (chuva, vento e irradiação derivadas da luz do Sol).
2. Marés (a força gravitacional da Lua atua nos sistemas à beira-mar).
3. Soerguimento geológico (produzido pela energia interna da Terra).
4. Produtos dos ecossistemas naturais que contribuem para o bem-estar da população local e a produção rural, se consumidos a taxas abaixo da velocidade de reposição.

N: Fluxo do estoque de recursos naturais não-renováveis (desgaste do ambiente).

5. Solo, depósitos de água, biomassa vegetal e animal de ecossistemas naturais consumidos pelo homem a taxas acima da velocidade de reposição.

F: Contribuição da economia, que retroalimenta o sistema com materiais (M) e serviços (S).

M: Fluxo de materiais, combustíveis e bens provenientes da economia.

6. Insumos agrícolas (fertilizantes, pesticidas, calcário).
7. Água para irrigação (em dutos, canais e sulcos).
8. Energéticos (combustíveis e eletricidade).
9. Máquinas para a produção agrícola e agroindustrial (bens de capital);
10. Animais de trabalho.

S: Fluxo de serviços e mão-de-obra.

11. Trabalho humano direto e indireto (administração, informação).
12. Ações governamentais (controle de preços, educação, saúde, comunicações, impostos, infra-estrutura).
13. Subsídios diretos ou compensações econômicas do governo.
14. Recursos financeiros (projeto, capital inicial, capital de giro).
15. Impacto econômico das leis e normas reguladoras (meio ambiente, trabalho, entre outros).
16. Preços determinados pelas forças do mercado, pela organização dos países (mercados regionais), pelos intermediários (mercados futuros), pelos produtores (cooperativas, sociedades, entre outros) e pela organização dos consumidores;
17. Cultura (imagem, qualidade e valor dos produtos).

Y: Produção desejada e não desejada do sistema

1. Produto principal e produtos secundários (subprodutos).
2. Resíduos da lavoura e do beneficiamento agroindustrial e do tratamento de resíduos (se não forem reciclados).
3. Lixiviação (desperdício de fertilizantes, pesticidas).
4. Impactos na saúde das pessoas.
5. Impactos sobre a biodiversidade.
6. Impactos na atmosfera: gases do efeito estufa.
7. Impactos no solo; erosão, compactação, redução da flora e fauna epiedáficas, dentre outros.

Principais índices para avaliação emergética

Brandt-Williams & Odum (2002) definem os seguintes itens para avaliação emergética:

(a) Transformidade solar $Tr = Y/Ep$

A transformidade solar de um produto ou serviço é a energia solar requerida para produzir uma unidade daquele produto ou serviço de uma maneira rápida e eficaz.

$$Tr \text{ solar} = \frac{\text{Soma das energias usadas, em Joules de energia solar equivalente (sej)}}{\text{Energia do produto (Joules)}}$$

As transformidades são usadas para converter energias de diferentes formas em energia da mesma forma (Brown, 1998). As transformidades solares dos principais recursos energéticos derivados do sistema climático global foram obtidas da análise dos fluxos globais de energia da Terra. As transformidades solares de recursos naturais e humanos são apresentadas em tabelas.

Porcentagem de energia renovável: $R(\%) = (R / Y) * 100$

Indica a porcentagem de energia que é derivada de fontes renováveis.

É a razão de recursos renováveis (R) usada na produção (Y). A longo prazo, somente os processos com valores altos de renovabilidade serão sustentáveis.

(b) Razão não-renovável /renovável: $NRR = (N + M) / R$

A razão (NRR) não-renováveis/renováveis em um processo é a proporção da contribuição física não-renovável (N + M) em relação a contribuição física renovável (R).

Valores altos indicam processos que requerem grandes quantidades de recursos não-renováveis em relação a fluxos de energia renovável.

(c) Razão de produção emergética: $EYR = Y / F$

A razão de produção emergética é a relação entre a energia da produção (Y) e a energia dos insumos (F) retroalimentados pelo sistema econômico externo. Indica se o processo retorna ao setor econômico mais energia do que compra. O valor mínimo é a unidade, e ocorre quando a contribuição da Natureza é nula ($R + N = 0$). A diferença a mais do valor unitário mede a contribuição do meio ambiente. As taxas típicas dos produtos agrícolas variam de 1 até 4. Mede a capacidade de desenvolver trabalho adicional (fora do sistema produtor) com o produto produzido, graças a contribuição gratuita da Natureza. É um indicador do rendimento e fornece uma medida da habilidade do processo para explorar recursos energéticos locais provenientes da Natureza, sejam renováveis ou não.

As fontes de energia fóssil fornecem valores em torno de (6/1), indicando que uma proporção de (1/6) é usada na extração da energia e que libera (5/6) para uso em outros setores da economia.

(a) Razão de carga ambiental: $ELR = (N + F) / R$

A razão de carga ambiental é a relação entre a soma da energia comprada (F) e a energia não-renovável local (N), e a energia ambiental renovável e livre (R). É um indicador da pressão do processo produtivo sobre o ecossistema local e pode ser considerado uma medida do estresse ambiental.

(b) Razão de investimento emergético: $EIR = F/I$

Mede o investimento da sociedade para produzir certo bem, em relação a contribuição da natureza. A razão de investimento emergético é a relação da energia da retroalimentação da economia externa (F) aos insumos de energia local (N + R). Não é um índice independente, estando vinculado ao índice EYR citado acima.

Avalia se o processo usa adequadamente os recursos alocados. Os valores deste índice não podem ficar acima do valor médio de um sistema competitivo, pois, para ser econômico, o processo deveria ter uma relação de EIR semelhante ou mais baixa que seus competidores. Se a relação é menor, indica que o ambiente provê

mais recursos para o processo produtivo que os sistemas concorrentes. Portanto, os custos de produção serão menores e seus preços poderão ser menores, de forma tal que o produto pode competir no mercado.

(c) Índice de sustentabilidade emergética: $ESI = EYR / ELR$

O ESI é uma função da produção, renovabilidade e carga sobre o meio ambiente. Se um processo tem uma produção líquida negativa este processo não é sustentável sem um fluxo contínuo de energia investida (Brown, 1998) .

Ao mesmo tempo, o sistema é não-sustentável se utiliza apenas de recursos não-renováveis, ou ainda, se a pressão sobre o meio ambiente for muito elevada, ameaçando a sustentabilidade a longo prazo.

Os valores possíveis ficam na faixa de 0 a 7. Quanto mais alto o valor, maior a sustentabilidade.

(d) Taxa de intercâmbio emergético (EER)

$$\text{Taxa de intercâmbio emergético} = \frac{\text{Energia cedida no produto}}{\text{Energia recebida na troca}}$$

É a relação entre a energia recebida pela energia fornecida nas transações econômicas (vendas no comércio).

Por exemplo, o intercâmbio de madeira por petróleo pode ser expresso em unidades de energia. A área que recebe energia a mais recebe maior riqueza e tem sua economia estimulada.

Quando os produtos são trocados ou vendidos, o benefício relativo é determinado a partir da relação de troca emergética. Uma economia é deficitária quando a venda de produtos cede mais energia do que recebe em forma de poder de compra (dinheiro). Matérias-primas, tais como minerais, produtos do meio rural, como alimentos, e madeira, costumam ter uma alta taxa de intercâmbio de energia quando são vendidos ao preço do mercado. Esta é uma das conseqüências, quando o preço é estabelecido considerando apenas o trabalho humano, desconsiderando o extensivo

trabalho da Natureza incorporado nesses produtos. Ao manter esses produtos para o consumo interno, pode-se elevar o padrão de vida da população local, gerando emprego, aproveitando o potencial energético do produto. Pode-se agregar valor ao produto até que seu preço de venda seja tão alto que seja possível fazer a troca de energia com o exterior de forma eqüitativa.

Pode-se estimar um valor monetário da riqueza emergética em dólares emergéticos, por exemplo, dividindo-se o valor da energia pela razão (energia/dólar).

A relação (energia/dólar) é obtida dividindo-se a energia total do país (todas as fontes energéticas usadas pelos sistemas da natureza e da economia humana) pelo produto nacional bruto (PNB), expresso em dólares. A literatura científica dispõe de valores de diversos países (Odum, 1996). O cálculo dos valores (energia/dólar) para o Brasil em 1981, 1989 e 1996 foi realizado por Coelho et al. (2002).

O valor, geralmente expresso em dólar, refere-se ao fluxo monetário gerado direta e indiretamente pelo produto econômico bruto por unidade de *input* de energia. É calculado dividindo o *input* de energia pela relação (energia/dinheiro).

Os países cuja economia é predominantemente agrícola têm uma relação de energia/dólar mais alta porque suas economias envolvem maior uso de recursos ambientais sem troca de dinheiro.

Pontos importantes para reflexão sobre a sustentabilidade agrícola

- (a) Entender o desenvolvimento sustentável sob a perspectiva sistêmica.
- (b) Entender os agroecossistemas a partir do conceito de desenvolvimento sustentável.
- (c) A capacidade de suporte dos ecossistemas.
- (d) Fatores externos que afetam a agricultura.

(a) O Desenvolvimento sustentável sob a perspectiva sistêmica

A metodologia ecossistêmica-emergética (Odum, 1996) permite descrever e entender os ecossistemas naturais e antrópicos, quantificar a renovabilidade dos recursos utilizados, bem como o medir grau de sustentabilidade dos sistemas.

A análise ecossistêmica-emergética permite conhecer o perfil dos custos ambientais, sociais e econômicos dos produtos agrícolas de regiões e países diferentes, e analisar as vantagens competitivas dos produtos, magnitude dos subsídios transferidos a cada produto, incorporar o custo das “externalidades” do processo produtivo, ponderar o benefício da inclusão social e a contribuição da biodiversidade (Ortega & Polidoro, 2002).

Os resultados da análise emergética podem ser potencializados quando se faz uso, adicionalmente, de outras ferramentas científicas, tais como a metodologia exergética, a modelagem ecológica-econômica, o planejamento participativo, entre outros (Ulgiati et al., 1999).

(b) O agroecossistema e o desenvolvimento sustentável

A economia e a agricultura vigentes são insustentáveis (Costanza et al., 1997).

Fluck (1992) e Pimentel (1989) indicam que a maior parte - 85% - da energia incorporada na produção de alimentos provém do petróleo, portanto, insustentável ao longo do tempo a partir das considerações sob a renovabilidade dos recursos naturais. Da mesma forma, Ulgiati et al. (1994) através da análise emergética mostram que os países subdesenvolvidos são mais sustentáveis energética e ecologicamente que os países desenvolvidos, porém transferem para estes parte considerável de seus recursos naturais.

O desenvolvimento econômico e a agricultura atuais estão baseados nos recursos energéticos fósseis, de natureza não-renovável, portanto, são insustentáveis. Alguns ecossistemas já atingiram seus limites de exploração (por exemplo, a pesca marinha), as terras aráveis praticamente se esgotaram, as florestas deixaram de existir nos países desenvolvidos e, por pressão destes, estão desaparecendo nos subdesenvolvidos. O petróleo de extração a baixos custos está se esgotando (Campbell,

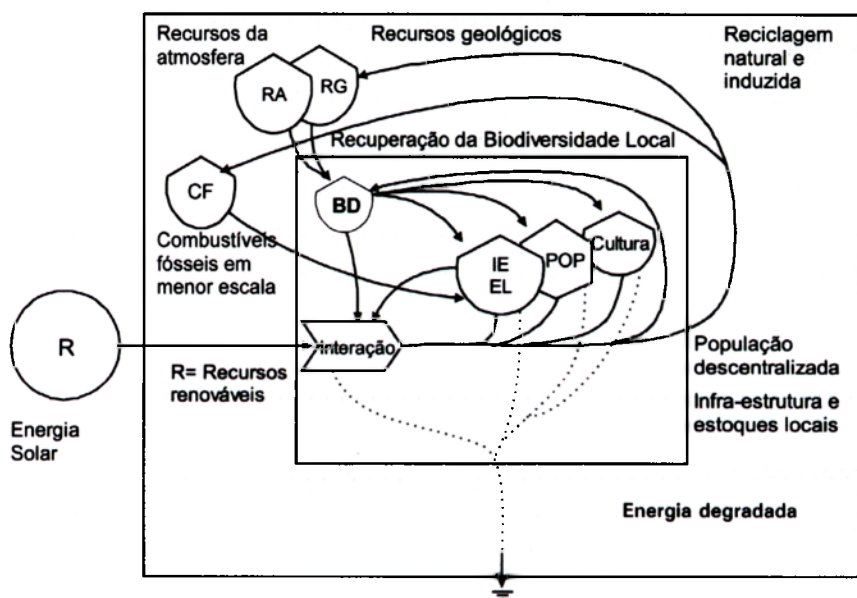


Fig.3. Agricultura ecológica e desenvolvimento sustentável.

(d) Fatores externos que afetam a agricultura

Não se pode ficar apenas com uma análise local que discute somente os problemas socioambientais da agricultura e soluções específicas, como por exemplo, experiências de manejo agroecológico. Deve-se discutir a situação da agricultura mundial e do comércio agrícola internacional. É indispensável saber como ocorre a troca de mercadorias, de tecnologia e serviços financeiros em termos econômicos e emergéticos. Esta análise complementar é necessária para ponderar as forças que podem modelar a economia e a agricultura, além de prever tendências.

Ecossistemas e políticas públicas

As políticas públicas podem ser examinadas comparando os índices de emergência das diversas alternativas. Em geral, recomendam-se aquelas que proporcionem fluxos de energia mais altos porque, nesse caso, as contribuições para a riqueza real

são maiores. A hipótese é que as pessoas virão aceitar as alternativas de maior energia eventualmente porque estas têm sucesso e sobrevivem. Essa maior energia pode ser obtida de fontes não-renováveis ou renováveis. As alternativas são avaliadas por tentativa e erro, assim como por argumentação racional. As alternativas são testadas de forma que seus possíveis benefícios possam ser observados no processo público de tomada de decisão. Porém, fazendo a análise de energia com antecedência, pode-se melhorar a obtenção de soluções que aproveitem de forma mais útil os recursos ambientais e humanos.

Conclusões

As questões associadas ao desenvolvimento sustentável são de grande importância e devem receber tanto tratamento acadêmico quanto estar disponível para a opinião pública nas suas opções de desenvolvimento sustentável.

É evidente a necessidade de estudos aprofundados de indicadores de sustentabilidade, com base na realidade brasileira, fazendo uso da metodologia emergética.

E finalmente, mas não menos importante, pode-se concluir que, além dos indicadores quantitativos de sustentabilidade apresentados ao longo deste trabalho, outros de natureza mais subjetiva que levem em conta a transição global e as etapas do processo de ajuste da taxa de consumo à capacidade de produção ecossistêmica - condição básica do desenvolvimento sustentável - devem ser considerados. O quão distante encontra-se a sociedade da capacidade de suporte ideal ainda não está definida. No entanto, deve-se ponderar a capacidade dos grupos humanos de visualizar novas formas de produção e organização de mudanças. A diversidade biológica e cultural humana, pela sua importância futura, deve ser preservada e valorada. A partir da busca de indicadores de sustentabilidade um novo desafio metodológico apresenta-se: valorar atitudes e estoques.

Referências

- BRANDT-WILLIAMS, S.; ODUM, H.T. Procedimento para avaliação de energia agrícola, ilustrado com a análise da produção de tomate na Flórida. In: ORTEGA, E. (Org.). *Engenharia ecológica e agricultura sustentável*. São Paulo: Annablume, 2002. No prelo.
- BROWN, M.T. *Environmental accounting: energy perspectives on sustainability*. Valoração económica en el uso de los recursos naturales y el medio ambiente. Montevideo: IICA-PROCISUR, 1998. p. 47-70.
- CAMPBELL, C.J. *The coming oil crisis*. S.l.: Multi-Science & Petroconsultants, 1997.
- COELHO, O.; ORTEGA, E.; COMAR, V. Balanço de energia do Brasil (dados de 1996, 1985 e 1981). In: In: ORTEGA, E. (Org.). *Engenharia ecológica e agricultura sustentável*. São Paulo: Annablume, 2002. No prelo.
- COSTANZA, R.; CUMBERLAND, J.; DALY, H.; GOODLAND, R.; NORGAARD, R. *An introduction to ecological economics*. Boca Raton: St. Lucie Press, 1997.
- FLUCK R.C.; BAIRD, C.D. *Agricultural energetics*. Westport: AVI Publications, 1992.
- ODUM, H.T. *Environment, power and society*. New York: J. Wiley, 1971.
- ODUM, H.T. Energy in ecosystems. In: POLUNIN, N. (Ed.). *Environmental monographs and symposia*. New York: J. Wiley, 1986. p. 337-369.
- ODUM, H.T. *Ecological and general systems: an introduction to systems ecology*. Boulder: University of Colorado Press, 1994.
- ODUM, H.T. *Environmental accounting, energy and environmental decision making*. New York: J. Wiley, 1996. 368 p.
- ODUM, H.T. Energy evaluation. In: ULGIATI, S.; BROWN, M. T.; GIAMPIETRO, M.; MAYUMI, K.; HENDERSON, R. *Advances in energy studies: energy flows in ecology and economy*. Proceedings of an International Workshop held at Porto Venere, Italy, May 26-30, 1998. Rome: Ed. MUSIS, 1998.
- ODUM, H.T. ; ODUM, E.C. *Energy basis for man and nature*. New York: McGraw Hill, 1981.

ORTEGA, E.; POLIDORO, H. Factors to consider in emergy analysis of agroecological projects. In: REUNION FOR XXV ANNIVERSARY OF CENTER FOR WETLANDS, 1998, Gainesville. Gainesville: University of Florida, 1998. In press.

PIMENTEL, D. Agriculture and ecotechnology. In: MITSCH, W. J.; JORGENSEN, S. E. (Ed.). *Ecological engineering: an introduction to ecotechnology*. New York: Wiley-Interscience, 1989. p. 79-102.

SCIENCEMAN, D. Energy and emergy. In: PILLET, G.; MUROTA, T. *Environmental economics*. Geneva: Roland Leimgruber, 1987. p. 257-276.

ULGIATI, S.; BROWN, M.T. Emergy based and ratios to evaluate sustainability: monitoring and technology towards environmentally sound innovation. *Ecological Engineering*, v. 10, n.1-4, 1997.

ULGIATI, S.; ODUM, H.T.; BASTIANONI, S. Emergy analysis, environmental loading and sustainability: An emergy analysis of Italy. *Ecological Modelling*, v. 73, p. 215-268, 1994.

VON BERTALANFFY, J. *General systems theory*. New York: Brazillier, 1968. 289 p.

Parte 2

**Indicadores de
Sustentabilidade:
O Caso da Microbacia
do Córrego
Taquara Branca**

1

Caracterização da Microbacia do Córrego Taquara Branca

José Iguelmar Miranda

Resumo	95
Summary	96
Aspectos gerais e climáticos	97
Solos	101
Atividade econômica	104
Base cartográfica digital	105
Referências	108

Resumo

A Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB) abrange duas redes de drenagem de terceira ordem: o Córrego Taquara Branca e o Córrego dos Bastos. Os dois corpos d'água alimentam a represa do Horto Florestal, responsável pelo abastecimento de água de Sumaré e Hortolândia. A atividade econômica na região da microbacia depende essencialmente da agricultura. Um importante componente social da Microbacia é a presença de agricultores familiares, constituindo o Assentamento Sumaré I. A base cartográfica do meio físico (solos, drenagem, estradas, topografia) e antropogênica (uso da terra e ocupação urbana) do Córrego Taquara Branca foi digitalizada em um sistema de informações geográficas (SIG) e estão disponíveis em IDRISI Windows. Além disso, várias informações e dados adicionais sobre precipitação pluviométrica e características do solo, como erodibilidade, tolerância de perdas de solo da região, essenciais à conclusão deste trabalho, foram coletadas e adaptadas à situação específica da MCTB e do Assentamento.

Summary

The Taquara Branca Microbasin (MCTB) has two third order drainage networks: Taquara Branca and Bastos creek. Both creeks feed a local dam that supplies water to Sumaré and Hortolândia. The microbasin local economy depends mainly on agriculture, some local units produce dairy products on a family farm basis, others produce clay bricks and leisure products. An important social component in the region is the presence of a landless settlement, named Assentamento Sumaré I. The cartography of the microbasin physical compartments (soil, drainage, roads, topography) and antropic cartography (urban area and land use) were inputted in a geographical information system (GIS). Currently, this geo-referenced database is available in IDRISI for Windows. Additional information such as rainfall precipitation and some soil characteristics (erodibility, tolerance to loss) were collected and adapted to the specific situation of the MCTB and of the settlement.

Aspectos gerais e climáticos

A Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB) está localizada nos municípios de Sumaré e Hortolândia, Estado de São Paulo. As coordenadas geográficas da área correspondem aos paralelos 22° 50' a 22° 55' sul e aos meridianos 47° 15' 00" a 47° 18' 45" oeste (Fig. 1). A área total da microbacia considerada na análise é de 2.315,8ha (Menk & Miranda, 1997), sendo que a parte aqui intitulada MCTB ocupa 2.070ha (Fig. 2). Dentro da microbacia existe uma área ocupada por agricultores familiares denominada Assentamento I. O Assentamento considerado no presente trabalho ocupa uma área 216ha, isto porque dos 228,62ha ocupados pela agricultura familiar, 11,83ha encontram-se fora dos limites da microbacia (Fig. 3).

Duas redes de drenagem de terceira ordem¹ banham a microbacia: o Córrego Taquara Branca e o Córrego dos Bastos. Os dois corpos d'água alimentam a represa do Horto Florestal, responsável pelo abastecimento de água de Sumaré e Hortolândia. A represa do Horto tem um espelho d'água correspondente a uma área de 19,5km², o que representa 3,3% da área total da microbacia. A MCTB apresenta as seguintes características geológicas: arenitos, siltitos, argilitos, e pequena área com retrabalhamento de basalto (Menk & Miranda, 1997). Quatro loteamentos constituem a parte urbana da microbacia.

A classificação climática, segundo Köppen, é o Cwa, caracterizado pelo inverno seco e verão quente. As temperaturas médias anuais variam entre 20 e 22°C e as chuvas entre 1.200 e 1.400mm anuais.

¹ Rede de drenagem de terceira ordem significa a existência de duas nascentes com cursos d'água independentes formando um terceiro curso d'água.

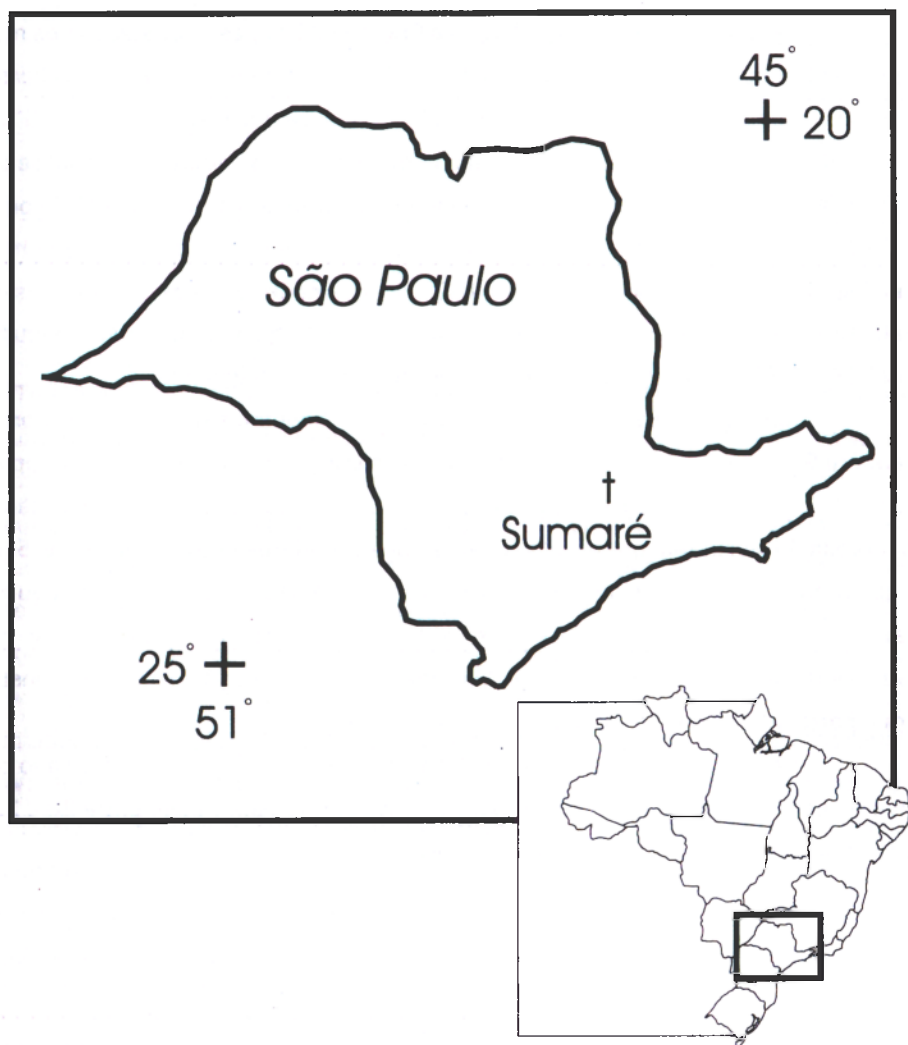


Fig. 1. Localização do Município de Sumaré, SP.

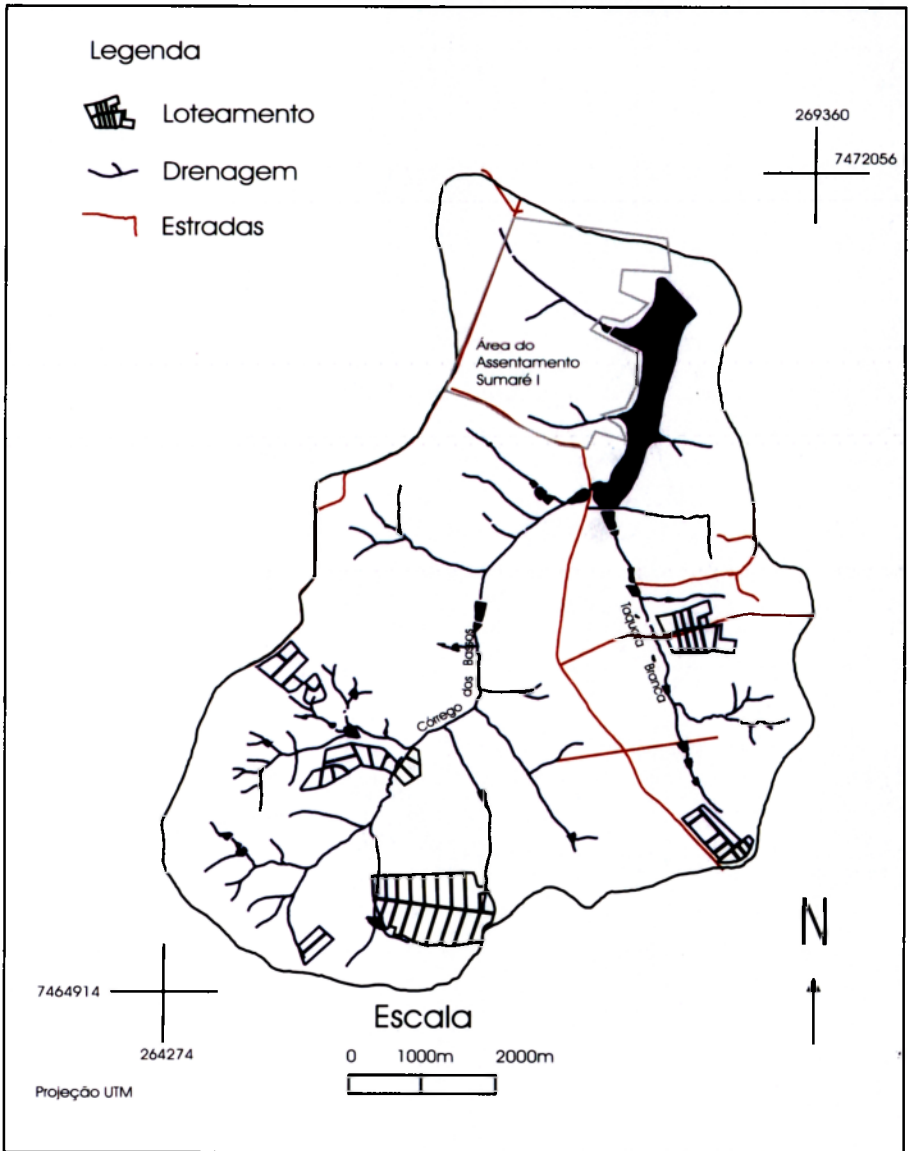


Fig. 2. Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré - SP: rede hidrográfica, viária e área urbana.

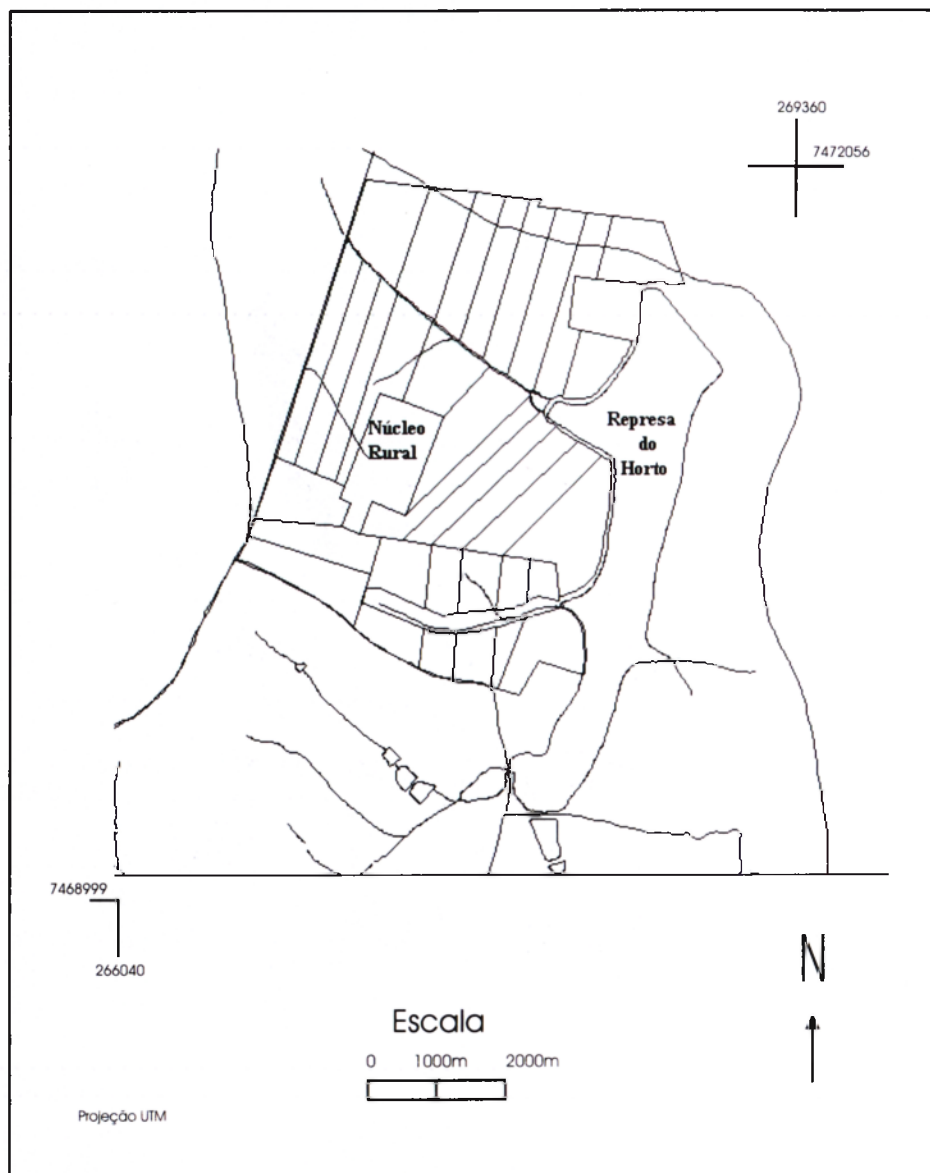


Fig. 3. Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP: glebas do assentamento.

Solos

Na área ocupada pela microbacia, segundo Menk & Miranda (1997), foram identificados vários solos, cartografados em onze unidades simples de mapeamento e três associações (Fig. 4). A Tabela 1 apresenta as unidades de solos.

Tabela 1. Símbolo de cada unidade de mapeamento, área e classificação de solos da microbacia, segundo Menk & Miranda (1997).

Símbolo	Área (ha)	Classificação
LE 1	126,4	Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e álico textura argilosa
LE 2	83,8	Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e álico textura média
LE 3	11,2	Latossolo Vermelho-Escuro podzólico distrófico e álico textura argilosa
LV 1	141,7	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura argilosa
LV 2	566,2	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura média
LV 3	72,4	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura argilo- arenosa
PV 1	370,6	Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura argilosa e média-argilosa
PV 2	621,2	Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura média e arenosa-média
PV 3	26,0	Podzólico Vermelho-Amarelo A proeminente distrófico e álico textura média e arenosa-média
Li	12,0	Solo litólico distrófico e álico textura arenosa, substrato arenito fino
Hi	12,1	Solo hidromórfico textura indiscriminada
LE1 + LRd	17,3	Associação de Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e álico textura argilosa (LE1) e Latossolo-Roxo distrófico A moderado textura argilosa e muito argiloso (LRd)

Tabela 1. Continuação.

Símbolo	Área (ha)	Classificação
LV3 +		
LV2	17,3	Associação de (LV3) Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura argilo-arenosa e (LV2) Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura média
PV3 +		
PV2	37,2	Associação de (PV3) Podzólico Vermelho-Amarelo A proeminente distrófico e álico textura média e arenosa/média e (PV2) Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico e álico textura média e arenosa/média

Os índices de tolerância de perda de solo (T) por unidade de solo do Assentamento e da MCTB, obtidos de Bertoni & Lombardi Netto (1990), encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2. Tolerância de perdas de solo para as Unidades de solo da MCTB e do Assentamento.

Unidades de Solo	Tolerância (T)	Área (ha)	
		MCTB	Assentamento
LE1 + LRd	12,6	10,23	6,78
Le1	12,3	83,49	35,64
LE2	15,0	50,80	27,50
LE3	11,1	5,98	4,00
LV1	12,6	128,11	7,78
LV2	14,2	549,00	-----
LV3	11,6	44,01	23,21
PV1	9,9	294,34	66,65
PV2	9,6	612,47	-----
PV3	9,6	23,85	-----
Li	7,4	11,79	-----
Hi	0,0	11,64	-----
PV3 + PV2	9,6	36,31	-----
LV3 + Lv2	12,6	15,79	-----

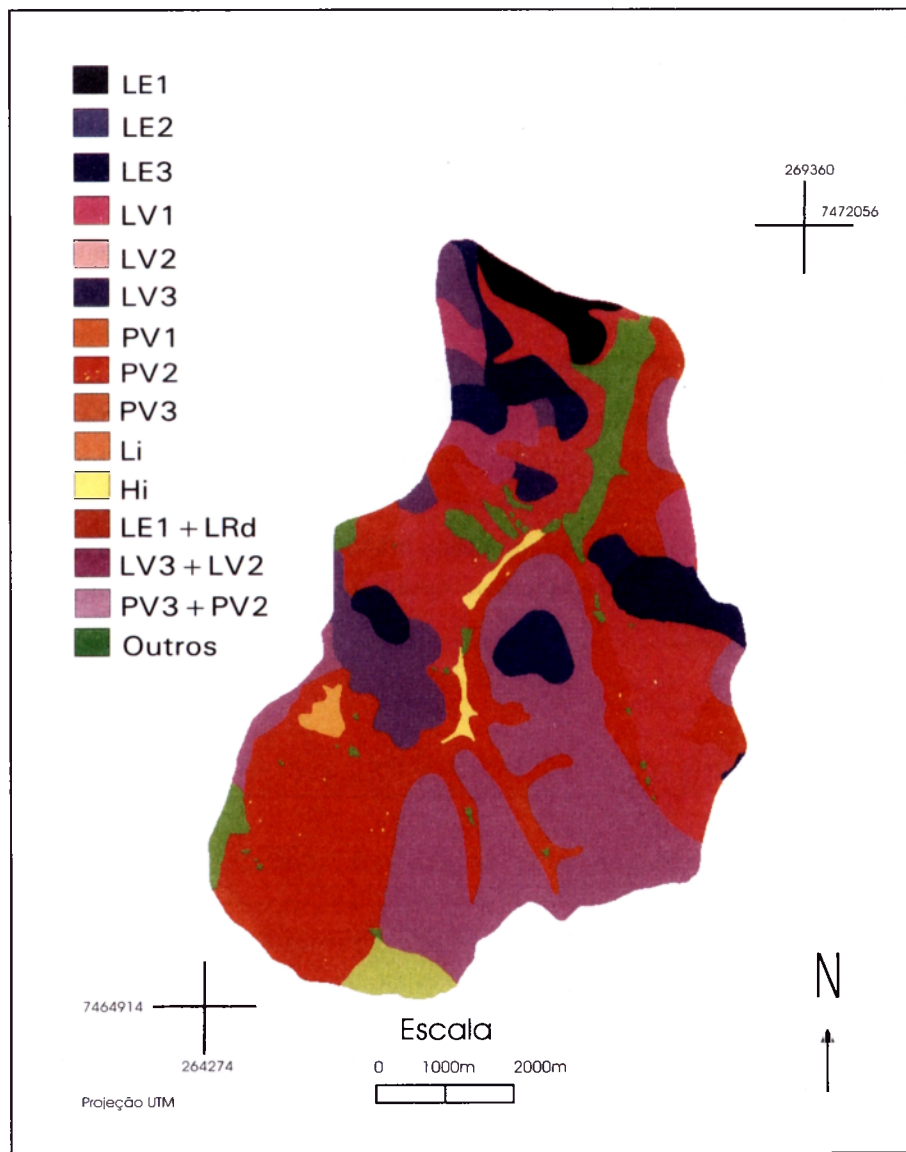


Fig. 4. Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP: mapa de solos.

Atividade Econômica

A atividade econômica na região da microbacia depende essencialmente da agricultura. Como atividades agrícolas tem-se a cultura da cana-de-açúcar, milho, tomate e batata por pequenos proprietários e arrendatários, além de pastagens. As culturas de maior peso econômico do Assentamento I são hortaliças, frutíferas, café, pastagens, milho e mandioca. Existem algumas unidades de produção de leite com uma estrutura familiar. A produção de cerâmicas também faz parte do cenário local. Algumas propriedades são usadas como lazer por pessoas residentes em outras localidades. O Assentamento Sumaré I apresentou mudanças bastante acentuadas em termos de ocupação do solo com o crescimento da área utilizada para o plantio de hortaliças, que passou de 17% em 1993 (Menk & Miranda, 1997) para 40% em 1996.

Segundo o levantamento realizado em 1996, a área ocupada no Assentamento está distribuída conforme a Tabela 3 e a área da microbacia conforme a Tabela 4.

Tabela 3. Culturas no Assentamento I - Sumaré (1996).

Cultura	Área (ha)
Arroz	99
Café	17,44
Hortaliças	92,80
Frutíferas	26,37
Mandioca	8,25
Milho	17,35
Pasto	80
Pousio	15,63
Cultura consorciada	3,47
Agrovilla	13,51

Tabela 4. Culturas na Microbacia Taquara Branca, Sumaré (1996).

Cultura	Área (ha)
Cana-de-açúcar	629,57
Caqui	35,55
Hortaliças	77,09
Banana	24,10
Milho	149,83
Mandioca	8,93
Cultura consorciada	3,47
Eucalipto	70,92
Café	17,06
Mata	5,33
Capoeira	34,47
Açudes	3,12
Não registrada	55,96
Área urbana	183,31
Desmatamento	39,51

Base cartográfica digital

A base cartográfica do meio físico (solos, drenagem, estradas, topografia) e cultural (uso da terra e ocupação urbana) da MCTB foi digitalizada em um sistema de informações geográficas (SIG). Como a microbacia abrange uma área geográfica pequena, optou-se por trabalhar na escala de 1:10.000. A carta base que serviu de fonte para a produção da maioria dos mapas foi a Planialtimétrica de Sumaré, obtida junto à Prefeitura de Sumaré. A projeção em uso é a Universal Transversa de Mercator (UTM).

A base cartográfica digital é composta dos mapas da rede hidrográfica, rede viária, área urbana (Fig. 2), glebas de Assentamento (Fig. 3), unidades de solos (Fig. 4), e também de topografia (Fig. 5) e uso de terra em 1993 (Fig. 6).



Fig. 5. Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP: topografia.

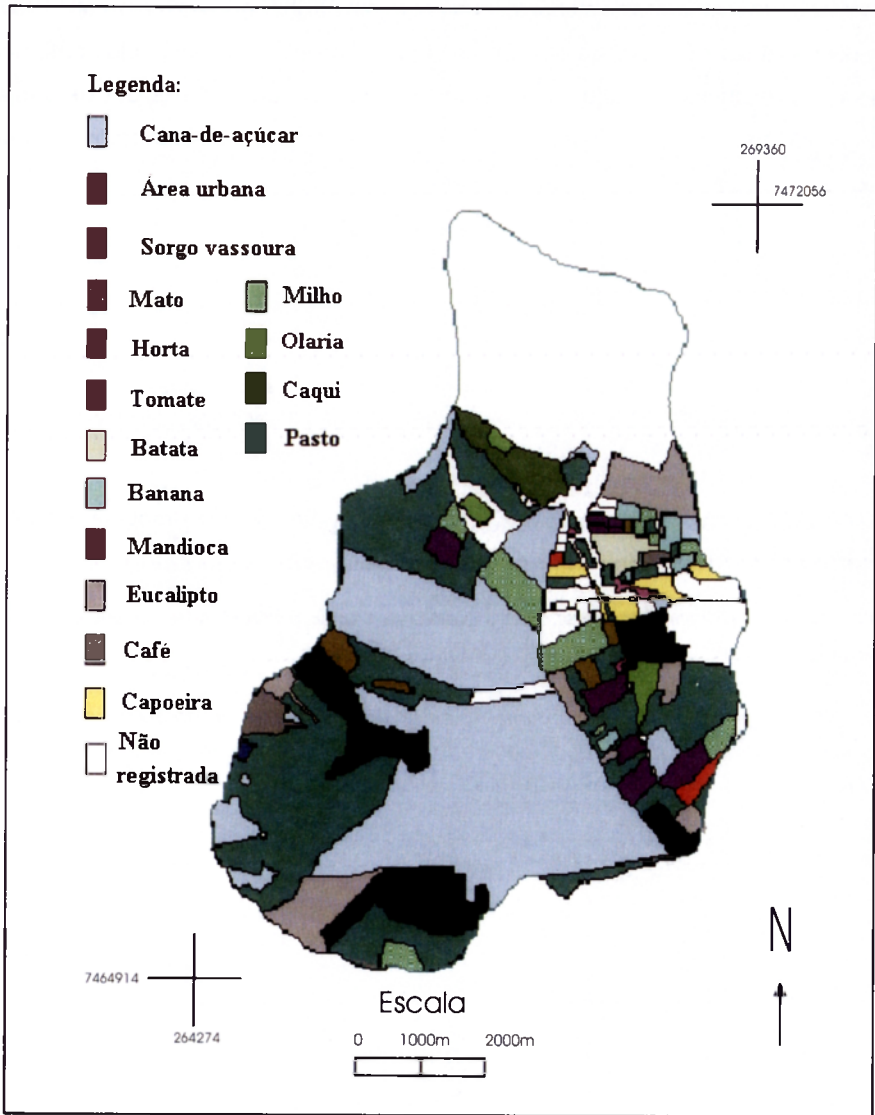


Fig. 6. Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP: uso da terra 1993.

O SIG que deu suporte ao trabalho foi o IDRISI 4.1 (Eastman, 1993). Atualmente, a base já se encontra disponibilizada para o IDRISI Windows (Eastman, 1997). Além disso, várias informações e dados adicionais sobre precipitação pluviométrica, outras características dos solos como erodibilidade, tolerância de perdas de solo da região, essenciais à conclusão deste trabalho, foram coletadas e adaptadas à situação específica da MCTB e do Assentamento.

Referências

- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. Piracicaba: Livroceres, 1990. 392 p.
- EASTMAN, R.J. *Idrisi technical reference, version 4.1*. Worcester: Graduate School of Geography, Clark University, 1993. 213 p.
- EASTMAN, R.J. *Idrisi for Windows: User's guide, version 2.0*. Worcester: Graduate School of Geography, Clark University, 1997. 316 p.
- MENK, J.R.F.; MIRANDA, J.I. *Levantamento pedológico e mapeamento do risco de erosão dos solos da microbacia do córrego Taquara Branca - Sumaré/SP*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1997. 37 p. (EMBRAPA-CNPMA. Documentos, 9).

2

Modelo Conceitual de Indicadores de Sustentabilidade para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP

Maria Conceição Peres Young Pessoa

Raquel Ghini

João Fernando Marques

Ladislau Araújo Skorupa

Mariétte Sueli Baggio Brandão

Vera Lúcia Scherholz de Castro

Maria Lúcia Saito

Wagner Bettiol

José Maria Gusman Ferraz

Resumo	111
Summary	112
Introdução	113
O modelo conceitual proposto	114
Análise do modelo	117
Referências	122

Resumo

A proposição de modelos conceituais para a escolha de indicadores de sustentabilidade contemplando as dimensões ecológica, econômica e social, com base no enfoque sistêmico, possibilita a organização lógica das informações e orienta ações de pesquisa mais objetivas. Este trabalho desenvolve um modelo conceitual, contemplando 18 indicadores de sustentabilidade, abordando os Temas Solo, Uso da Terra, Água e Socioeconomia para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré-SP. O modelo apresenta: a) um conjunto de compartimentos representativos do processo de escolha dos indicadores; b) detalhamento dos compartimentos, especificando-os em forma de variáveis empiricamente observáveis e objetivamente identificadas, ligando-as de acordo com o seu nível de influência a outros compartimentos; c) identificação de impactos negativos, a partir da análise do sistema especificado nos itens a e b, assim como a influência desses nos compartimentos iniciais. A consideração do Modelo baseado no enfoque sistêmico propiciou a escolha de indicadores empiricamente observáveis, quantificáveis e adequados a Microbacia, contemplando as diferentes dimensões do conceito de sustentabilidade.

Summary

The proposition of conceptual models for the choice of sustainability indicators takes into account the ecological, economic and social dimensions based on the systemic focus and facilitates the logical organization of information, allowing more objective research. This chapter develops a conceptual model, using 18 sustainability indicators, regarding issues such as soil and its uses, water and social economy. The model presents: a) a group of representative compartments for the process of choice of indicators; b) details of each compartment, specifying each in the form of an observed and objectively-identified empiric variable, correlating it with the influence level of the other compartments; c) identification of negative impacts, starting from the analysis of the system specified in the items a) and b), as well as their influence on the initial compartments. The model propitiated the choice of observable and quantifiable empiric indicators appropriate to the microbasin, and the systemic focus also propitiated the establishment of an interdependence, contemplating the different dimensions of the sustentability concept.

Introdução

O desenvolvimento sustentável de uma região requer o conhecimento das especificidades e dos sistemas sustentáveis apropriados ao local e, conseqüentemente, da escolha de tecnologias adequadas. Nesse sentido, vários trabalhos têm buscado o desenvolvimento de métodos visando a escolha de indicadores que possibilitem monitorar as dimensões ecológica (qualidade do ambiente), econômica (rentabilidade) e social (equidade) contidas no conceito de sustentabilidade (Muller, 1993).

O presente trabalho estabelece, a partir de uma determinada lógica, etapas para o processo de escolha de indicadores de sustentabilidade para uma área de estudo localizada em Sumaré/SP.

Segundo Camino & Muller (1993), indicador de sustentabilidade *“É uma medida do efeito da operação do sistema sobre as características significativas de elementos pertencentes a uma determinada categoria de análise (descritores). Uma categoria de análise é um aspecto do sistema, significativo do ponto de vista da sustentabilidade, enquanto que um elemento é uma parte significativa de uma categoria”*.

As categorias de análise representam os aspectos mais importantes do local - os Temas - considerados sob a perspectiva da sustentabilidade. A partir dos Temas são identificados os principais pontos a serem analisados dentro de cada uma das categorias selecionadas, chamados Elementos. Esses Elementos possuem características próprias que são definidas por um conjunto de Descritores. São esses Descritores que sofrem os efeitos da presença da atividade humana - no presente caso, a agricultura. As alterações observadas nos Descritores podem ser de natureza qualitativa ou quantitativa e recebem o nome de Indicadores. Assim, o monitoramento eficiente das alterações nos Descritores passa inicialmente pela seleção de um conjunto de Indicadores considerados significativos para o local.

Freqüentemente, a consideração de informações isoladas não permite uma compreensão global das inter-relações dos diversos fatores em operação no agroecossistema. Uma das formas de se obter essa visão é por meio da formulação de um modelo conceitual construído a partir de uma perspectiva sistêmica. Este modelo deve contemplar os componentes mais significativos do agroecossistema local.

Essa abordagem tem sido utilizada em várias áreas do conhecimento (Coody, 1990; Furst et al., 1996; Orams, 1996). Na área de impactos ambientais, Spaling & Smit (1995) elaboraram um modelo conceitual para avaliar efeitos ambientais causados por drenagem em terras agricultáveis. Nielsen (1995) apresenta modelos conceituais para avaliar a geohidrologia e a qualidade da água em sistema hidrológico; Nelson (1985) para o manejo sinérgico da região de savanas; Balent & Stanford-Smith (1993) para a avaliação de conseqüências das práticas de manejo no uso de recursos pastoris; Lima & Valarini (1996) para orientar estudos de avaliação de impacto ambiental da agricultura irrigada, entre outros (McFarlane, 1993; Schalk et al., 1993; Assis, 1984; Milton et al., 1994; Baicu & Ghetasim, 1994; Ponce & Shetty, 1995 a,b; Etchevers et al., 1993).

O crescente uso de modelos conceituais com base no enfoque sistêmico deveu-se principalmente ao reconhecimento das vantagens da organização lógica das informações e da orientação objetiva das ações de pesquisas proporcionada por esta abordagem.

Assim, este trabalho apresenta um modelo conceitual sobre indicadores de sustentabilidade, evidenciando os escolhidos e ressaltando a interligação existente entre eles, com aplicação para a Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré/SP.

O modelo conceitual proposto

Considerações quanto a elaboração

O modelo foi inicialmente concebido do ponto de vista teórico. Posteriormente foram detalhados os compartimentos associados aos temas e identificados os possíveis impactos. A identificação dos fatores de criticidade por meio do Diagnóstico Rural Rápido Participativo possibilitou a aplicação do modelo¹.

¹ Dados sobre o Diagnóstico Rural Rápido Participativo e sobre os fatores de criticidade são apresentados em *Proposta Metodológica para a Escolha de Indicadores de Sustentabilidade*, por Ferraz, nesse volume.

O modelo conceitual foi elaborado baseando-se em três níveis de análise:

1. Definição de um modelo teórico que apresenta, em forma sistêmica, um conjunto de compartimentos representativos do processo de escolha de indicadores de sustentabilidade, quais sejam: compartimentos associados aos temas (ou categorias de análises) (cor vermelha), aos descritores (cor branca), aos indicadores principais (cor amarela) e secundários (cor verde).

2. Detalhamento dos compartimentos relativos aos indicadores de sustentabilidade, especificando-os em forma de variáveis empiricamente observáveis e objetivamente identificadas, ligando-as de acordo com o nível de influência a outros compartimentos.

3. Identificação de impactos negativos (cor azul clara) exercida a partir da análise do sistema especificado nos itens a) e b), assim como a influência desses impactos nos compartimentos iniciais.

Basicamente, foram apresentados cinco Temas principais que mais influenciam na identificação dos indicadores selecionados para a área: Água, Solo, Uso Das Terras, Clima e Socioeconomia (Tabela 1). Cada um desses Temas apresenta seus principais descritores, a saber: Tema Água-disponibilidade, qualidade, tipo de uso; Tema Solo-tipo de solo, biota do solo, qualidade do solo, manejo e topografia; Tema Uso Das Terras-cobertura vegetal, pastagens, lixão, área urbana e área cultivada; Tema Clima - Temperatura, Pluviosidade; Tema Socioeconomia-saúde humana, mão-de-obra, custos econômicos, patrimônio, estrutura fundiária, adoção de tecnologias e histórico da ocupação.

Os indicadores principais e secundários foram representados no próprio compartimento, identificado por um substantivo (nome do indicador escolhido).

A dinâmica do sistema (ação) deve ser evidenciada pelas interações entre os indicadores escolhidos (principais e/ou secundários).

No modelo conceitual (Figs. 1-3), o texto ao lado dos compartimentos descreve indicadores, descritores, ou atividades que influenciam os compartimentos. Uma vez definidas todas as relações entre os compartimentos, tem-se uma visão global do modelo e dos inter-relacionamentos existentes entre os indicadores escolhidos, os processos e os conseqüentes impactos. Para tanto, o modelo conceitual proposto (Figs. 1-3). utiliza-se de um esquema de fluxos e de suas representações.

Tabela 1. Descritores e indicadores escolhidos em função dos temas selecionados para a área de estudo.

TEMA	DESCRIPTOR	INDICADOR
SOLO	Microbiota do solo	Taxa de crescimento do patógeno <i>Rhizoctonia solani</i>
SOLO	Microbiota do solo	Colonização do solo por <i>Fusarium oxysporum</i>
SOLO	Microbiota do solo	Taxa de crescimento de fungos ectomicorrízicos e formação de micorrizas
SOLO	Biota do solo	Diversidade de minhocas
SOLO	Biota do solo	Taxa populacional do cupim <i>Neocapritermes opacuss</i>
SOLO	Biota do solo	Diversidade de microartrópodos (ácaros e colêmbolas)
SOLO	Qualidade do Solo	Quantidade de resíduos de metais pesados (Cu, Pb, Ni, Zc, Mn, Cd e Cr)
SOLO	Disponibilidade de solo	Perda de solo
USO DA TERRA	Controle Fitossanitário	Quantidade de espécies invasoras em área de cultivo
USO DA TERRA	Cobertura Vegetal	Presença de matas ciliares
USO DA TERRA	Cobertura Vegetal	Cobertura arbórea
USO DA TERRA	Cobertura Vegetal	Diversidade da flora dos remanescentes de mata ciliar
SOCIOECONOMIA	Custos Econômicos	Preço dos fertilizantes que repõem as perdas de nutrientes carregados pela erosão
SOCIOECONOMIA	Custos Econômicos	Custo ambiental decorrentes da contaminação da água e da redução da capacidade dos reservatórios
SOCIOECONOMIA	Saúde Humana	Exposição humana à presença de agrotóxicos utilizados nas culturas.
ÁGUA	Qualidade da água	Níveis de nitrato, amônia, fosfato, clorofila, turbidez e pH
ÁGUA	Disponibilidade de água	Uso em irrigação e no abastecimento urbano
ÁGUA	Disponibilidade de água	Grau de proteção das nascentes

Análise do modelo

O modelo conceitual apresenta os Temas em cor vermelha, os Descritores em cor branca, os Indicadores Principais em cor amarela, os Indicadores Secundários em cor verde, e os Impactos Ambientais Negativos em cor azul (Figs. 1-3).

As interligações entre os compartimentos (temas, descritores, indicadores, indicadores secundários e impactos negativos) apresentados no modelo conceitual são discutidas a seguir.

No tema Solo, os indicadores taxa de crescimento do fungo *Rhizoctonia solani* e taxa de colonização do fungo *Fusarium oxysporum* descrevem a microbiota do solo e são sensíveis à perda de supressividade do solo a esses fitopatógenos (Ghini, 1997). Se o solo perde a supressividade, é difícil erradicar o patógeno introduzido, causando perdas no cultivo e gerando risco na sustentabilidade do sistema. Estes indicadores inter-relacionam-se com outros indicadores dos temas Solo e Socioeconomia, pois alterações na microbiota do solo geram perda de qualidade do solo (Tema: Solo; Descritor: qualidade do solo); por sua vez, perda de supressividade resulta em quedas de produtividade as quais acarretam perdas econômicas (Tema: Socioeconomia; Descritor: Custos econômicos). Estes indicadores mostraram também certa tendência de correlação com protozoários sensíveis a efeitos de metais, podendo, dessa forma, se relacionarem com indicadores que avaliam níveis de metais pesados presentes no solo (Tema: Solo; Descritor: Qualidade do solo).

Outros indicadores do tema Solo descrevem a microbiota: taxa de crescimento de fungos ectomicorrízicos e formação de micorrizas. A presença de metais pesados (cromo, cádmio, chumbo, cobre, níquel, zinco e manganês) no solo inibem o crescimento dos fungos ectomicorrízicos e a formação de micorrizas. Em locais onde há redução da cobertura vegetal observa-se uma redução na ocorrência de micorrizas, as quais colaboram na absorção de nutrientes, de água e na proteção da planta. Dessa forma, são indicadores diretos da qualidade do solo, mas também podem ser indicadores indiretos de saúde humana decorrentes de contaminação do solo como, por exemplo, por metais pesados (Tema: Socioeconomia; Descritor: Saúde humana; tema: Solo; Descritor: Qualidade do solo).

O indicador metais pesados no solo (cobre, chumbo, níquel, zinco, manganês, cádmio e cromo), além de quantificar os níveis de metais pesados também descreve a qualidade do solo, podendo, ainda, interagir com outros indicadores, como os relacionados ao desenvolvimento da cultura. A presença desses metais também pode relacionar-se a indicadores que retratem a perda de diversidade de microrganismos do solo, a qualidade da água e a saúde do agricultor (contaminação direta causada pela ingestão de produtos com teores elevados de resíduos, ou pela forma de aplicação do produto; contaminações indiretas causadas pela contaminação de águas subterrâneas, e de águas superficiais). Por exemplo, na área objeto do estudo há cultivo intensivo de tomate onde são utilizados agrotóxicos com princípios-ativos a base de cobre, zinco e manganês.

Presença de matas ciliares é um indicador que descreve a cobertura vegetal associada à proteção das margens dos cursos d'água e reservatórios. As matas ciliares protegem os corpos d'água atuando como uma interface entre a área agrícola e o ambiente aquático, evitando que solos e contaminantes sejam carregados para o seu interior, reduzindo os impactos negativos sobre a fauna e flora aquáticas. Além disso, protegem os mananciais e contribuem para a manutenção da porosidade dos solos, favorecendo a infiltração das águas das chuvas e o abastecimento do lençol freático. Percebe-se, portanto, que este indicador também relaciona-se a indicadores no Tema Água, uma vez que a ausência de matas ciliares torna os corpos d'água vulneráveis a contaminações decorrentes da lixiviação de solos e ao assoreamento, o que acarreta uma menor disponibilidade desse recurso, além de implicar em custos elevados no seu tratamento.

Cobertura arbórea é um indicador da cobertura vegetal nativa ou exótica. Interage com indicadores associados a exposição do solo à fatores abióticos, um vez que o solo desprotegido de cobertura arbórea fica mais vulnerável (Tema: Clima - Descritor: Pluviosidade; Tema: Uso da terra - Descritor: Solo nu que, associadas à topografia, podem causar erosão do solo, assoreamento dos rios e nascentes (Tema Água - Descritor: Disponibilidade de recurso). Esse indicador também fornece uma idéia da expansão das fronteiras urbanas e agrícolas locais (Tema: Uso das terras -

Descritores: Área urbana e Área cultivada), além da perda de diversidade da fauna e flora locais em virtude da simplificação do ambiente.

O indicador diversidade da flora dos remanescentes de matas ciliares, medido pelo número de espécies, ou por um Índice de Diversidade de Espécies, é um indicador da diversidade da flora local. A perda da diversidade florística pode favorecer o aparecimento de pragas provocada pela redução das populações de predadores naturais, ocasionando uma redução na produtividade agrícola. A produtividade também pode ser influenciada pela redução ou eliminação de populações de insetos polinizadores. A identificação de espécies da flora local poderá contribuir para uma reconstrução futura da cobertura florestal em locais já degradados. Esse indicador relaciona-se ao Tema Uso da terra - Descritores: Vegetação Natural e Controle Fitossanitário, uma vez que fornece indicativos de perda de diversidade local e da necessidade de controle fitossanitário.

O grau de proteção das nascentes é um indicador no Tema Água, descrito pela "Disponibilidade". A ausência de proteção das nascentes por cobertura vegetal, mesmo dos chamados olhos d'água, expõe estas fontes a toda massa de detritos provenientes das áreas agrícolas, adjacentes ou não, podendo promover o seu assoreamento ou contaminação. Conseqüentemente, esses eventos podem afetar o suprimento de água. Este indicador relaciona-se diretamente a indicadores do Tema Uso das terras - Descritores: Cobertura vegetal e, indiretamente, a indicadores dos Tema Água - Descritores: Qualidade da água, e a indicadores no Tema Solo - Descritores: Disponibilidade de solo e Perda de solo; e no tema Socioeconomia - Descritores: Saúde humana, pois as nascentes desprotegidas ficam vulneráveis à contaminações que podem expor a saúde dos homens e dos animais.

A exposição humana à presença de agrotóxicos é um indicador que diz respeito à saúde do trabalhador rural. Enfermidades do trabalhador rural decorrentes da utilização de agrotóxicos podem causar prejuízos diretos (a curto, médio e longo prazos), implicando em custos de tratamento, em aposentadorias por invalidez, entre outros. Este indicador relaciona-se diretamente à forma como o agrotóxico é aplicado (Tema: Uso das terras; Descritores: Área cultivada; Indicador: Uso de agroquímicos).

Relaciona-se também ao nível de conscientização do trabalhador rural e da comunidade em relação à exposição ao risco de contaminação, como, por exemplo, sobre a forma de manuseio dos produtos químicos e do descarte de suas embalagens. (Tema: Socioeconomia; Descritores: Mão-de-obra, Educação; Indicadores secundários: taxa de morbidade genérica e específica, a taxa de mortalidade local, a dosagem enzimática da atividade da colinesterase²).

Perda de solo é um indicador de ocorrência de processos erosivos, principalmente erosão laminar. Este indicador descreve a Disponibilidade de Solo, uma vez que os processos erosivos 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. Ao se utilizar a Equação Universal de Perdas de Solo para quantificar as perdas, os seus componentes podem ser considerados indicadores secundários, a saber: erosividade (fator chuva), erodibilidade (fator tipo de solo), topografia (fator relevo local), uso e manejo do solo (fator uso/cobertura vegetal e manejo) e práticas conservacionistas (fator conservação do solo) Assim, a erosividade está relacionado a pluviosidade (Tema: Fatores climáticos - Descritor: Pluviosidade), uma vez que a distribuição da erosividade, 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 do declive das rampas); o uso e manejo do solo depende dos tipos de culturas 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. O indicador Perda de solo pode relacionar-se com os indicadores de Cobertura Vegetal, Disponibilidade de Água (assoreamento de rios e mananciais), Qualidade da Água (turbidez e contaminações), Custos de Tratamento de Água

² A dosagem de colinesterase indica a taxa de exposição a agrotóxicos. Por exemplo, uma exposição acima dos limites aceitáveis a fosforados e a carbamatos pode ser identificada pela atividade dessas enzimas: acima de 75% - normal; abaixo de 75% - existe intoxicação.

(para eliminação de particulados e resíduos de metais pesados carreados juntamente com o solo, entre outros).

O descritor Custos Econômicos, do Tema Socioeconomia, é representado pelo indicador Reposição de Nutrientes no Solo, que é o valor monetário dos fertilizantes necessários para a reposição de perdas de nutrientes do solo carreados pela erosão. É um indicador de Custo Econômico interno à área, relativo às perdas de solo por erosão (Tema: Solo, Descritor: Disponibilidade). Associado a esse indicador encontram-se os seguintes indicadores secundários: Perda de Solo, Quantidade de Nutrientes Perdidos, Custos de Fertilizantes e de sua aplicação, Custos de Tratamento da Água.

O número de espécies invasoras em área de cultivo também é um indicador do Tema Uso das Terras - Descritor: Área Cultivada, no que se refere a necessidade de Controle Fitossanitário. Se a invasora for nociva ela também pode influenciar no crescimento das culturas (Tema: Socioeconomia; Descritor: Custos Econômicos, redução de produtividade, aumento de gastos com agrotóxicos). Além desses, a diversidade de invasoras também se relaciona com a diversidade de inimigos naturais de pragas (Tema: Uso da Terra; Descritor: Controle Fitossanitário).

A presença da espécie *Neocapritermes opacus* é um indicador de qualidade do solo, uma vez que sua presença indica a degradação da área.

População e diversidade de espécies de minhocas são outros indicadores de qualidade do solo. Algumas espécies podem ser consideradas indicadoras do nível de fertilidade, enquanto outras podem sinalizar a presença de metais pesados no solo.

Também a Diversidade e quantidade de microartrópodos foi selecionado como indicador de qualidade do solo, pois os microartrópodos consomem fungos, celulose, entre outros. Esse indicador interage com outros indicadores, como microbiota do solo, degradação de matéria orgânica, fertilidade do solo, entre outros.

Para a avaliação da qualidade da água foram selecionados os indicadores Turbidez, Clorofila, pH, Nitrato, Amônia e Fósforo, os quais permitem avaliar

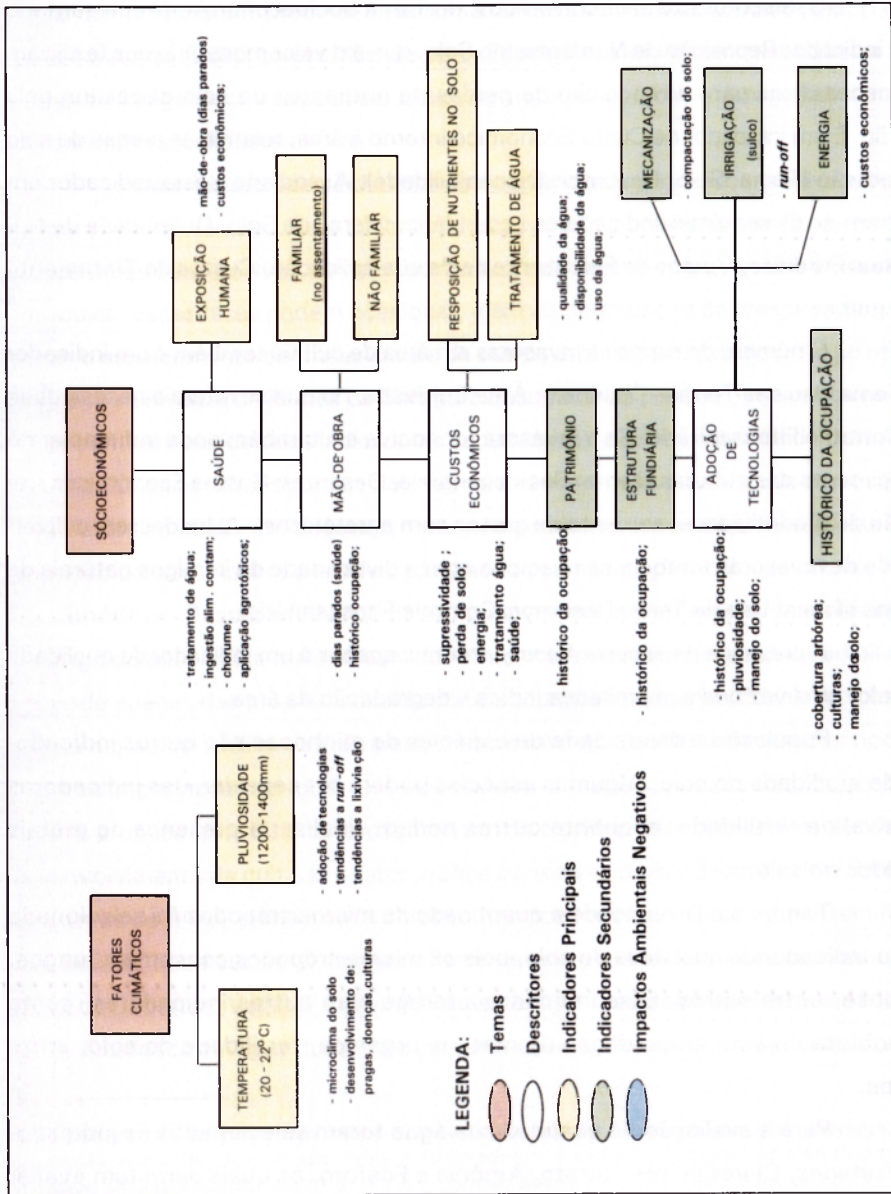


Fig. 1. Modelo Conceitual - Parte 1.

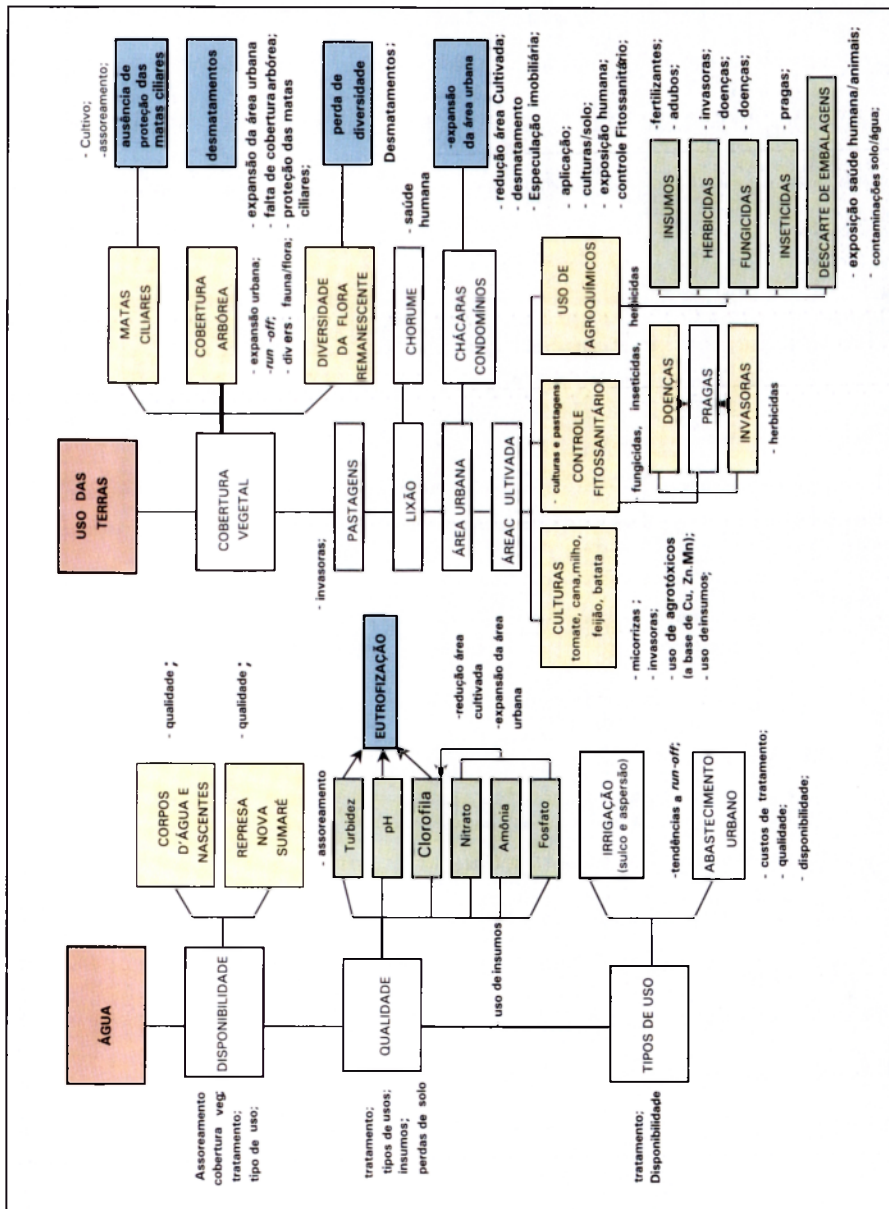


Fig.2. Modelo Conceitual - Parte 2

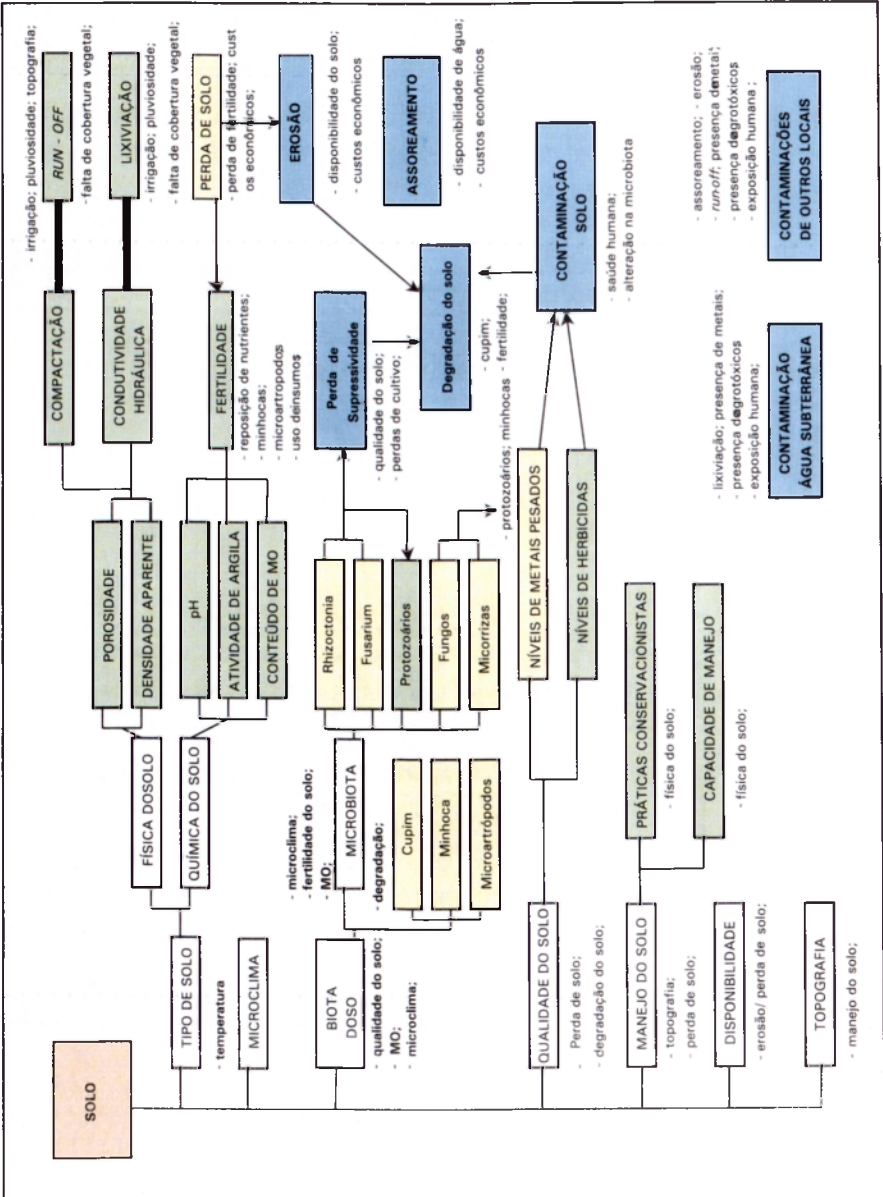


Fig.3. Modelo Conceitual - Parte 3.

o nível de eutrofização. A turbidez pode indicar assoreamento e, portanto, a ocorrência de perdas de solos. A presença de nitrato e de fosfato em níveis não recomendados, indica perda de solo e, indiretamente, aponta a má utilização de insumos agrícolas. Esses indicadores - presença de nitrato, fosfato e turbidez - também se relacionam com a taxa de crescimento populacional de algas.

O indicador Custo ambiental decorrente da contaminação dos corpos d'água e nascentes pertence ao Tema socioeconomia e se relaciona diretamente ao uso, qualidade e disponibilidade de água. Este indicador também se relaciona com indicadores de perda e supressividade do solo, saúde do homem e custos econômicos de tratamento, e recuperação da qualidade da água.

Referências

- ASSIS, A.G. Alimentação de vacas leiteiras na zona da mata de Minas Gerais. I. Descrição de um modelo conceitual. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 19, n. 8, p. 1027-1037, 1984.
- BAICU, T.; GHERASIM, V.F. Trophic relationships in the onion agroecosystem: a conceptual model. *Buletinul de Protectia Plantelor*, n. 1, p. 43-54, 1994.
- BALENT, C.; STAFFORD-SMITH, D.M. *Conceptual model for evaluating the consequences of management practices on the use of pastoral resources. Systems studies in agriculture and rural development. A selection of papers published by researchers in the Agrarian Systems and Development Department of INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) (1990-1994)*. Paris : INRA, 1993. p. 215-229.
- CAMINO, R.; MULLER, S. *Agricultura, recursos naturales y desarrollo sostenible: bases para establecer indicadores*. San Jose: IICA-GTZ, 1993.
- COODY, L.S. *A conceptual model for evaluating the materials and practices of the organic food industry*. S.l.: s.n., 1990. 39 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. *Desenvolvimento de metodologias para definição, monitoramento e avaliação de indicadores de sustentabilidade*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1994.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento e Avaliação de Impacto Ambiental. *Desenvolvimento de metodologias para definição, monitoramento e avaliação de indicadores de sustentabilidade*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1995. (Relatório de Projeto em Andamento).

ETCHEVERS, J.D.; RODRIGUEZ, J.; VILLEGAS, D.R. (Ed.). CONGRESO LATINOAMERICANO DE LA CIÊNCIA DEL SUELO, 11.; CONGRESO URBANO DE LA CIÊNCIA DEL SUELO, 2., 1993, Habana. *Memórias...* Habana, 1993. v.3. Fertilidad y uso de los fertilizantes, p. 952-954.

FURST, T.; CONNORS, M.; BISOGNI, C.A.; SOBAL, J.; FALK, L.W. Food choice: a conceptual model of the process. *Appetite*, v. 26, n. 3, p. 247-266, 1996.

GHINI, R. Supressividade de solos a fitopatógenos como indicador ambiental. *Brazilian Journal of Ecology*, v. 1, n. 1, p. 35-37, 1997.

LIMA, M.A.; VALARINI, P.J. Desenvolvimento de modelo conceitual metodológico de análise de impacto ambiental em áreas de agricultura irrigada. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 11., 1996, Campinas. *Anais...* Campinas : UNICAMP/ABID, 1996. p. 427-446.

McFARLANE, R.W. *A conceptual model of the Galveston Bay ecosystem*. Galveston Bay: National Estuary Program, 1993. 1 p.

MENKE, J. *Identificação e caracterização dos tipos de solos da área de estudo*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1995.

MULLER, S. Desenvolvimento sustentável. In: WORKSHOP PARA ELABORAÇÃO DO PROJETO INDICADORES DA EMBRAPA MEIO AMBIENTE, 1993, Jaguariúna. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1993. Texto recuperado de palestra proferida em 10/11/93.

MILTON, S.J.; DEAN, R.J.; DU PLESSIS, M.A.; SIEGFRIED, W.R. A conceptual model for arid rangeland degradation. *Bioscience*, v. 44, n. 2, p.70-76, 1994.

NELSON, M. A conceptual model for synergetic management of savana regions. In: INTERNATIONAL SAVANA SYMPOSIUM, 1984, Brisbane, Australia. *Abstracts...* Brisbane: Australian Academy of Science, 1985. p. 190-192.

NIELSEN, M.G. *Geohydrology, water quality and conceptual model of the hydrologic system Saco Landfill area, Saco, Maine*. Augusta: U.S. Geological Survey: EPA, Region 1. Augusta, 1995. 94 p.

ORAMS, M.B. A conceptual model of tourist-wildlife interaction: the case for education as a management strategy. *Australian Geographer*, v. 27, n.1, p. 39-51, 1996.

PONCE, V.M.; SHETTY, A.V. A conceptual model of catchment water balance: 1. Formulation and calibration. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 173, n. 1-4, p. 27-40, 1995a.

PONCE, V.M.; SHETTY, A.V. A conceptual model of catchment water balance: 2. Application to runoff and baseflow modeling. *Journal of Hydrology*, Amsterdam, v. 173, n. 1-4, p. 41-50, 1995b.

SPALING, H.; SMITH, B. A conceptual model of cumulative environmental effects of agricultural land drainage. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, v. 53, n. 2, p. 99-108, 1995.

3

Erosão do Solo: Indicadores Físicos e Econômicos

*João Fernando Marques
Francisco Lombardi Neto
Andrea Álvaro Alberto Bacellar*

Resumo	131
Summary	132
Introdução	133
Metodologia	134
Equação Universal de Perdas de Solo - EUPS	134
Equação Universal de Perdas de Solo Modificada - MEUPS	136
Perdas de nutrientes	137
Custo de reposição	138
Resultados	139
Discussão	145
Conclusões	150
Referências	151

Resumo

O objetivo deste trabalho foi realizar uma avaliação física e econômica das perdas de solo em duas áreas distintas da Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré- SP: a área do Assentamento, marcadamente de agricultura familiar, e a ocupada por uma agricultura tipo empresarial, denominada neste trabalho de Microbacia. As perdas de solo, estimadas pela Equação Universal de Perdas de Solo - EUPS, foram por volta de $70\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, isto é, $138.483\text{ t}\cdot\text{ano}^{-1}$ para a Microbacia e $92.70\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $20.023\text{ t}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o Assentamento, considerando as condições naturais relativas ao fator topográfico. Os resultados com o fator LS reduzido foram $22.08\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $45.705\text{ t}\cdot\text{ano}^{-1}$ para Microbacia e, $24.97\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $5\ 368.55\text{t}\cdot\text{ano}^{-1}$ para o Assentamento. As amostras de solo foram coletadas para se determinar as perdas de nutrientes bem como as necessidades de reposição de fertilizantes para a área. Em termos econômicos a alteração no fator topográfico, do natural para o reduzido, resultou em uma economia para a área toda de R\$170.000,00 por ano, sendo R\$149.697,00 referentes à Microbacia e R\$21.353,00 ao Assentamento.

Summary

The purpose of this work was to evaluate physical and economic losses due to soil erosion. In order to estimate physical and economic losses the Universal Soil Loss Equation, USLE, and the replacement cost approach were used. For the LS factor, two conditions were considered, natural LS and reduced LS. USLE demonstrates that soil losses are around $70 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ i.e. $138\,483 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ for the Microbasin and $92.70 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ and $20.023 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ for the family system. The reduced LS results were $22.08 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ and $45.705 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ for Microbasin and $24.97 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ and $5\,368.55 \text{ t} \cdot \text{year}^{-1}$ for the family system. Soil samples were collected and nutrient contents were determined as well as nutrient and fertilizer losses for the area. Translated into economic terms, changing from natural LS to reduced LS resulted in total savings of R\$170 000.00 per year, i.e. R\$149.697,00 for Microbasin and R\$21.353,00 for the family system.

Introdução

A recuperação e conservação dos recursos naturais renováveis - solo, água, flora e fauna - devem ser realizadas de maneira abrangente e integrada, no sentido de que os fatores econômicos, sociais, físicos e biológicos possam contribuir para tais propósitos.

A gestão integrada dos recursos pressupõe a solução de conflitos na busca de interesses comuns dos atores sociais envolvidos, a presença de características físicas similares, a percepção dos fatores críticos e a cristalização de elementos objetivos para a solução dos conflitos, além de um processo decisório aceito pela comunidade envolvida.

É inquestionável a importância da conservação e recuperação do solo, bem como a conservação da qualidade da água para todos os integrantes de uma bacia hidrográfica.

Assad & Sano (1993) enfatizaram que a unidade geográfica ideal para programação de uso e manejo dos recursos naturais renováveis é a bacia hidrográfica, definida como a região de contribuição para um determinado curso d'água.

A integração de dados e informações sobre os aspectos fisiográficos e socioeconômicos de uma bacia hidrográfica permite que se obtenha diversos resultados de interesse. Para este fim, a utilização de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) oferece grandes vantagens. O SIG tem como principal função armazenar, recuperar e analisar mapas, realizando combinações destas informações. Os cruzamentos automatizados de informação oferecem, além de uma elevada exatidão do produto final, uma grande economia de tempo em relação aos métodos de análise tradicionais. Ou seja, o planejamento de manejo e conservação de solo e água de uma bacia pode ser executado com maior precisão e rapidez por meio do SIG.

Segundo Chaves (1996), os modelos matemáticos de predição de erosão são ferramentas poderosas na pesquisa e nas práticas agrícolas pois, aplicados a situações de campo, tais modelos auxiliam na determinação das práticas conservacionistas e dos manejos mais indicados para os diferentes cenários de aplicação.

Para este estudo separou-se o Assentamento do restante da Microbacia, e estas duas áreas foram tratadas isoladamente. Esta distinção tornou-se necessária em função das diferenciadas características socioeconômicas existentes entre as duas áreas. Na área do Assentamento predomina a produção tipicamente familiar e no restante da Microbacia a exploração agrícola, tipo empresarial. Denomina-se neste trabalho Assentamento I a porção da área ocupada pela agricultura familiar, e de Microbacia o restante.

Metodologia

Com o finalidade de estimar as perdas físicas do solo na Microbacia do Córrego Taquara Branca foi utilizada a Equação Universal de Perdas de Solo - EUPS. Para o calculo do valor econômico da erosão do solo utilizou-se o método do custo de reposição.

Equação Universal de Perdas de Solo - EUPS

A Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS) é utilizada para estimar perdas de solo devido a erosão laminar. Originalmente desenvolvida por Wischmeier & Smith (1978) foi adaptada às condições do Estado de São Paulo por Bertoni & Lombardi Netto (1990).

Os parâmetros da EUPS são:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

em que:

A = Perdas de Solo (ton/ha/ano)

R = Erosividade (poder erosivo das chuvas) (MJ.mm/ha.h.ano)

K = Erodibilidade do solo (susctibilidade dos solos à erosão) (t.h/mj.mm)

LS = Fator topográfico - comprimento de rampa e declividade (adimensional)

C = Fator uso/cobertura vegetal e manejo (adimensional)

P = Fator práticas conservacionistas (adimensional)

Fator R - Erosividade da chuva

O Fator R foi calculado pela equação desenvolvida por Lombardi Netto & Moldenhauer (1990), que utilizaram 22 anos de registros de precipitação pluviométrica para a região de Campinas de 22 anos, estabelecendo a seguinte equação:

$$R = 89,823(r^2 / P)^{0,759} \quad (2)$$

onde:

R = erosividade da chuva (MJ.mm/há¹.h⁻¹)

r = precipitação média mensal (mm)

P = precipitação média anual (mm)

Fator K - Erodibilidade do solo

Bertoni & Lombardi Netto (1990) estimaram o fator K para os principais solos paulistas. No presente trabalho, o fator erodibilidade foi calculado pelos valores de K representativos para cada unidade de solo existente no Assentamento e na Microbacia ponderado pela área ocupada pela unidade.

Fator LS - Comprimento e grau de declividade

Para o cálculo do fator LS, Bertoni & Lombardi Netto (1990) desenvolveram para os solos do Estado de São Paulo, em talhões de diferentes comprimentos, a seguinte equação:

$$LS = 0,00984 C^{0,63} D^{1,18} \quad (3)$$

em que

LS = fator topográfico

C = comprimento de rampas em metros

D = grau de declive em porcentagem

Fator C - Uso e manejo

As variáveis uso e manejo são avaliadas em conjunto. Desta forma, diferentes combinações dessas variáveis apresentam diferentes efeitos nas perdas de solo.

Bertoni & Lombardi Netto (1990) obtiveram a relação entre o uso e manejo e as perdas de solo por meio de parcelas experimentais para diferentes culturas e tipos de manejo no Estado de São Paulo.

Fator P - Práticas conservacionistas

Este fator mede a relação entre a perda de solo e determinada prática conservacionista com a correspondente perda quando a cultura está implantada no sentido do declive (Wischmeier & Smith, 1978).

Plantio em contorno, terraceamento, plantio em faixas de contorno, e alternâncias de capinas são as práticas conservacionistas mais comumente utilizadas em culturas anuais. Para o presente estudo considerou-se duas situações distintas em relação a este fator, ou seja, LS sem e com curvas de nível.

Equação Universal de Perdas de Solo Modificada - MEUPS

A MEUPS (EUPS Modificada) leva em consideração a expectativa de escoamento superficial das águas pluviais (*run-off*) substituindo na EUPS o fator R, erosividade das chuvas, pelo $Q \cdot qp$ (Pinto, 1993).

O modelo MEUPS usado neste trabalho refere-se a formulação apresentada por Lombardi Netto (sd), como segue:

$$S = 89,6 \cdot (Q \cdot qp)^{0,56} \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (4)$$

em que:

S = aporte de sedimentos de uma chuva individual numa determinada bacia hidrográfica, em toneladas.

Q = volume de escoamento superficial em m^3 .

qp = vazão pico em m^3/s .

K, LS, C e P como definido em (1).

Os fatores K, C, P e LS são os mesmos utilizados pela EUPS, enquanto Q, qp e S foram calculados com o auxílio de um software específico¹, a partir da entrada dos seguintes dados:

- fatores comuns à EUPS (K, LS, C, P);
- curva-número média da região;
- declividade média (m/m);
- comprimento máximo da rede de drenagem (m);
- área da bacia de drenagem (ha), e;
- características de uma determinada precipitação (no caso, trabalhou-se com a média da região).

Perdas de nutrientes²

Diversas são as causas das perdas de nitrogênio do solo, destacando-se no entanto, a erosão, lixiviação e volatilização. As quantidades de nitrogênio que um solo perde por erosão dependem de inúmeros fatores, tais como declive, duração e intensidade das chuvas, teor de N existente no solo, permeabilidade, cobertura vegetal, práticas agrícolas e outros. As perdas de nitrogênio causadas pela erosão são significativas porque a maior parte desse nutriente encontra-se nas camadas superficiais do solo, as mais susceptíveis à erosão laminar.

As perdas de fósforo (P) podem ser causadas pela lixiviação e pela erosão. Enquanto as perdas por lixiviação são desprezíveis - o íon fosfato tem baixa mobilidade -, as perdas por erosão podem tornar-se elevadas, principalmente em regiões com altos índices pluviométricos.

As perdas de potássio (K) devem-se sobretudo à lixiviação e à erosão e estão relacionadas com a textura do solo, capacidade de troca catiônica e de fixação de K. Em certos casos a erosão superficial pode causar grandes perdas de K na medida em que remove também os fertilizantes adicionados ao solo e à matéria orgânica existente.

¹ Disponível no Centro de Solos e Recursos Agroambientais, Unidade de Fotointerpretação do Instituto Agronômico de Campinas, IAC.

² Esta parte do trabalho apoiou-se em Ferraz de Mello et al. (1989).

O cálcio (Ca) é removido do solo predominantemente por lixiviação e erosão. No entanto, as perdas por erosão dependem da precipitação pluviométrica, declividade do terreno, estrutura do solo e práticas conservacionistas. Semelhantemente aos demais nutrientes do solo, as perdas de magnésio (Mg) se dão por lixiviação e erosão. As perdas de Mg pela erosão, claramente, dependem da intensidade do processo erosivo mas também da declividade e da riqueza do solo em Mg.

Custo de reposição

O método do custo de reposição associa diretamente alterações na qualidade do ambiente com as ocorridas na produtividade dos fatores e no produto físico final da atividade econômica, resultando em modificações nos custos de produção e nas receitas ou benefícios obtidos pelas unidades econômicas que recebem os impactos ambientais.

Os custos econômicos causados pela erosão no Brasil utilizando os resultados da EUPS e o conceito de custo de reposição de fertilizantes podem ser encontrados em Bastos Filho (1995); Cavalcanti (1995); Fernandes (1997); Marques (1998); Ortiz López (1997).

Os custos foram calculados utilizando-se as perdas de solo estimadas pela EUPS transformadas em perdas de nutrientes, conforme a composição do solo e sua correspondência em perdas de fertilizantes. Considerou-se que toda a perda de terra representa também uma perda de nutrientes e uma correspondente perda em fertilizantes.

Portanto, as estimativas dos valores econômicos, através do método do custo de reposição, implicou em conhecer o teor de nutrientes do solo do Assentamento e da Microbacia. As transformações das perdas de solo em nutrientes perdidos tomaram por base as análises de 106 amostras compostas de solo, coletadas na área da Microbacia e do Assentamento. Foram determinados os teores de matéria orgânica (que serviu de base para determinação do teor de nitrogênio)³, fósforo, potássio, cálcio e magnésio.

³ Foi utilizada a relação: Matéria Orgânica = N x 0,20, sugerida em Ferraz de Mello et al. (1989).

Para efeito das estimativas subseqüentes foi considerado que as quantidades de nutrientes determinadas a partir dos teores existentes no solo do Assentamento e da Microbacia, seriam perdidas e deveriam ser repostas na sua totalidade pelos agricultores na forma de fertilizantes.

Resultados

A primeira etapa do trabalho consistiu da atualização dos mapas de uso da Microbacia e do Assentamento. O levantamento dessas informações foi feito através de visitas ao local para levantamento visual e entrevistas com os proprietários. Os novos dados foram digitalizados, tendo-se como referência os mapas elaborados por Menk (1995).

O procedimento para a determinação da perda de solo e da geração de sedimentos, através da EUPS e da MEUPS, respectivamente, consistiu em calcular a média (ponderada pela área) de cada fator componente dessas equações, para a Microbacia e para o Assentamento, separadamente. Desta forma, o resultado obtido é uma média representativa de cada área sob estudo.

Fator Erosividade (R)

Tendo em vista que a área sob estudo é relativamente pequena, em termos anuais foi considerado um fator R único para toda a área.

Este fator foi obtido utilizando-se os registros pluviométricos mantidos pela estação meteorológica de do IAC em Campinas, e segundo o modelo proposto por Lombardi Netto & Moldenhauer (1990), como pode ser visto na Tabela 1.

O fator R encontrado, 6828 MJ.mm/ha.h.ano, conforme Tabela 1, foi utilizado tanto para a área ocupada pela Microbacia quanto pelo Assentamento.

$$R \text{ Microbacia} = R \text{ Assentamento} = 6828$$

Tabela 1. Índices de precipitação e erosividade para a região da Microbacia do Córrego Taquara Branca.

Mês	Precipitação mm	Precipitação nº Dias mm	t.h/MJ _{mm}	Erosividade	
				%	acum %
Julho	36,8	4,2	88	1,3	1,3
Agosto	37,4	4,3	91	1,3	2,6
Setembro	65,6	7,3	213	3,1	5,7
Outubro	123,6	10,1	557	8,2	13,9
Novembro	137,5	11,4	654	9,6	23,5
Dezembro	217,1	16,1	1309	19,2	42,7
Janeiro	240,2	13,5	1526	22,4	65,0
Fevereiro	190,9	13,5	1077	15,8	80,8
Março	147,3	11,2	727	10,6	91,4
Abril	71,0	6,4	240	3,5	94,9
Mai	65,1	6,0	210	3,1	98,0
Junho	48,7	5,0	135	2,0	100,00
Total	1381,2	111,7	6828	100,00	

Fator Erodibilidade (K)

No presente trabalho a erodibilidade foi estimada para cada unidade de solo da Microbacia e do Assentamento, conforme Tabela 2, utilizando-se dos resultados obtidos por Bertoni & Lombardi Neto (1990) para os principais solos paulistas.

Tabela 2. Fator K para a Microbacia e Assentamento.

Unidade de solo	Fator K	Microbacia	Assentamento
		Área (ha)	
LE1 + LRd	0,0151	10,23	37,78
LE1	0,0167	83,49	35,64
LE2	0,0175	50,8	27,50
LE3	0,0223	5,98	4,00
LV1	0,0246	128,11	7,78
LV2	0,0132	549,00	-----
LV3	0,0172	44,01	23,21
PV1	0,0280	294,34	66,65
PV2	0,0462	612,47	-----
PV3	0,0462	23,85	-----
Li	0,0302	11,79	-----
Hi	0,0302	11,64	-----
PV3 + PV2	0,0462	36,31	-----
LV3 + Lv2	0,0156	15,79	-----

K Microbacia = 0,0250

K Assentamento = 0,0193

Fator Topográfico (LS)

O fator topográfico é uma composição da declividade e do comprimento de rampa, conforme a equação (2). A declividade é calculada através do comando SURFACE-SLOPE, que gera um mapa da área com os declives em porcentagem. O comprimento de rampa foi obtido segundo método desenvolvido por Rocha et al. (1996). Assim, a partir do modelo digital de elevação, gerou-se os mapas contendo declividade em graus e direção de rampa (comando SURFACE). Estes mapas foram reclassificados da seguinte forma: declives de 0 a 3 %, de 3 a 6 %, de 6 a 9 %, de 9 a 12 %, de 12 a 18 % e maior que 18 %. O resultado do cruzamento (CROSSTAB) destes mapas fornece alturas de rampas. Usando-se este resultado como referência, foi possível obter dados da diferença de altura na rampa e o seu ângulo médio de declividade (EXTRACT). O comprimento de rampa é obtido, então, dividindo-se a altura da rampa pelo seno de sua declividade, gerando um mapa de resultados.

Após as operações para cálculo de LS, o mapa obtido foi reclassificado (RECLASS) para os intervalos acima definidos. Um arquivo com o valor médio de cada categoria foi atribuído àquele mapa. Também foram obtidas as áreas de cada intervalo, e então, após a multiplicação (OVERLAY), o resultado foi um mapa com áreas ponderadas, para cada parte estudada. As operações necessárias foram realizadas em IDRISI (Eastman, 1993;1997).

Seguindo-se o procedimento já descrito para o cálculo de K, chegou-se aos seguintes valores de LS:

Microbacia = 4,0782

Assentamento = 5,3294

Fator Cobertura vegetal e manejo (C)

Este fator mede a relação entre as perdas de solo em uma área cultivada em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno continuamente cultivado. As variáveis uso e manejo não são avaliadas independentemente. Diferentes

combinações dessas variáveis apresentam diferentes efeitos nas perdas de solo. Definiu-se, com base no levantamento realizado em 1996, o uso e ocupação do solo no Assentamento e na Microbacia. Bertoni & Lombardi Neto (1990) obtiveram valores de C para diferentes culturas e manejo para o Estado de São Paulo. Os valores do "fator C" variam de 0 a 1 numa escala crescente de perdas de solo (Tabela 3).

Tabela 3. Fator C para Microbacia e Assentamento.

Uso do solo	Microbacia	Assentamento	Fator C
	Área		
Cana-de-açúcar	629,57	-----	0,110
Caqui	35,55	-----	0,130
Pasto	528,44	29,80	0,200
Milho	149,83	17,35	0,115
Hortaliças	77,09	92,80	0,150
Eucalipto	70,92	-----	0,047
Café	17,06	17,44	0,130
Banana	24,10	26,37	0,130
Mandioca	8,93	8,25	0,760
Mata	5,33	-----	0,00004
Capoeira	34,47	-----	0,00004
Açudes	3,12	-----	-----
Não registrada	55,96	-----	-----
Área urbana	183,31	13,51	0,850
Arroz	-----	3,99	0,470
Pousio	-----	15,63	0,050
Cultura consorciada	-----	3,47	0,100
Desmatamento	39,51	-----	0,750

Atribuindo arquivos de valores com os dados acima relacionados aos mapas de uso da terra do Assentamento e da Microbacia, e seguindo o método já descrito para o cálculo de K, foram obtidos os valores médios ponderados de C para a Microbacia e para o Assentamento, individualmente.

$$C \text{ Microbacia} = 0,155$$

$$C \text{ Assentamento} = 0,213$$

Fator Práticas Conservacionistas (P)

O fator P mede a relação entre perda de solo e determinada prática de conservação e a perda resultante quando a cultura está implantada no sentido do declive. Assim, o fator P irá variar de acordo com a declividade. Nesta região pode-se observar o uso de práticas simples de conservação, como o plantio em contorno, por exemplo. Sete classes de declividade foram associadas à área e esta foi reclassificada atribuindo-lhes valores médios de P (Tabela 4). Fazendo a ponderação de áreas obteve-se os seguintes resultados para P Microbacia e Assentamento = 0,62.

Tabela 4. Fator P para a Microbacia e Assentamento.

Declividade	Fator P*	Classe	Valor Médio
1	0,62	1	
2	0,56	1	0,57
3	0,53	1	
4	0,51	2	
5	0,50	2	0,51
6	0,51	2	
7	0,54	3	
8	0,57	3	0,57
9	0,61	3	
10	0,65	4	
11	0,70	4	0,70
12	0,75	4	
13	0,79	5	
14	0,84	5	0,84
15	0,88	5	
16	0,92	6	
17	0,94	6	0,94
18	0,96	6	
19	0,98	7	1
> 20	1	7	1

Curva Número (CN)

O parâmetro CN é estimado a partir de informações de manejo, permeabilidade e umidade do solo (Lombardi Neto, sd). Quanto maior for a curva número, maior será o potencial de escoamento superficial.

A Tabela 5 apresenta a CN para os usos de solo encontrados na Microbacia e no Assentamento, para as quatro classes hidrológicas de solo, nas condições normais de umidade.

Tabela 5. Curva-número para os solos da Microbacia e Assentamento.

Uso do solo	CN por Classes Hidrológicas do Solo			
	A	B	C	D
Vegetação natural	27	43	57	66
Reflorestamento	36	60	73	79
Pastagem	49	69	79	84
Frutíferas e café	56	67	79	79
Cana-de-açúcar	58	72	81	85
Culturas anuais	67	78	85	89
Área urbana	72	82	87	89
Solo nu	77	86	90	94
Pousio	70	79	85	89

Para o cálculo da curva número média, o primeiro passo foi fazer o cruzamento (CROSSTAB) dos mapas contendo tipos de solo e uso da terra, para o Assentamento e a Microbacia. A resultante mostrou todas as combinações existentes destas duas categorias. Devido ao grande número de categorias geradas (75 para o Assentamento e 80 para a Microbacia), as áreas foram relacionadas com os valores de CN discriminados acima. Este procedimento simplificou bastante o trabalho de cálculo das áreas ponderadas por CN e da CN médio, e os resultados obtidos foram:

$$\text{CN Microbacia} = 66,6$$

$$\text{CN Assentamento} = 66,8$$

Estimativas de perdas de solo - EUPS E MEUPS

Para a Microbacia as perdas de solo calculadas por meio da EUPS foram as seguintes: 66,9t/ha/ano e 138.483t/ano. As estimativas referentes ao Assentamento atingiram 92,7t/ha/ano e 20.023t/ano. Estes valores elevados devem-se à marcante presença dos podizólicos, tanto na Microbacia quanto no Assentamento e, aos valores de K à este solo associado bem como às condições naturais de declividade da área.

A geração de sedimentos obtida por meio da MEUPS foi de 207,9t/chuva para a Microbacia e 35,3t/chuva para Assentamento. Contudo, há, que se ressaltar que testes efetuados com variação de duração de chuva e curva número mostraram que, enquanto o volume da chuva influencia muito o aporte de sedimentos, a sua duração altera pouco os resultados. Assim, ao se usar o valor médio de precipitação da região, obteve-se um valor aproximado da erosão para qualquer tempo de duração de chuva.

Discussão

Os valores estimados por ambas as equações podem ser considerados bastante altos, acima da tolerância média de perda de solos para a região.

Os custos econômicos totais das perdas de nutrientes, por ano, para o Assentamento e para Microbacia foram estimados por volta de R\$ 21.350,00 e R\$ 150.000,00, respectivamente, considerando-se o fator LS natural para a região (Tabela 6).

Ao ajustar o fator LS segundo as práticas conservacionistas existentes, os custos de reposição estimados para o Assentamento e para a Microbacia caíram para R\$5.700,00/ano e 49.000,00/ano, respectivamente.

Tabela 6. Perdas de solo, nutrientes, fertilizantes e custo de reposição - Fator LS natural para Microbacia e Assentamento.

		MICROBACIA		ASSENTAMENTO		TOTAL	
Área (ha)	2.070,00		216,00		2.286,00		
EUPS	t/ha/ano	t/ano	t/ha/ano	t/ano	t/ha/ano	t/ano	
Perdas de solo	66,9	138.483,00	92,7	20.023,00	69,34	158.506,00	
Nutrientes	kg/ha/ano	Kg/ano	kg/ha/ano	kg/ano	kg/ha/ano	kg/ano	
N	70,04	144.991,70	95,37	20.605,80	72,44	165.597,50	
P	0,33	692,42	1,05	227,40	0,40	919,81	
K	8,03	16.617,96	8,40	1.815,80	8,06	18.433,76	
Ca	34,12	70.626,33	75,26	16.261,10	38,01	86.887,43	
Mg	8,70	18.002,79	10,23	2.210,00	8,84	20.212,79	
Fertilizantes	kg/ha/ano	t/ano	kg/ha/ano	kg/ano	kg/ha/ano	kg/ano	
Uréia (45%)	155,50	321.881,58	211,71	45.744,87	160,81	367.626,44	
Superfosfato simples	1,86	3.849,83	5,85	1.264,33	2,24	5.114,15	
Cloreto de potássio	13,33	27.585,81	13,95	3.014,22	13,39	30.600,04	
Calcário dolomítico Ca	89,73	185.747,25	197,93	42.766,69	99,96	228.513,94	
Calcário dolomítico Mg	22,87	47.347,34	26,90	5.812,31	23,25	53.159,64	
Custo*	R\$/ha	R\$/ano	R\$/ha	R\$/ano	R\$/ha	\$/ano	
Uréia(45%)	65,31	135.190,26	88,92	19.212,84	67,54	154.403,11	
Superfosfato simples	0,41	846,96	1,29	278,15	0,49	1.125,11	
Cloreto de potássio	4,80	9.930,89	5,02	1.085,12	4,82	11.016,01	
Calcário dolomítico Ca	1,44	2.971,96	3,17	684,27	1,60	3.656,22	
Calcário dolomítico Mg	0,37	757,56	0,43	93,00	0,37	850,55	
Total	72,32	149.697,63	98,83	21.353,38	74,32	171.051,01	

As perdas de solo tanto para Microbacia como para o Assentamento, estão muito acima dos valores esperados para as classes de solo, clima, condições topográficas da Microbacia como um todo. Surge então a necessidade de se adotar hipóteses mais realistas para as condições locais (Tabela 7).

Tabela 7. Perdas de solo, nutrientes, fertilizantes e custo de reposição - Fator LS ajustado às condições de Assentamento e da Microbacia.

		Microbacia		Assentamento		Total	
Área (ha)		2.070,00		216,00		2.286,00	
EUPS	t/ha/ano		t/ano	t/ha/ano	t/ano	t/ha/ano	t/ano
Perdas de solo	22,08	45.705,6	24,97	5.368,55	22,34	51.074,15	
Nutrientes	kg/ha/ano	kg/ano	kg/ha/ano	Kg/ano	kg/ha/ano	kg/ano	
N	23,12	47.853,76	25,57	5.524,81	23,35	53.378,57	
P	0,11	228,53	0,28	60,97	0,13	289,50	
K	2,65	5.484,67	2,25	486,85	2,61	5.971,52	
Ca	11,26	23.309,86	20,18	4.359,51	12,10	27.669,77	
Mg	2,87	5.941,73	2,74	592,54	2,86	6.534,27	
Fertilizantes	kg/ha/ano	kg/ano	kg/ha/ano	kg/ano	kg/ha/ano	Kg/ano	
Uréia (45%)	51,32	106.235,35	56,76	12.265,00	51,84	118.500,43	
Superfosfato simples	0,61	1.270,62	1,57	333,94	0,70	1.609,61	
Cloreto de potássio	4,40	9.104,56	3,74	808,17	4,34	9.912,73	
Calcário dolomítico Ca	29,62	61.304,92	53,07	11.466,57	31,83	72.771,49	
Calcário dolomítico Mg	7,55	15.626,74	7,21	1.558,39	7,52	17.185,14	
Custo	R\$/ha	R\$/ano	R\$/ha	R\$/ano	R\$/ha	R\$/ano	
Uréia(45%)	21,55	44.618,85	23,84	5.151,33	21,77	49.770,18	
Superfosfato simples	0,14	279,54	0,35	74,58	0,15	354,11	
Cloreto de potássio	1,58	3.277,64	1,35	290,94	1,56	3.568,58	
Calcario dolomítico	Ca 0,47	980,88	0,85	183,47	0,51	1.164,34	
	Mg 0,12	250,03	0,12	24,93	0,12	274,96	
Total	23,87	49.406,93	26,50	5.725,25	24,12	55.132,18	

As sugestões de alterações com vistas a reduzir as perdas de solo concentram-se, basicamente, nos fatores relacionados ao uso do solo, cobertura vegetal e às práticas conservacionistas, uma vez que os demais parâmetros da EUPS e MEUPS são relativos ao meio físico e, portanto, mais difíceis de serem alterados.

No entanto, neste caso, principalmente para o Assentamento, a alteração de uso é muito difícil. A realidade de pequenos proprietários (lotes, em média, de 7ha) dificulta o trabalho com culturas menos agressivas ao meio. Comparando-se o mapa de uso atual com o mapa elaborado por Miranda (1995), é fácil verificar o expressivo aumento de áreas cultivadas com hortaliças: em 93, totalizavam 40ha, e na atualidade são 92ha. A tendência é que este número aumente com o incremento da irrigação, o que parece ser um caminho natural dentro da realidade socioeconômica dos proprietários e da região onde se encontra a Microbacia.

Assim, a alternativa resumiu-se em modificar o fator topográfico, que, depois do fator C, é o fator de maior influência no resultado da equação. O procedimento a ser adotado implica na limitação do comprimento das rampas de acordo com a declividade, o que na prática significa a construção de terraços. Cabe aqui uma observação importante: é possível que algumas das rampas geradas no mapa já estejam efetivamente fracionadas, seja pela existência de terraços, cordões de árvores ou outros tipos de construção. No entanto, a falta de um levantamento topográfico detalhado não permitiu mapear tais condições. Portanto, as estimativas de erosão sob a condição do fator LS natural resultaram em perdas superestimadas; as alterações no fator LS, apresentadas a seguir, procuram evidenciar uma situação o mais real possível para as áreas sob estudo. O procedimento adotado foi reclassificar o mapa de comprimentos de rampa (L) de acordo com o declive (S) (Tabela 8).

Recalculando o fator topográfico (LS) foram encontrados os seguintes valores
LS MICROBACIA = 1,35 e Assentamento = 1,44.

Tabela 8. Classes de declividade da área do Assentamento e da Microbacia.

Classe de declive (%) (S)	Dec. Médio	L (m)	LS	Assentamento (ha)	LS*área	Microbacia	LS*área
					Assentamento	(ha)	Microbacia
0 - 3	1,5	150	0,3730	18,04	6,7289	290,89	108,5020
3 - 6	3,5	100	1,0563	56,77	59,9661	656,86	693,8412
6 - 9	7,5	75	1,6101	68,83	110,8233	584,14	940,5238
9 - 12	11,5	50	1,8550	43,83	81,3047	286,20	530,9010
12 - 15	13,5	30	1,8087	18,38	33,2439	149,09	269,6591
15 - 18	16,5	20	1,7753	7,67	13,6165	67,81	120,3831
> 18	20	20	1,9673	2,97	5,8429	64,37	126,6351

Estes resultados mostram a importância do fator topográfico para a área sob estudo, no entanto, somente a alteração neste fator, embora provoque reduções significativas nas taxas de erosão, não mostrou ser suficiente para colocá-las nos limites de tolerância permitidos para as condições locais.

Com alteração no fator LS os resultados obtidos para a Microbacia foram os seguintes 22t/ha/ano e 45.705,6t/ano; e para o Assentamento, os resultados foram 25t/ha/ano e 5.368,55t/ano. As estimativas de aporte de sedimentos obtidos por meio da MEUPS para as mesmas condições de LS foram de 68,6t/chuva e 9,6t/chuva para a Microbacia e Assentamento, respectivamente.

Essa redução fez com que os gastos monetários necessários à reposição dos nutrientes também fossem reduzidos em valores expressivos. Os custos totais passaram de R\$171.051,00 para R\$55.132,00, apresentando uma redução de R\$115.919,00, ou 68% considerando-se a totalidade da Microbacia. Os custos de reposição passaram de R\$149.697,00 para R\$49.406,00 para a Microbacia e de R\$21.353,00 para R\$5.725,00 para a área do Assentamento. Portanto, os custos de reposição por hectare reduziram-se de R\$73,00 para R\$23,87 para a Microbacia e, R\$98,83 para R\$26,50 para a área do Assentamento. Como era de se esperar, na hipótese de redução nos comprimentos de rampa por meio de construção e ou recuperação das curvas de níveis do local, houve sensível redução nos custos.

Conclusões

A Microbacia do Taquara Branca é ocupada predominantemente por solos de textura média ou arenosa (70% do total), que apresentam susceptibilidade à erosão moderada ou elevada. Estas limitações aumentam em áreas com declividades mais acentuadas; no caso, quase 55% da Microbacia e 65% do Assentamento possuem declives de mais de 6%. Estas características, aliadas aos comprimentos de rampa muito grandes, produzem um Potencial Natural de Erosão variando de médio a alto em mais de 50% da região.

As perdas de solo, segundo ambas as equações utilizadas, encontram-se muito acima do limite médio tolerado pelos solos da região (aproximadamente 12t/ha/ano). Mais de 25% da área total segundo a EUPS, e mais de 40% segundo a MEUPS, possuem expectativa de erosão média ou alta. No caso do Assentamento, mais de 75% da área se enquadra nestas duas categorias. A principal dificuldade para se formular as recomendações de alteração do uso e ocupação agrícola do local são de ordem socioeconômica.

O Assentamento é uma área de agricultura familiar ocupada por 30 famílias com lotes de 7ha, em média. Dentro deste contexto, usos considerados "protetores" do solo como pasto ou cana são economicamente inviáveis, por não oferecerem um bom retorno financeiro, dada a escala de operação. A aptidão econômica parece ser a cultura de hortaliças que duplicou a área ocupada em apenas três anos. Com o aumento de áreas irrigadas este número deve crescer ainda mais num curto espaço de tempo. No restante da Microbacia, além das recomendações para a área agrícola, outros procedimentos devem ser adotados. Sendo assim, a melhor alternativa para conter a erosão é a diminuição dos comprimentos de rampa com a construção de terraços. Limitando estes comprimentos de acordo com a declividade, as perdas de solo são reduzidas em até 70%. Se, além desse procedimento, for incentivado o manejo das culturas pelo uso de plantio com cobertura morta e recomposição da mata ciliar, as perdas de solo atingirão níveis próximos aos da tolerância média dos solos da região. Nesta área, além dos problemas relacionados à área

agrícola são observados os avanços de loteamentos e o crescimento urbano em locais de risco para as nascentes e cursos d'água. Medidas que regulamentem o uso da terra nestes locais poderiam ser um grande passo no combate à erosão e na preservação dos recursos hídricos do município.

Os benefícios oriundos da construção dos terraços, por meio da redução nos custos de reposição, da ordem de 200% para a área da Microbacia e 272% para a área do Assentamento, permite concluir que as medidas necessárias são viáveis ao se ter em conta que a extensão dos benefícios é por um período prolongado. A redução nos custos de reposição dos nutrientes de R\$50,00/ha para a Microbacia e de R\$72,00/ha para o Assentamento, permite inferir que os custos totais evitados, em torno de R\$120.00,00/ano, são suficientes para fazer face às despesas necessárias à adoção de práticas conservacionistas. Isto pelo simples fato de que a vida útil, por exemplo, de um terraço é maior que o período de apenas um ano, como considerado na análise, implicando, portanto, na extensão dos benefícios por outros períodos de produção.

Se ainda for considerado que a redução dos impactos externos provenientes da redução das taxas de erosão geram benefícios adicionais, é bastante razoável esperar que os benefícios totais superem em muito, os custos totais das medidas conservacionistas.

Referências

ASSAD, E. D.; SANO, E. E. *Sistema de informação geográfica: aplicações na agricultura*. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1993.

BASTOS FILHO, G. *Contabilizando a erosão do solo: um ajuste ambiental para o produto bruto agropecuário paulista*. 1995. 127 p. Dissertação (Mestrado) - ESALQ, Piracicaba, 1995.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. Piracicaba: Livroceres, 1990. 392 p.

CAVALCANTI, J. E. A. Impactos econômicos das perdas de solo no vale do Rio São Francisco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA E SOCIOLOGIA RURAL, 33., 1995, Curitiba. *Anais...* Curitiba: SOBER, 1995. v. 2, p. 1097-1111.

CHAVES, H. M. L. Modelagem matemática de erosão hídrica: passado, presente e futuro. In: ALVAREZ V., V. H.; FONTES, L. E.; FONTES, M. P. F. (Ed.). *O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado*. Viçosa: UFV-DPS, 1996. p. 731-750.

EASTMAN, R. J. *Idrisi - Technical Reference, version 4.1*. Worcester: Clark University, Graduate School of Geography, 1993.

EASTMAN, R. J. *Idrisi for Windows - User's guide, version 2.0*. Worcester: Clark University, Graduate School of Geography, 1997. 316 p.

FERNANDES, E. N. *Sistema inteligente de apoio ao processo de avaliação de impactos ambientais de atividades agropecuárias*. 1997. 122p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

FERRAZ DE MELLO, F. M.; BRASIL SOBRINHO, M. C. B. ; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; COBRA NETTO, A.; KIEHL, J. C. 1983. *Fertilidade do solo*. São Paulo: Nobel, 1989. 400 p.

LOMBARDI NETO, F. *Equação universal de perda de solos modificada*. Campinas: IAC, s.d. mimeo.

LOMBARDI NETTO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3., 1990, Recife. *Anais...* Recife, 1990. p. 13.

MARQUES, J. F. Custos da erosão do solo em razão dos seus efeitos internos e externos à área de produção agrícola. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 36, n. 1, p. 71-80, 1998.

MENK, J. R. F. *Caracterização do meio físico da microbacia do Córrego Taquara Branca - Sumaré-SP*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1995. Documento interno.

MIRANDA, J. I. *Base cartográfica do meio físico da microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré-SP*. Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1995. Documento interno.

ORTIZ LÓPEZ, A. A. *Análise dos custos sociais e privados da erosão do solo – O caso do Rio Corumbataí*. 1997. 118 p. Tese (Doutorado) - ESALQ, Piracicaba, 1997.

PINTO, S. A. F. Análise comparativa da aplicação dos modelos musle e usle, com suporte de técnicas de geoprocessamento. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10., 1994, Campinas. *Anais...* Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1994. p. 164-165.

ROCHA, J. V.; LOMBARDI NETO, F.; BACELLAR, A. A. A. Metodologia para determinação do Fator Comprimento de Rampa (L) para Equação Universal de Perdas de Solo. In: SIMPÓSIO DE USUÁRIOS DE IDRISI, 1., 1996, Campinas. *Anais...* Campinas, 1996. p. 3-6.

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

4

Indicadores de Cobertura Vegetal

Ladislau Araújo Skorupa
Maria Lúcia Saito
Marcos Corrêa Neves

Resumo	157
Summary	158
Introdução	159
A cobertura vegetal	160
Importância física para o agroecossistema	160
Serviços ecológicos prestados ao agroecossistema	161
Indicadores de cobertura vegetal	162
O estudo da Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB)	164
Metodologias utilizadas	166
Resultados obtidos	169
Análise dos indicadores	173
Considerações finais	177
Referências	178

Resumo

Um dos primeiros impactos na transformação de um ecossistema natural em um agroecossistema é a redução na diversidade de organismos. A substituição da cobertura vegetal nativa para dar lugar a áreas para a produção de alimentos, fibras ou outros produtos promove impactos sobre os componentes bióticos e abióticos, causando uma diminuição da diversidade de nichos ecológicos e da diversidade florística, a simplificação da estrutura trófica e uma redução das interações entre os organismos associados à flora. Somando sua importância à conservação de recursos naturais básicos, como o solo e a água, a cobertura vegetal é um componente essencial no agroecossistema dentro de uma perspectiva de desenvolvimento sustentável. Na Microbacia do Córrego Taquara Branca foram analisados os indicadores de estado “cobertura arbórea total”, “presença de matas ciliares”, “diversidade da flora arbórea nativa”, e “grau de proteção das nascentes por cobertura vegetal”. As metodologias empregadas para a obtenção dos indicadores são apresentadas, bem como sugestões de indicadores de monitoramento a serem utilizados em uma fase de intervenção.

Summary

One of the first results of the transformation of a natural ecosystem in an agroecosystem is the reduction of organism diversity. An important stage in this process is the substitution of the native vegetation covering by areas destined for the production of foods, fibers or other products. This process promotes an impact on the biotic and abiotic components, causing a consequent decrease in the diversity of ecological niches and in the floristic diversity, resulting in the simplification of the trophic structure and reduction in the interactions of organisms associated with flora. In addition to the importance of the conservation of basic natural resources, such as soil and water, the vegetal covering is an essential component in agroecosystems when considered from the sustainable development point of view. The indicators studied in the Córrego Taquara Branca Microbasin were arboreal covering, presence of riparian forests, floristic diversity of natural forest and the degree of protection of springs by vegetation covering. Suggestions for monitoring indicators during an intervention phase are also presented.

Introdução

Um dos primeiros resultados da transformação de um ecossistema natural em um agroecossistema é a redução da diversidade de organismos. Esse processo tem início com a substituição parcial da cobertura vegetal nativa por áreas de culturas ou pastagens necessárias para a produção de alimentos, fibras ou de outros produtos. A remoção da cobertura vegetal original, quase sempre expressiva e paulatina, causa uma conseqüente diminuição da diversidade de nichos ecológicos e freqüentemente da diversidade florística, implicando na simplificação da estrutura trófica e das interações de um grande número de organismos associados à flora. Como conseqüência, os mecanismos de auto-regulação presentes nos ecossistemas naturais são afetados havendo a necessidade de uma interferência externa constante na reposição de insumos básicos para a produção e no controle do tamanho populacional de alguns organismos. Essa interferência externa se dá por meio do fornecimento de subsídios extras de energia - além do fornecido pela fonte básica, a energia solar - para a manutenção dos processos produtivos (sementes, agrotóxicos, fertilizantes, combustíveis, entre outros) (Conway, 1987; Gleissman, 1990; Odum 1983).

Dessa forma, as alterações sofridas pelo ecossistema nesse processo de transformação têm conseqüências diretas e inevitáveis nos componentes bióticos e abióticos do sistema. Considerando que estes são interdependentes e se interagem constantemente na busca de um equilíbrio dinâmico (Gleissman, 1990), eventuais desequilíbrios em um de seus componentes têm repercussões em cadeia no restante do sistema. Ou de outra forma, tanto os elementos produtores (autotróficos), como os consumidores (heterotróficos) estão intimamente relacionados entre si e estes com os elementos abióticos, como a água, luz, temperatura, entre outros. Assim sendo, o sistema só pode permanecer estável e produtivo - sustentável - se consideradas as relações tróficas em operação e os limites impostos pelos recursos físicos disponíveis. Os reflexos do não reconhecimento dessas relações são expressos ao longo do tempo com a diminuição da produtividade, da renda e do bem-estar da comunidade.

A cobertura vegetal

Como cobertura vegetal são consideradas a vegetação presente nas reservas florestais - incluindo as áreas de preservação permanente - reflorestamentos, aquela ocupada pelas culturas (perenes ou não), pastagens, a constituinte de cercas vivas e quebra-ventos, e pelas plantas invasoras.

Embora de maneira artificial, a importância da cobertura vegetal pode ser descrita de duas formas: em termos de sua importância como componente físico, e em termos dos serviços ecológicos prestados ao agroecossistema.

Importância física para o agroecossistema

A importância da cobertura vegetal como elemento físico do agroecossistema se relaciona, basicamente, à proteção do solo e dos recursos hídricos, e à proteção das áreas cultivadas como barreiras de proteção; adicionalmente contribuem para o bem-estar das comunidades, amenizando as condições climáticas e proporcionando condições ao lazer (Mueller, 1996; Paula Lima, 1989; Paula Lima, 1998). A importância de sua presença pode ser enfatizada nos seguintes casos:

- Em encostas acentuadas, promovendo a estabilidade do solo pelo emaranhado de raízes das plantas, evitando sua perda por erosão e protegendo as partes mais baixas do terreno, como as estradas e os cursos d'água.
- Na área agrícola, como cordões de vegetação, evitando ou estabilizando os processos erosivos.
- Como quebra-ventos nas áreas de cultivo.
- Nas áreas de nascentes, atuando como um amortecedor das chuvas, evitando o seu impacto direto sobre o solo e a sua paulatina compactação. Permite, pois, juntamente com toda a massa de raízes das plantas, que o solo permaneça poroso e capaz de absorver a água das chuvas, alimentando os lençóis freáticos.

Evita que o escoamento superficial excessivo de água carregue partículas de solo e resíduos tóxicos provenientes das atividades agrícolas para o leito dos cursos d'água, poluindo-os e assoreando-os.

- Nas margens de cursos d'água ou reservatórios – matas ciliares ou de galeria - estabilizando as margens, evitando que o seu solo seja levado diretamente para o leito dos cursos; atuando como um filtro ou como um “sistema tampão” (Paula Lima, 1989). Esta interface entre as áreas agrícolas e de pastagens com o ambiente aquático possibilita sua participação no controle da erosão do solo e da qualidade da água, evitando o carreamento direto para o ambiente aquático de sedimentos, nutrientes e produtos químicos provenientes das partes mais altas do terreno, os quais diminuem a vida útil dos reservatórios, das instalações hidroelétricas e dos sistemas de irrigação.

- No controle hidrológico de uma bacia hidrográfica, regulando o fluxo de água superficial e subsuperficial, e assim do lençol freático.

Serviços ecológicos prestados ao agroecossistema

Em termos biológicos, a biodiversidade é a essência na operação dos mecanismos ecológicos internos de controle do equilíbrio. O argumento básico é que, quanto maior a diversidade, maior a estabilidade do sistema, pela sua maior capacidade em responder a eventuais perturbações, considerando a existência de um maior número de organismos e de interações entre eles, e entre eles e o meio abiótico. Nesse aspecto, a cobertura vegetal, pela posição que ocupa na cadeia trófica, tem um importante papel no equilíbrio dos demais elos da cadeia, criando condições a outros organismos para a prestação de uma série de serviços ecológicos (Altieri, 1994; Altieri, 1999; Andow, 1991; Altieri, 1994; Altieri, 1999; Bernays, 1998; Booij & Noorlander, 1992; Marinho Filho & Reis, 1989; Thies & Tschardtke, 1999).

Entre os diversos serviços ecológicos prestados pela cobertura vegetal e pelos organismos a ela associados podem ser destacados:

- Geração de sítios para os inimigos naturais de pragas para alimentação e reprodução.

- Fornecimento de refúgio e alimento (pólen e néctar) para os insetos polinizadores de culturas.
- Refúgio e alimento para a fauna silvestre e fauna aquática.
- Detoxificação de substâncias tóxicas provenientes das atividades agrícolas por organismos da meso e microfauna associada as raízes das plantas.
- Controle de pragas do solo.
- Reciclagem de nutrientes.
- Seqüestro de carbono.

Indicadores de cobertura vegetal

Um indicador pode ser definido como sendo a medida de um atributo de um elemento do sistema pertencente a uma determinada categoria de análise (temas ou descritores). Outras definições, bem como critérios para a escolha de indicadores e discussões sobre os seus interrelacionamentos são amplamente discutidos em Pessoa et al.¹ e Ferraz et al.²

A partir do reconhecimento da importância da cobertura vegetal em um agroecossistema, torna-se possível a concepção de um quadro desejável em termos da distribuição desse componente ao longo de uma bacia hidrográfica, incluindo-se aí a diversidade florística. Geralmente, o quadro real não se sobrepõe ao desejável, exigindo que haja uma interferência externa para que sejam efetuados os ajustes necessários para a manutenção, recuperação ou mesmo estabelecimento de áreas vegetadas com propósitos definidos. Nesse aspecto, os indicadores de cobertura vegetal são importantes na elaboração de diagnósticos e no monitoramento da distribuição e composição da cobertura vegetal ao longo do tempo, auxiliando os processos decisórios de intervenção quando requeridos.

Do ponto de vista operacional, dois tipos de indicadores podem ser reconhecidos, os quais, geralmente, são obtidos em diferentes estágios: indicadores de esta-

¹ *Subsídios para a escolha de indicadores de sustentabilidade*, neste volume.

² *Proposta metodológica para escolha de indicadores de sustentabilidade*, neste volume.

do e indicadores de monitoramento. O primeiro deles é obtido na fase de diagnóstico, e sinaliza a necessidade, ou não, de uma intervenção para que seja possível reverter um eventual quadro desfavorável. É, fundamentalmente, fonte de informação em um processo de avaliação preliminar. Uma vez havendo a necessidade de intervenção, são então utilizados os indicadores de monitoramento, com base nos quais o sucesso dos esforços empreendidos a partir de então para se atingir determinados objetivos pode ser aferido ao longo do tempo, com base em critérios ou metas preestabelecidas. O segundo tipo pode ser desdobrado em indicadores secundários, dependendo do interesse e importância de se monitorar aspectos que possam influenciar determinado atributo.

No caso do estudo da cobertura vegetal, essa diferenciação entre os indicadores é bastante perceptível. Embora os indicadores de estado possam ser obtidos para todo um universo de variáveis, a viabilidade da obtenção de indicadores para monitoramento são dependentes dos objetivos do trabalho e da rapidez com que uma informação é requerida. No segundo tipo, basicamente são levados em conta a expectativa de variação do atributo ao longo do tempo se houver ações mitigadoras - sensibilidade do indicador, e da facilidade de sua obtenção periódica. Exemplos de indicadores de estado são a área da cobertura florestal total, da proteção de zonas ripárias, proteção de nascentes, diversidade florística arbórea (número de espécies, índices de diversidade), diversidade florística de plantas invasoras (número de espécies, índices de diversidade), diversidade de plantas cultivadas, conectividade entre fragmentos florestais, índice de complexidade, entre outros. Como exemplos de indicadores de monitoramento, com base nos indicadores de estado citados, podem ser considerados o aumento da cobertura florestal total (%), recomposição/instalação, proteção das zonas ripárias e de nascentes (%), aumento da diversidade florística, (em termos percentuais ou absolutos), aumento da conectividade entre fragmentos, entre outros. Embora os parâmetros para avaliação a serem adotados como metas possam variar dependendo de cada situação, no mínimo devem atender às normas e critérios estabelecidos pela legislação ambiental. Onde as metas são

bem estabelecidas, os indicadores vão refletir naturalmente o sucesso das ações mitigadoras, possibilitando a revisão de estratégias operacionais a qualquer momento.

Devido a lenta variação dos atributos de alguns indicadores, seu monitoramento pode se revelar de pouco valor prático a curto ou médio prazo. A exemplo disso, podem ser citados os indicadores de diversidade florística, cujas variações podem ser insignificantes durante longos períodos, mesmo havendo estímulos para o seu incremento. Isso se deve, em parte, pelo lento processo envolvido nas fases de reintrodução de táxons (plantio), estabelecimento das populações na natureza, e desenvolvimento dos indivíduos, até um porte suficiente que possa ser captado pelos métodos de amostragem. Quando a estratégia de recuperação/implantação de áreas vegetadas não contempla o enriquecimento da diversidade florística pela reintrodução de táxons originalmente presentes, se limitando à utilização de um elenco limitado de espécies, como é prática comum, as variações podem ser desprezíveis a longo prazo. Entretanto, a curto ou médio prazos, os indicadores de estado para esses descritores são extremamente úteis e informativos, subsidiando a escolha dos táxons a serem utilizados na recuperação/implantação de áreas vegetadas. Isso é observado quando há uma preocupação com a diversidade de espécies e com os serviços ecológicos por ela gerados.

O estudo da Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB), Sumaré, SP

A unidade ecossistêmica considerada para o presente estudo foi a microbacia hidrográfica. Dessa forma, os indicadores de cobertura vegetal discutidos são analisados, essencialmente, sob a perspectiva da manutenção da integridade funcional da microbacia, em todos os seus aspectos, sejam hidrológicos, biológicos em sentido amplo, ou socioeconômicos.

De acordo com o modelo conceitual³ proposto para o estudo da MCTB (Pessoa et al.), a cobertura vegetal foi tratada dentro de dois temas: uso da terra e água. A Tabela 1 apresenta os descritores e os indicadores escolhidos e trabalhados em função desses temas. Em sua última coluna são sugeridos indicadores de monitoramento a serem utilizados em uma etapa de intervenção.

Os indicadores ambientais relacionados à cobertura vegetal no Tema Uso das Terras considerou apenas a cobertura arbórea. Com relação a esta foram levantados indicadores de estado, fornecendo informações sobre a presença e distribuição da cobertura vegetal total ou apenas em zonas ripárias em determinado momento, bem como da diversidade florística presente nos remanescentes. O indicador relacionado ao Tema Água considerou todas as formas de vegetação nativa existentes nas áreas de nascentes.

Dentre os indicadores de estado levantados, a cobertura arbórea total foi o primeiro a ser obtido, evidenciando o quadro geral e apoiando a obtenção dos demais indicadores.

Tabela 1. Descritores e indicadores escolhidos envolvendo a cobertura vegetal na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP.

Tema	Descritor	Indicador de Estado	Indicador para Monitoramento
Uso da Terra	Cobertura vegetal	Cobertura arbórea total	% aumento da cobertura arbórea total
Uso da Terra	Cobertura vegetal	Presença de matas ciliares	% aumento da cobertura arbórea ciliar
Uso da Terra	Cobertura vegetal	Diversidade da flora arbórea nativa	-
Água	Disponibilidade de Água	Grau de proteção das nascentes por cobertura vegetal	Recomposição da vegetação na proteção de nascentes (%)

³ Modelo conceitual de indicadores de sustentabilidade para a microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP, neste volume.

Metodologias utilizadas

Indicador: cobertura arbórea total

A avaliação da cobertura arbórea na Microbacia foi realizada a partir de fotografias aéreas. Foram utilizadas fotografias aéreas de 1962 (arquivos do Instituto Agrônomo de Campinas - IAC) e 1995 (arquivos da Embrapa Meio Ambiente) na escala de 1:25.000. A análise dos dois períodos teve como objetivo visualizar um quadro anterior, supostamente em melhores condições, para uma melhor visualização dos processos de redução ou expansão das formações florestais. Para isso, as fotografias foram fotointerpretadas, digitalizadas e armazenadas no sistema TOSCA, sendo posteriormente manipuladas no sistema IDRISI. A etapa final de elaboração dos mapas foi realizada utilizando-se o programa Coreldraw.

Indicador: presença de matas ciliares

A partir dos mapas gerados na etapa anterior e de checagens no campo, foi identificada a situação atual das matas ciliares ao longo da Microbacia.

Indicador: diversidade da flora arbórea nativa

O trabalho foi desenvolvido em um fragmento de mata de galeria (22°50' a 22°55'S e 47°15'00"W a 47°18'45"W) (Fig. 1), ao longo do Córrego Taquara Branca. O remanescente estudado tem cerca de 3ha e constitui-se em um dos mais bem conservados na Microbacia, estendendo-se por quatro propriedades. A área apresenta certo grau de interferência antrópica, com um grande número de trilhas de passagem em seu interior, trânsito de animais em alguns trechos, e com evidências de cortes seletivos freqüentes. Em sua maior parte, especialmente nas porções mais elevadas, ocorre a mata sobre latossolo vermelho-escuro distrófico e álico textura argilosa; na porção inferior, próximo ao curso d'água, sobre solo podzólico vermelho-amarelo distrófico e álico textura argilosa e média/argilosa (Menk & Miranda, 1997).

Para o estudo da composição florística e estrutura da mata foi empregado o método de parcelas (Müeller-Dombois & Elleberg, 1974). Foram estabelecidas

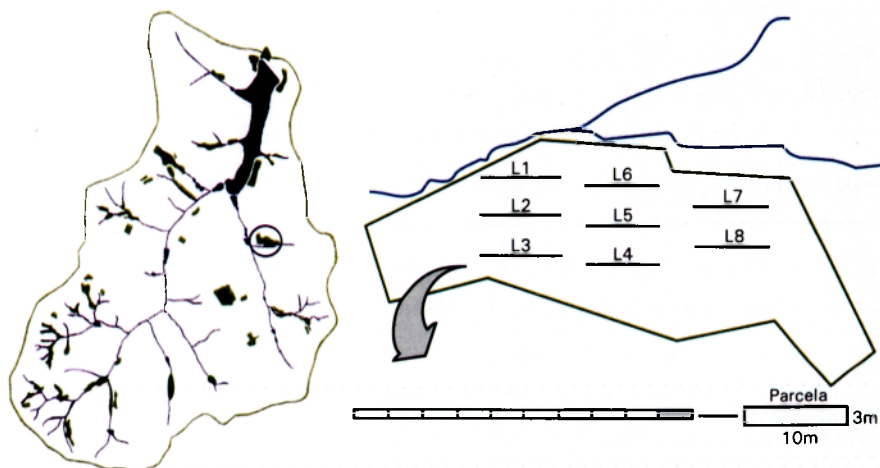


Fig. 1. Localização do remanescente de mata de galeria estudado na Microbacia do Córrego Taquara Branca – mapa à esquerda (círculo) - e o croqui do remanescente indicando o posicionamento dos transectos na área estudada.

parcelas permanentes com dimensões de 3x10m. As parcelas foram posicionadas sistematicamente paralelas ao curso d'água em transectos contendo 10 parcelas. Ao todo foram estabelecidos 8 transectos, totalizando 80 parcelas (0,24ha), sendo três próximos ao curso d'água, três na porção mediana e dois na porção mais distante e afastada do curso d'água (Fig. 1). A distância entre os transectos no sentido horizontal foi cerca de 35m, e no sentido vertical cerca de 25m.

Foram amostrados todos os indivíduos com DAP (diâmetro a 1,3m da superfície do solo) igual ou superior a 3cm, incluindo os indivíduos mortos em pé. Para todos eles foram tomados o DAP e a altura total, sendo registrado sua identificação botânica. Sempre que necessário, vouchers botânicos foram coletados para identificação em laboratório ou herbário.

A avaliação da suficiência de amostragem foi feita a partir da construção da curva espécie-área, seguindo-se a ordem da amostragem no campo.

Além dos dados referentes ao número de famílias botânicas e espécies, o remanescente foi avaliado segundo os parâmetros fitossociológicos abaixo, de acordo com Müller-Dombois & Elleberg (1974):

- Densidade relativa = relação em porcentagem do número de indivíduos de um táxon (família ou espécie) em relação ao número total de indivíduos amostrados de todos os táxons.

- Dominância relativa = relação entre a área basal* de um determinado táxon (família ou espécie) e a área basal de todos os indivíduos amostrados (* área basal = área ocupada pelos indivíduos de um determinado táxon).

- Freqüência relativa = relação em porcentagem da freqüência absoluta de um determinado táxon (família ou espécie) com a freqüência absoluta** de todos os táxons amostrados (** freqüência absoluta = relação entre o número de parcelas em que ocorre um determinado táxon com o número total de parcelas).

- Índice de valor de importância (IVI) = freqüência relativa + dominância relativa + densidade relativa.

- Índice de valor de cobertura (IVC) = densidade relativa + dominância relativa.

Para o cálculo da diversidade foi utilizado o Índice de Diversidade de Shannon & Weaver (Pielou, 1975):

- índice de Diversidade de Shannon & Weaver (H') = $-\sum p_i \cdot \ln p_i$, onde $p_i = n_i/N$

onde

n_i = número de indivíduos do táxon i ; N = número total de indivíduos.

Indicador: Grau de proteção das nascentes com cobertura vegetal

Apoiado nos mapas gerados pela fotointerpretação foram realizadas prospecções de campo visando avaliar o estado de proteção das principais nascentes. Para cada nascente foram atribuídos os conceitos “bom”, “razoável” e “ruim”, considerando, respectivamente, 70-100%, 40-70% e 0-40% de proteção das nascentes por cobertura vegetal.

Resultados obtidos

Cobertura arbórea e proteção das nascentes

As coberturas arbóreas nos anos de 1962 e 1995 são apresentadas na Fig. 2. Em 1995 são também identificadas as localizações das principais nascentes da microbacia.

Em 1962 a cobertura arbórea somava cerca de 600ha ou 26% da área total; em 1995 cerca de 86ha, ou 3,7% da área total, correspondendo a uma redução da ordem de 86% da cobertura arbórea do período anterior.

Quanto às nascentes, 28,8% foram avaliadas como em bom estado de conservação, 23,8% em estado razoável e 47,6% em estado ruim.

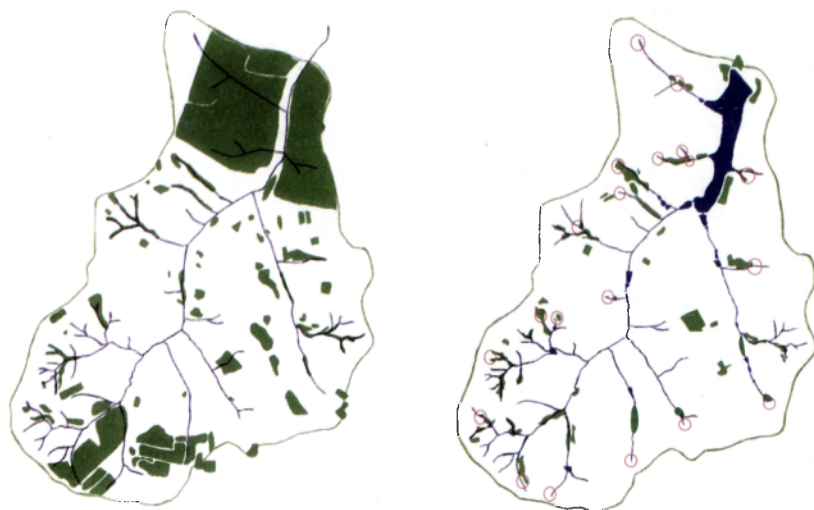


Fig. 2. Cobertura arbórea da Microbacia do Córrego Taquara Branca em 1962 e 1995, respectivamente. Em verde: cobertura arbórea; em azul: rede hidrográfica; círculos vermelhos: localização das principais nascentes.

Diversidade da Flora Arbórea Nativa

Foram amostrados 959 indivíduos pertencentes a 41 famílias botânicas, compreendendo um total de 78 gêneros e 107 espécies (Anexo I).

O Índice de Diversidade de Shannon & Weaver (H') calculado para o remanescente foi de 4,09.

A curva espécie-área, destinada a avaliar a eficiência da amostragem, apresentou uma tendência acentuada à estabilização, indicando que o esforço de amostragem empregado foi satisfatório (Fig. 3).

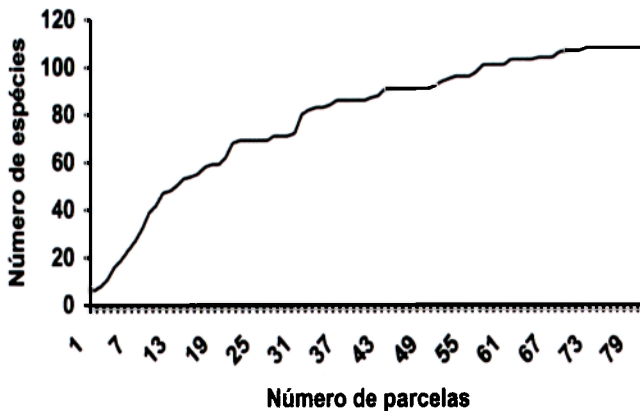


Fig. 3. Curva espécie-área do remanescente de mata estudado.

As famílias Myrtaceae, Leg. Papilionoideae, Lauraceae, Meliaceae, Rutaceae, Flacourtiaceae e Annonaceae foram as que apresentaram o maior número de espécies, totalizando 45% do número total (Fig. 4). As famílias Leguminosae e Myrtaceae já foram citadas por Leitão Filho (1982) como bastante abundantes nas matas de planalto de São Paulo.

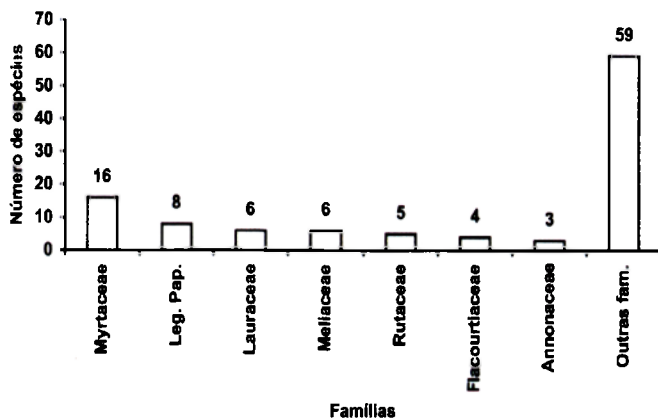


Fig. 4. Distribuição do número de espécies por família no remanescente estudado.

As famílias botânicas mais importantes, de acordo o IVI, são apresentadas na Fig. 5.

Os parâmetros fitossociológicos obtidos no levantamento para as espécies e famílias são apresentados nos Anexos II e III, respectivamente.

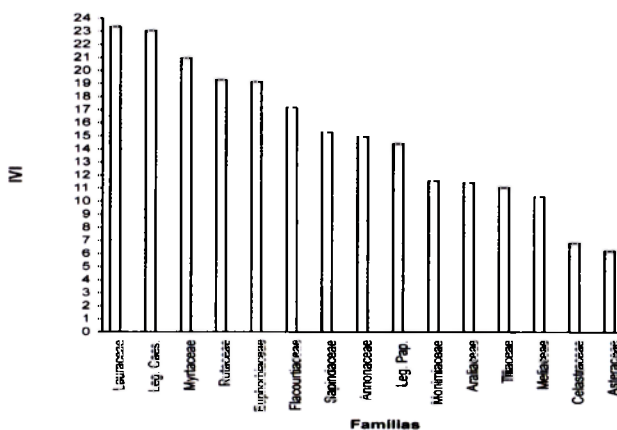


Fig. 5. Famílias botânicas mais representativas no remanescente estudado de acordo com seus índices de valor de importância (IVI).

Do total das espécies encontradas, 37% apresentaram até dois indivíduos. As famílias mais importantes de acordo com o IVI foram Lauraceae, Leg. Caesalpinioideae, Myrtaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae, Flacourtiaceae e Sapindaceae, que totalizaram juntas 50% do IVI para famílias. As espécies mais importantes no remanescente, em ordem decrescente do IVI foram *Copaifera langsdorffii* (Leg. Caes.), *Pera glabrata* (Euphorbiaceae), *Casearia sylvestris* (Flacourtiaceae), *Cryptocaria archersoniana* (Lauraceae), *Dendropanax cuneatum* (Araliaceae), *Esenbeckia febrifuga* (Rutaceae), *Luhea grandiflora* (Tiliaceae), *Matayba elaeagnoides* (Sapindaceae), *Siparuna guianensis* (Monimiaceae), *Nectandra grandiflora* (Lauraceae), *Xylopia aromatica* (Annonaceae), *Zanthoxylum monogynum* (Rutaceae), *Protium heptaphyllum* (Burseraceae), *Guapira* sp. (Nyctaginaceae), *Maytenus gonochlados* (Celastraceae) e *Gochnatia polymorpha* (Asteraceae) que, juntas, totalizaram 50% do IVI. Dentro deste grupo estão as que atingiram a maior altura, *C. langsdorffii* com 17m e *Pera glabrata* com 15m. *Casearia sylvestris* (Flacourtiaceae) apresentou o maior número de indivíduos amostrados (56) e também a maior frequência absoluta (46,25%), indicando uma ocorrência bastante ampla na área estudada. *C. langsdorffii* apresentou o segundo maior número de indivíduos (50) e também a segunda maior frequência absoluta (33,75%).

Conforme observado na distribuição das classes de altura (Fig.6), cerca de 50% dos indivíduos amostrados possuíam até 5 metros de altura, a maior contribuição sendo dos indivíduos entre 3 e 5 metros. Apenas cerca de 5% possuíam até 2,5m, que, em última análise, representam os indivíduos do sub-bosque ou indivíduos jovens da regeneração natural. Acima dessa faixa, 35% dos indivíduos possuíam entre 6 e 8 metros e 15% acima de 8 metros, destes poucos emergentes acima de 13 metros.

De um modo geral, os indivíduos observados no primeiro estrato (até 5m de altura) também aparecem no extrato intermediário. *Mollinedia* sp. (Monimiaceae) e *Actinostemon communis* (Euphorbiaceae) são espécies predominantemente do estrato inferior.

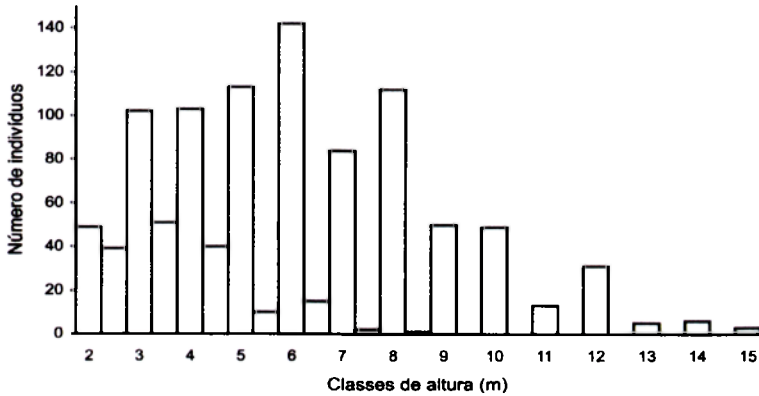


Fig. 6. Distribuição de classes de altura para os indivíduos amostrados.

A composição florística do remanescente estudado é bastante diversificada, possuindo elementos florísticos típicos de mata mesófila estacional, como, por exemplo, *Maytenus alaternoides* (Celastraceae), *Endlicheria paniculata* (Lauraceae), *Cabralea canjerana* (Meliaceae), *Syagrus romanzofianum* (Palmae), *Cupania vernalis* (Sapindaceae); do Cerrado, como *Vochysia tucanorum* (Vochysiaceae), *Platypodium elegans* (Leguminosae Faboideae), *Xylopia aromatica* (Annonaceae), *Styrax camporum* (Styracaceae), e, finalmente, de espécies também encontradas na Mata Atlântica, como, por exemplo, *Copaifera langsdorffii* (Leguminosae Caesalpinioideae), *Machaerium nicticans* (Leguminosae Faboideae), *Trichilia pallida* (Meliaceae) e *Dendropanax cuneatum* (Araliaceae), além daquelas que ocorrem preferencialmente em vegetação ciliar, como *Guarea macrophylla* (Meliaceae) e *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae).

Análise dos indicadores

Como apresentado, a cobertura vegetal pode ser discutida tanto em termos de seu papel físico, como dos serviços ecológicos prestados ao agroecossistema, ou ainda em termos de sua distribuição ou de sua composição florística. Dessa forma,

um quadro ideal deveria incorporar uma distribuição eficiente da cobertura vegetal no agroecossistema, contemplando a diversidade florística regional.

O indicador de maior amplitude e o primeiro a ser analisado é o indicador “Cobertura Arbórea Total”, que mantém uma relação estreita com os demais indicadores aqui avaliados e apresentados na Tabela 1. A análise da situação em 1962 indica que, a despeito da existência de cerca de 600ha de cobertura arbórea naquele ano (26% da área total), havia uma irregularidade na sua distribuição, sendo possível a identificação de diversas áreas desprotegidas. A sensível redução da cobertura ocorrida no período 1962-1995 (86%) agravou acentuadamente o quadro. Atualmente a cobertura total soma cerca de 86ha (3,7%) e apresenta-se bastante fragmentada por toda a Microbacia (Fig. 2). Como consequência, áreas sensíveis se apresentam atualmente desprotegidas ou bastante vulneráveis. A análise dos indicadores “Presença de Matas Ciliares” e “Grau de Proteção das Nascentes por Cobertura Vegetal” refletem este fato.

Cerca de 70% dos cursos d’água na microbacia apresentam-se desprotegidos por matas ciliares (Fig.2). Com relação à proteção das nascentes com vegetação nativa, o quadro também é desfavorável, onde cerca de 50% apresentam problemas de proteção. A análise desses dois indicadores aponta para a existência de um quadro delicado, com implicações acentuadas na atividade produtiva a médio e longo prazos, principalmente quando analisados conjuntamente com o indicador “Perda de Solo” (Marques et al.⁴). Nesse caso, o impacto mais iminente está relacionado à vulnerabilidade dos ambientes aquáticos aos processos de assoreamento e mesmo contaminação, com repercussões nas unidades de produção e mesmo fora dela, como no caso do fornecimento de água para o abastecimento público.

Deve ser enfatizado aqui que os indicadores, tanto no caso das matas ciliares, como no caso das nascentes, se limitam a avaliação de aspectos pontuais, ou seja, presença/ausência de matas, e estado de proteção das nascentes com relação a existência de cobertura vegetal (bom, razoável, ruim). Assim, não levam em conside-

⁴ *Erosão do solo: indicadores físicos e econômicos*, neste volume.

ração, por exemplo, a largura efetiva das matas e o estado das nascentes com relação ao seu assoreamento (ocorrência ou não, se positivo, o grau de assoreamento, entre outros), a vulnerabilidade dessas nascentes diante da proximidade de áreas de cultivo ou estradas, atividade agrícola em áreas próximas e tipo de manejo empregado nas culturas, inclinação do terreno, raio de vegetação existente, entre outros.

Por outro lado, os indicadores podem também ser avaliados de acordo com critérios estabelecidos na legislação ambiental (Código Florestal, Lei 4771 de 15.09.1965). Ela assegura, que pelo menos uma parcela de cada propriedade seja mantida com vegetação nativa, constituindo a chamada Reserva Legal. No Estado de São Paulo esta área é de, no mínimo, 20%. O mesmo Código estabelece as "Áreas de Preservação Permanente", onde estão incluídas as matas ciliares, a vegetação ao redor das nascentes e reservatórios, além de outras destinadas principalmente à contenção de processos erosivos. Com relação às nascentes, é estabelecido a manutenção de florestas e demais formas de vegetação natural num raio mínimo de 50 metros; para as matas ciliares a manutenção de faixas marginais de vegetação natural requerida é progressiva e de acordo com a largura dos cursos d'água. Para cursos com até 10 metros de largura, por exemplo, exige-se a preservação de 30 metros de faixa marginal.

Dessa forma, além da simples observação da presença/ausência de matas ciliares ou da existência ou não de proteção das nascentes, a avaliação dos indicadores pode ser feita em bases mais rigorosas, se considerados os critérios legais. No caso da Microbacia, o emprego de tais critérios certamente tornaria a avaliação mais pessimista.

Apesar de ter sido considerado apenas um fragmento de mata de galeria para a estimativa da diversidade florística arbórea, os resultados se mostraram importantes como referenciais para a flora da Microbacia. Como "índice de diversidade" foi considerado, como resultado de um esforço preliminar, o número de espécies presentes no remanescente (107 espécies possuindo indivíduos com DAP = 3cm), e o Índice de Shannon & Weaver (H') (4,09). De acordo com Gandara & Kageyama (1998), o número médio referencial de espécies por hectare para as matas estacionais do Estado de São Paulo é 120. Apesar da área amostrada ter sido inferior a 1ha, o

número de espécies registrado se aproxima do valor referencial. O valor alcançado pelo Índice de Shannon & Weaver pode ser considerado elevado quando comparado com os valores obtidos em outros levantamentos em matas no Estado de São Paulo, como apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Índices de diversidade (H') obtidos para matas em algumas localidades do Estado de São Paulo.

Localidade	Autores	Critério de inclusão	(H')
Atibaia	Grombone et al., 1990 <i>Apud</i> Salis, 1990	DAP 5cm	4,35
Anhembi	César, 1988	DAP 10cm	3,56
Bauru	Cavassan et al 1984	DAP 10cm	3,50
Botucatu	Gabriel, 1990	Todas c/ alt. $\geq 1,30m$	3,76
Brotas	Salis, 1990	DAP 3cm	3,06
Campinas, Bosque dos Jequitibás	Matthes, 1980	DAP 10cm	3,71
Campinas, Reserva Santa Genebra	Tamashiro et al 1986 <i>Apud</i> Salis, 1990	DAP 4,8cm	3,20
Itirapina	Kotchekoff- Henriques, 1989	DAP 5cm	3,60
Jaboticabal	Pinto, 1989	DAP 4,78cm	3,05
Jaú	Nicolini, 1990	Todos c/ alt. $\geq 1,30m$	4,06
Jundiá	Rodrigues, 1986	DAP 5cm	3,94
Mogi Guaçu	Gibbs & Leitão Filho, 1978, Gibbs et al. 1980	DAP 10cm	3,16
Porto Ferreira	Bertoni, 1984	Todas c/ alt. $\geq 1,30m$	3,80
Rio Claro	Pagano et al., 1987	Todas c/ alt. $\geq 1,30m$	4,29
Santa Rita do Passa Quatro, Capetinga	Martins, 1993	DAP 4,78	3,63
Santa Rita do Passa Quatro, Praxedes	Bertoni et al 1988	DAP 10cm	3,60
Sumaré	O presente estudo	DAP 3cm	4,09
Ubatuba	Silva <i>apud</i> Martins, 1993	DAP 10cm	4,07

Estes resultados sugerem perdas de variabilidade genética intra-específica na Microbacia ao longo das décadas passadas durante o processo de redução da cobertura para uso agropecuário. Indiretamente, por sua vez, também pressupõem impactos negativos nas populações de organismos associados à flora.

Dessa forma, a identificação e mapeamento dos fragmentos florestais, assim como a estimativa da diversidade florística neles presentes, são parâmetros a serem considerados em etapas posteriores que contemplem a implantação ou a recuperação de áreas florestadas, visando obter os benefícios tanto estruturais como dos serviços ecológicos por ela prestados. Nesse aspecto, os fragmentos, mesmo os mais perturbados, podem desempenhar um importante papel como fontes de propágulos para as áreas a serem recuperadas (Poggiani, 1996). Nessa tarefa, tem sido reforçado a importância da recuperação, privilegiando-se a conexão desses fragmentos formando os chamados "corredores de fluxo gênico" (Gandara & Kageyama 1998), importantes não apenas para a flora, como também para a fauna silvestre. A formação desses corredores de vegetação, ampliando a área contínua vegetada, tem implicações fundamentais na manutenção de populações geneticamente viáveis, evitando a deterioração genética por endogamia ou deriva, favorecida em fragmentos isolados.

Considerações finais

Longe de esgotar o tema, os resultados aqui apresentados e discutidos mostram que, a despeito da existência de técnicas refinadas de análise da cobertura arbórea, é possível o levantamento de um grande número de informações práticas, empregando-se técnicas e procedimentos relativamente simples, rápidos e de baixo custo, os quais podem ser utilizados prontamente na formulação de indicadores úteis na elaboração de diagnósticos ou de planejamentos.

Referências

- ALTIERI, M.A. Bases agroecológicas para una producción agrícola sustentable. *Agricultura Técnica*, Chile, v. 54, p. 371-386, 1994.
- ALTIERI, M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 74, p. 19-31, 1999.
- ANDOW, D.A. Vegetation diversity and arthropod population response. *Annual Review of Entomology*, v. 36, p. 561-586, 1991.
- BERNAYS, E.A. Evolution of feeding behavior in insect herbivores. *BioScience*, v. 48, p. 35-44, 1998.
- BERTONI, J.E. de A. *Composição florística e estrutura de uma floresta do interior do Estado de São Paulo: reserva Estadual de Porto Ferreira*. 1984. 196 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1984.
- BERTONI, J.E. de A.; MARTINS, F.R.; MORAES, J.L. de; SHEPHERD, G.J. Composição florística e estrutura fitossociológica do Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro, SP.- Gleba Praxedes. *Boletim Técnico IF*, v. 42, p. 149-170, 1988.
- BOOIJ, C.J.; NOORLANDER, J. Farming systems and insect predators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 40, p. 125-135, 1992.
- CAVASSAN, O.; CESAR, O.; MARTINS, F.R. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva de Bauru, Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 7, n. 2, p. 91-106, 1984.
- CESAR, O. *Composição florística, fitossociologia e ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua (Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP)*. 1988. Tese (Livre-Docência) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 1988.
- CONWAY, G.R. The properties of agroecosystem. *Agricultural Systems*, v. 24, p. 95-117, 1987.
- GABRIEL, J.L.C. *Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo de mata mesófila semidecídua de encosta no município de Botucatu, S.P.* 1990. 198 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 1990.

GANDARA, F.B.; KAGEYAMA, P.Y. Indicadores de sustentabilidade de florestas naturais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 31, p. 79-84, 1998.

GIBBS, P.E.; LEITÃO FILHO, H. de F. Floristic composition of an area of gallery forest near Mogi-Guaçu, State of São Paulo, S.E. Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 1, p. 151-156, 1978.

GIBBS, P.E.; LEITÃO FILHO, H. de F.; ABBOTT, R.J. Application of the point-centred quarter method in a floristic survey of an area of gallery forest at Mogi Guaçu, SP, Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 3, n. 1/2, p.17-22, 1980.

GLEISSMAN, S.R. Agroecology: researching the ecological basis for sustainable agriculture. In: GLEISSMAN, S.R. (Ed.). *Agroecology: researching the ecological basis for sustainable agriculture*. New York: Springer-Verlag, 1990.

GROMBONE, M.T.; BERNACCI, L.C.; MEIRA NETO, J.A.A.; TAMASHIRO, J.Y. ; LEITÃO FILHO, H. Estrutura fitossociológica da mata semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia-Estado de São Paulo). *Acta Botanica Brasilica*, v. 4, n. 2, p. 47-64, 1990.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O. *Composição florística e estrutura de uma mata mesófila semidecídua na cabeceira do Rio da Cachoeira, Serra de Itaqueri, Itirapina, SP*. 1989. 121 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 1989.

LEITÃO FILHO, H.F. Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo. Silvicultura em São Paulo. In: CONGRESSO NACIONAL DE ESSÊNCIAS NATIVAS, 16., 1982, Campos do Jordão. *Anais...* S.l.: s.n., p. 197-206.

MANTOVANI, W.; ROSSI, L.; NETO, S.R.; ASSAD-LUDEWIGS, I.Y.; WANDERLEY, M.G.L.; MELO, M.M.R.F. de; TOLETO, C.B. de. Estudo fitossociológico em áreas de mata ciliar em Moji-Guaçu, SP, Brasil. In: BARBOSA, L. M. (Coord.). *Simpósio sobre mata ciliar*. Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 235-267.

MARINHO FILHO, J. S.; REIS, M.L. A fauna de mamíferos associada às matas de galeria. In: BARBOSA, L. M. (Coord.). *Simpósio sobre mata ciliar*. Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 43-60.

- MARTINS, F.R. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas: Ed. Unicamp, 1993. 246 p.
- MATTHES, L.A.F. *Composição florística, estrutura e fenologia de uma floresta residual do planalto paulista: Bosque dos Jequitibás* (Campinas, SP). 1980. 209 p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 1980.
- MENK, J.R.F.; MIRANDA, J.I. *Levantamento pedológico e mapeamento do risco de erosão dos solos da Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré, SP*. Jaguariúna: Embrapa-CNPMA, 1997. 35p. (Embrapa-CNPMA. Documentos, 9).
- MUELLER, C.C. Gestão de matas ciliares. In: LOPES, I.V.; BASTOS FILHO, G.S.; BILLER, D.; BALE, M. (Org.). *Gestão ambiental no Brasil*. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1996. p. 185-214.
- MÜELLER-DUMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley, 1974. 546 p.
- NICOLINI, E.M. *Composição florística e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo em mata mesófila semidecídua no município de Jau, S.P.* 1990. 179 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 1990.
- ODUM, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan, 1983.
- PAGANO, S.N.; LEITÃO FILHO H. de F.; SHEPHERD, G.J. Estudo fitossociológico em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 10, n. 1, p. 49-61, 1987.
- PAULA LIMA, W. Função hidrológica da mata ciliar In: BARBOSA, L. M. (Coord.) *Simpósio sobre mata ciliar*. Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 25-42.
- PAULA LIMA, W.; ZAKIA, M.J.B. Indicadores hidrológicos em áreas florestadas. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 31, p. 53-64, 1998.
- PIELOU, E.C. *Ecological diversity*. New York: J. Wiley, 1975.
- PINTO, M.M. *Levantamento fitossociológico de uma mata residual: Campus de Jaboticabal da UNESP*. 1989. 144 p. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 1989.

POGGIANI, F. Monitoramento ambiental de plantações florestais e áreas naturais adjacentes. *Série Técnica IPEF*, v. 10, n. 29, p. 1-79, 1996.

RODRIGUES, R.R. *Levantamento florístico e fitossociológico das matas da Serra do Japi, Jundiaí, SP*. 1986. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1986.

SALIS, S.M. de. *Composição florística e estrutura de um remanescente de mata ciliar do Rio Jacaré-Pepira, Brotas, SP*. 1990. 111 p. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1990.

TAMASHIRO, J.Y.; RODRIGUES, R.R. ; SHEPERD, G.J. *Estudo florístico e fitossociológico da Reserva da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP*. Campinas, 1986. Relatório Científico à FAPESP.

THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Landscape structure and biological control in agroecosystem. *Science*, v. 285, p. 893-895, 1999.

Anexo I. Relação das famílias botânicas e de suas espécies identificadas no remanescente de mata de galeria do Córrego Taquara Branca.

Anacardiaceae

Lythraea moleoides (Vell.) Engl.

Tapirira guianensis Aubl.

Annonaceae

Guatteria nigrescens Mart.

Rollinia sylvatica (A.-St. Hil.) Mart.

Xylopia aromatica (Lam.) M. C. Dias

Aquifoliaceae

Ilex cerasifolia Reissk.

Araliaceae

Dendropanax cuaneatum (DC) Dene et Planch.

Didymopanax vinosum (Cham. et Schlecht.) March

Asteraceae

Dasyphyllum spinescens (Less.) Cabr.

Gochnatia polymorpha (Less.) Cabr.

Bignoniaceae

Arrabidaea tripinervea

Tabebuia ochracea (Cham) Aubl.

Bombacaceae

Chorisia speciosa A.-St.Hil.

Boraginaceae

Cordia sp.

Cordia ecalyculata Vell.

Cordia trichotoma (Vell.) Arrab. ex Steud.

Burseraceae

Protium heptaphyllum (Aubl.) March.

Cecropiaceae

Cecropia pachystachya Trec.

Celastraceae

Maytenus alaternoides Reiss.

Maytenus gonochlados Mart.

Anexo I. Continuação.

Dilleniaceae*Dillenia* sp.**Euphorbiaceae***Actinostemon communis* (Muell. Arg.) Pax*Pera glabrata* (Schott.) Baill.**Flacourtiaceae***Casearia sylvestris* Swartz.*Casearia decandra* Jacq.*Casearia obliqua* Spreng.*Casearia* sp.**Lacistemaceae***Lacistema hasslerianum* Chodat**Lauraceae***Cryptocaria archersoniana* Mez*Endlicheria paniculata* (Spreng) Macbride*Nectandra grandiflora* Ness*Ocotea corymbosa* (Meissn) Mez*Ocotea velloziana* (Meisn.) Mez*Persea pyrifolia* Ness**Leguminosae****Caesalpinioideae***Bauhinia longifolia* (Bong.) Stend.*Copaifera langsdorffii* Desf.**Mimosoideae***Anadenantera* sp.*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) Macbride**Papilionoideae***Andira fraxinifolia* Benth.*Dalbergia frutescens* (Vell.) Britt.*Machaerim villosum* Vog.*Machaerium* sp.*Machaerium aculeatum* Raddi*Machaerium nictitans* Benth.*Machaerium stipitatum* (DC) Vog.*Platypodium elegans* Vog.

Anexo I. Continuação.**Melastomataceae***Miconia* sp.1*Miconia* sp.2**Meliaceae***Cabralea canjerana* (Vell.) Mart.*Cedrela fissilis* Vell.*Guarea guidonea* (L.) Sleumer*Guarea macrophylla* Vahl*Trichilia elegans* A. Juss.*Trichilia pallida* Sw.**Monimiaceae***Siparuna guianensis* Aubl.*Mollinedia* sp.**Moraceae***Brosimum* sp.*Chlorophora tinctoria* Gaudich*Ficus guaratinica* Chodat ex Chodat & Vicher**Myrcinaceae***Rapanea guianensis* Aubl.**Myrtaceae***Calycorectes acutatus* (Miq.) Toledo*Campomanesia guazumifolia* (Camb.) Berg.*Eugenia gardneriana* Berg.*Eugenia hyemalis* Camb.*Eugenia ligustrina* Camb.*Eugenia pyriformis* Camb.*Eugenia florida* DC.*Gomidesia affinis* (Camb.) Legr.*Myrcia columbaensis* Kiaersk.*Myrcia multiflora* (Lam.) DC.*Myrcia rostrata* DC.*Myrcia venulosa* DC.*Myrcia tomentosa* (Aubl.) Amsh*Myrciaria floribunda* (West ex Willd.) Berg.*Psidium guajava* L.*Psidium rufum* DC.**Nyctaginaceae***Guapira* sp.

Anexo I. Continuação.

Palmae

Syagrus romanzoffiana (Cham.) Classm.

Phytolacaceae

Seguieria langsdorffii Moq.

Piperaceae

Piper arboreum Aubl.

Proteaceae

Roupala sp.

Rhamnaceae

Rhamnidium elaeocarpum Reiss.

Rubiaceae

Chomelia obtusa Cham. & Schlecht

Ixora sp.

Rutaceae

Citrus sp.

Esenbeckia febrifuga (A. - St. Hil.) Juss. ex Mart.

Zanthoxylum monogynum A. St.-Hil.

Zanthoxylum rhoifolium Lam.

Zanthoxylum riedelianum Engl.

Sapindaceae

Cupania vernalis Camb.

Matayba elaeagnoides Radlk.

Serjania sp.

Sapotaceae

Chrysophyllum gonocarpum (Mart. & Eichl.) Engl

Chrysophyllum marginatum (Hooker & Arnott) Radlk

Sterculiaceae

Guazuma ulmifolia Lam.

Styracaceae

Styrax camporum Pohl

Styrax pohlil DC

Tiliaceae

Luhea divaricata Mart.

Luhea grandiflora Mart. et Zucc.

Anexo I. Continuação.**Trigoniaceae***Trigonía* sp.**Verbenaceae***Aegiphila sellowiana* Cham.*Aloysia virgata* (Ruiz et Pav.) Juss.*Vitex* sp.**Violaceae***Hybanthus* sp.

Anexo II.

Espécies amostradas no remanescente florestal e seus parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente do IVI. Ni: número de indivíduos amostrados; N/A: número de unidades amostrais onde aparece; DeRe: densidade relativa; DoRe: dominância relativa; FrRe: freqüência relativa; IVI: índice de valor de importância; IVC: índice de valor de cobertura.

Espécies	Ni	N/A	DeRe	DoRe	FrRe	IVI	IVC
<i>Copaifera langsdorffii</i>	49	27	5.11	9.12	4.30	18.53	14.23
<i>Pera glabrata</i>	22	11	2.29	10.95	1.75	14.99	13.24
Mortas	51	25	5.32	5.65	3,98	14.95	10.97
<i>Casearia sylvestris</i>	56	37	5.84	3.08	5.89	14.81	8.92
<i>Cryptocaria archersoniana</i> ...	19	14	1.98	8.21	2.23	12.42	10.19
<i>Dendropanax cuneatum</i>	25	15	2.61	5.85	2.39	10.85	8.46
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	33	22	3.44	2.15	3.60	9.10	5.59
<i>Luhea grandiflora</i>	16	15	1.67	4.21	2.39	8.27	5.88
<i>Matayba elaeagnoides</i>	17	12	1.77	3.70	1.91	7.38	5.47
<i>Siparuna guianensis</i>	33	16	3.44	1.08	2.55	7.07	4.52
<i>Nectandra grandiflora</i>	34	13	3.55	1.36	2.07	6.98	4.91
<i>Xylopia aromatica</i>	22	14	2.29	2.25	2.23	6.77	4.54
<i>Zanthoxylum monogynum</i> ...	23	20	2.40	0.99	3.18	6.58	3.39
<i>Protium heptaphyllum</i>	16	12	1.67	2.35	1.91	5.93	4.02
<i>Guapira</i> sp	12	9	1.25	2.49	1.43	5.17	3.74
<i>Maytenus gonochlados</i>	18	17	1.88	0.47	2.71	5.05	2.34
<i>Gochnatia polymorpha</i>	18	8	1.88	1.89	1.27	5.04	3.77
<i>Bauhinia longifolia</i>	12	10	1.25	2.06	1.59	4.90	3.31
<i>Chrysophyllum marginatum</i> ..	20	13	2.09	0.48	2.07	4.63	2.56
<i>Anadenantera</i> sp	15	11	1.56	1.27	1.75	4.58	2.83
<i>Myrciaria floribunda</i>	22	13	2.29	0.17	2.07	4.53	2.46
<i>Mollinedia</i> sp	27	8	2.82	0.33	1.27	4.42	3.14
<i>Lacistema hasslerianum</i>	17	13	1.77	0.48	2.07	4.32	2.25
<i>Guatteria nigrescens</i>	17	11	1.77	0.73	1.75	4.25	2.50
<i>Rapanea guianensis</i>	17	12	1.77	0.45	1.91	4.13	2.22
<i>Cupania vernalis</i>	10	8	1.04	1.71	1.27	4.03	2.76
<i>Serjania</i> sp	19	10	1.98	0.44	1.59	4.01	2.42
<i>Actinostemon communis</i>	20	10	2.09	0.25	1.59	3.92	2.33
<i>Rollinia sylvatica</i>	12	6	1.25	1.66	0.96	3.87	2.91
<i>Andira fraxinifolia</i>	20	6	2.09	0.70	0.96	3.74	2.79
<i>Machaerium nicticans</i>	10	7	1.04	1.38	1.11	3.54	2.43
<i>Cedrela fissilis</i>	7	3	0.73	2.07	0.48	3.28	2.80
<i>Myrcia multiflora</i>	15	9	1.56	0.15	1.43	3.15	1.71
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	7	7	0.73	1.14	1.11	2.99	1.87
<i>Aegiphila sellowiana</i>	9	8	0.94	0.69	1.27	2.90	1.63

Anexo II. Continuação.

Espécies	Ni	N/A	DeRe	DoRe	FrRe	IVI	IVC
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	9	9	0.94	0.39	1.43	2.76	1.33
<i>Myrcia rostrata</i>	9	8	0.94	0.50	1.27	2.71	1.44
<i>Trichilia pallida</i>	10	7	1.04	0.53	1.11	2.69	1.57
<i>Pourouma</i> sp	2	2	0.21	2.11	0.32	2.64	2.32
<i>Luhea divaricata</i>	4	3	0.42	1.54	0.48	2.44	1.96
<i>Guarea macrophylla</i>	10	6	1.04	0.19	0.96	2.19	1.24
<i>Machaerium stipitatum</i>	8	4	0.83	0.69	0.64	2.16	1.52
<i>Cordia trichotoma</i>	3	2	0.31	1.18	0.32	1.81	1.49
<i>Eugenia hyemalis</i>	7	6	0.73	0.11	0.96	1.79	0.84
<i>Persea pyrifolia</i>	3	3	0.31	0.99	0.48	1.79	1.31
<i>Vitex</i> sp	5	3	0.52	0.72	0.48	1.72	1.24
<i>Machaerium</i> sp	4	4	0.42	0.55	0.64	1.61	0.97
<i>Eugenia piriformis</i>	6	3	0.63	0.38	0.48	1.49	1.01
<i>Miconia</i> sp1	5	4	0.52	0.30	0.64	1.45	0.82
<i>Eugenia florida</i>	5	5	0.52	0.12	0.80	1.44	0.64
<i>Myrcia tomentosa</i>	7	4	0.73	0.07	0.64	1.44	0.80
<i>Styrax camporum</i>	5	4	0.52	0.21	0.64	1.37	0.74
<i>Lythraea moleoides</i>	4	4	0.42	0.32	0.64	1.37	0.73
<i>Endlicheria paniculata</i>	5	4	0.52	0.20	0.64	1.36	0.73
<i>Maytenus alaternoides</i>	5	5	0.52	0.03	0.80	1.35	0.55
<i>Cordia</i> sp	3	3	0.31	0.47	0.48	1.26	0.78
<i>Gomidesia affinis</i>	4	3	0.42	0.33	0.48	1.23	0.75
<i>Chomelia obtusa</i>	5	4	0.52	0.05	0.64	1.21	0.57
<i>Guarea guidonea</i>	5	3	0.52	0.16	0.48	1.16	0.68
<i>Dasyphyllum spinescens</i>	7	2	0.73	0.09	0.32	1.14	0.82
<i>Ocotea corymbosa</i>	4	4	0.42	0.05	0.64	1.11	0.47
<i>Dalbergia frutescens</i>	2	2	0.21	0.53	0.32	1.05	0.74
<i>Cordia ecalyculata</i>	3	3	0.31	0.11	0.48	0.90	0.42
<i>Cabralea canjerana</i>	3	3	0.31	0.11	0.48	0.90	0.38
<i>Chorisia speciosa</i>	1	1	0.10	0.57	0.16	0.84	0.68
<i>Citrus</i> sp	3	3	0.31	0.03	0.48	0.82	0.35
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	3	2	0.31	0.18	0.32	0.82	0.50
<i>Dillenia</i> sp	3	3	0.31	0.02	0.48	0.81	0.33
<i>Platypodium elegans</i>	1	1	0.10	0.53	0.16	0.79	0.63
<i>Casearia</i> sp	2	2	0.21	0.23	0.32	0.76	0.44
<i>Machaerium aculeatum</i>	2	2	0.21	0.23	0.32	0.75	0.44
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	1	0.10	0.48	0.16	0.74	0.58
<i>Ilex cerasifolia</i>	2	2	0.21	0.20	0.32	0.73	0.41
<i>Tapirira guianensis</i>	2	2	0.21	0.19	0.32	0.72	0.40
<i>Myrcia columbaensis</i>	3	2	0.31	0.02	0.32	0.65	0.33

Anexo II. Continuação

Espécies	Ni	N/A	DeRe	DoRe	FrRe	IVI	IVC
<i>Miconia</i> sp2	2	2	0.21	0.09	0.32	0.62	0.30
<i>Machaerim villosum</i>	2	2	0.21	0.06	0.32	0.59	0.27
<i>Casearia decandra</i>	3	1	0.31	0.11	0.16	0.58	0.42
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	2	2	0.21	0.05	0.32	0.58	0.26
<i>Psidium guajava</i>	2	2	0.21	0.04	0.32	0.57	0.25
<i>Piper arboreum</i>	2	2	0.21	0.03	0.32	0.56	0.24
<i>Calycorectes acutatus</i>	2	1	0.21	0.18	0.16	0.55	0.39
<i>Psidium rufum</i>	2	2	0.21	0.02	0.32	0.55	0.23
<i>Seguiera langsdorffii</i>	1	1	0.10	0.23	0.16	0.50	0.34
<i>Styrax pohlii</i>	2	1	0.21	0.11	0.16	0.48	0.32
<i>Chlorophora tinctoria</i>	1	1	0.10	0.18	0.16	0.44	0.28
<i>Ficus guaratinica</i>	1	1	0.10	0.17	0.16	0.43	0.27
<i>Aloysia virgata</i>	1	1	0.10	0.15	0.16	0.41	0.25
<i>Ocotea velloziana</i>	1	1	0.10	0.15	0.16	0.41	0.25
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	1	1	0.10	0.14	0.16	0.41	0.25
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> ..	1	1	0.10	0.13	0.16	0.39	0.24
<i>Eugenia gardneriana</i>	2	1	0.21	0.02	0.16	0.39	0.23
<i>Eugenia ligustrina</i>	2	1	0.21	0.02	0.16	0.38	0.22
<i>Tabebuia ochracea</i>	1	1	0.10	0.08	0.16	0.34	0.18
<i>Cecropia pachystachya</i>	1	1	0.10	0.08	0.16	0.34	0.18
<i>Brosimum</i> sp	1	1	0.10	0.07	0.16	0.33	0.17
<i>Guazuma ulmifolia</i>	1	1	0.10	0.07	0.16	0.33	0.17
<i>Arrabidaea tripinervea</i>	1	1	0.10	0.05	0.16	0.31	0.16
<i>Astronium graveolens</i>	1	1	0.10	0.04	0.16	0.31	0.15
<i>Myrcia venulosa</i>	1	1	0.10	0.02	0.16	0.28	0.13
<i>Trigonia</i> sp	1	1	0.10	0.01	0.16	0.28	0.12
<i>Ixora</i> sp	1	1	0.10	0.01	0.16	0.28	0.12
<i>Hybanthus</i> sp	1	1	0.10	0.01	0.16	0.27	0.11
<i>Casearia obliqua</i>	1	1	0.10	0.01	0.16	0.27	0.11
<i>Didymopanax vinosum</i>	1	1	0.10	0.01	0.16	0.27	0.11
<i>Trichilia elegans</i>	1	1	0.10	0.00	0.16	0.27	0.11
<i>Roupala</i> sp	1	1	0.10	0.00	0.16	0.27	0.11

5

Metais Pesados em Solos

Mariétte Sueli Baggio Brandão

Resumo	193
Summary	194
Introdução	195
Metais pesados: essencialidade e toxidez	195
Elementos químicos	197
Estudo de caso na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré-SP	201
Coleta e processamento das amostras	201
Teor total de íons de metais pesados no solo	203
Teor de íons de metais pesados no solo disponível à absorção por plantas ...	203
Resultados e discussão	204
Referências	206

Resumo

Neste capítulo são relatados métodos de coleta, de preparo e de determinação do teor de íons de metais pesados de amostras de solo coletadas na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré-SP, submetidas a diferentes condições de uso da terra: condições naturais (áreas de mata), de uso pecuário (áreas de pasto) e de uso agrícola (áreas de cultivo intensivo de tomate em rotação com milho e cana-de-açúcar). Na determinação dos teores - total e disponível para as plantas - de metais pesados do solo foram utilizados, respectivamente, o método digestão ácida das amostras em um forno de microondas e o método de extração com uma solução de DTPA. Os elementos Cu, Pb, Ni, Mn, Zn, Cr e Cd foram medidos em solução por meio de espectrofotometria de absorção atômica. As determinações de metais pesados são discutidas sob a perspectivas da sustentabilidade agrícola.

Summary

This chapter analyses the amount of heavy metals contained in soil samples collected at the Córrego Taquara Branca microbasin, Sumaré-SP, when exposed to different conditions, such as natural soil (native forest), soil under agricultural usage (cultures of tomato, corn and sugar cane) and from land used for cattle pasture. For the determination of total heavy metal concentrations and their corresponding quantity available to plants we describe two methods: an acid digestion in a microwave oven and an extraction method with DTPA solution. The elements Cu, Pb, Ni, Mn, Zn, Cr and Cd were measured using atomic absorption spectrophotometry. The use of these determinations as an indicator for sustainable agriculture is discussed.

Introdução

Indicadores de sustentabilidade são instrumentos utilizados para medir e monitorar os graus de sustentabilidade dos diferentes modelos de produção agropecuária, permitindo verificar se as tecnologias empregadas têm um efeito positivo ou negativo na sustentabilidade de um agroecossistema (Camino & Müller, 1993).

Os problemas ambientais gerados pela agricultura, relativos a contaminação de solo por metais pesados, por exemplo, decorrem do uso intensivo de agrotóxicos, daí a relevância da determinação e do monitoramento destes metais como um indicador de sustentabilidade.

A área estudada - Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB) - caracteriza-se por um elevado uso de agrotóxicos, notadamente os empregados no cultivo do tomate em larga escala. Além do tomate, cultiva-se na área, milho, cana-de-açúcar e outras hortaliças.

Nesse estudo, procurou-se quantificar os teores de íons de metais pesados, particularmente, Cu, Mn, Zn, Pb, Ni, Cd e Cr, em amostras de solo submetidas a diferentes condições de uso (natural, pecuário e agrícola).

Metais pesados: essencialidade e toxidez

Os metais pesados Cu, Zn, Ni, Mn e Cr podem ser classificados como essenciais e Pb e Cd como não-essenciais. A deficiência dos primeiros pode trazer problemas para o ser humano, enquanto a essencialidade de Pb e Cd é questionada por Mertz (1987). A presença em excesso de metais pesados pode trazer sérios problemas aos seres vivos.

De acordo com Van Loon (1985), os metais não-essenciais podem reagir com proteínas, DNA e RNA, ou outras substâncias, afetando os processos metabólicos. No caso de enzimas, podem causar sua inibição e mudança na velocidade de decomposição catalítica de certos metabólitos. A contaminação por

metais pode resultar em mudanças reversíveis pela interrupção da exposição ao metal ou em mudanças irreversíveis.

Os metais pesados, tais como Cd, Pb, Ni, Zn, Cu, Cr e Mn sofrem várias reações químicas no solo. As principais são: a) adsorção na superfície de argilominerais e óxidos (Brandão & Galembeck, 1990, Brandão 1988; Yao & Millero, 1996); b) complexação com os ácidos húmicos, fúlvicos, ligantes orgânicos e inorgânicos (Wittbrodt & Palmer, 1996, Selli et al. 1996, Petruzzelli et al. 1981); c) precipitação como carbonatos, hidróxidos, óxidos, sulfetos, entre outros (Alloway, 1993); d) oxidação e redução (Wittbrodt & Palmer, 1996). O equilíbrio químico destas reações define a disponibilidade e a toxidez para as plantas (Alloway, 1993; Gorchach & Gambus, 1992; Beckett, 1989; Tiller, 1989).

A Tabela 1 resume valores de concentração máxima aceitável para alguns metais pesados em solo estabelecidas por alguns países da Europa e pelo Canadá.

Tabela 1. Níveis limites de metais pesados em solos estabelecidos pelo Canadá e alguns países da Europa (Casarini, 1996).

Nível máximo de metal aceitável no solo (ppm)							
País	Canadá (Alberta)	Canadá (Ontário)	Canadá (Ontário)	Canadá (Quebec)	Inglaterra	Holanda	Alemanha
Metal	Áreas agrícolas		Solos arenosos				
	Cd	1	1-6	0,5- 3,0	1,5	3,0	1,0
Cr	600	120	60	75	600	100	-
Co	100	-	-	15	-	20	-
Cu	200	100	50	50	130	50	300
Pb	800	60	30	50	500	50	200
Ni	250	-	-	-	-	-	60
Zn	100	220	110	100	300	200	-
Hg	-	0,5	0,25	0,2	1,0	0,2	40
Ag	-	-	-	2,0	-	2,0	-

Elementos químicos

Chumbo (Pb)

Segundo Onaga (1996) e Seiler et al. (1988), o chumbo é o metal pesado mais abundante no ambiente. Ocorre na natureza na forma de quatro isótopos estáveis: ^{204}Pb 1,2 - 1,6 %; ^{206}Pb 20 - 28 %; ^{207}Pb 20 - 23 % e ^{208}Pb 50 - 54 %. O chumbo pode ser utilizado na indústria de baterias, em aditivos de combustíveis, em revestimentos de cabos, em pigmentos, entre outros. É um elemento não-essencial, podendo ser acumulado no organismo. Compostos inorgânicos de chumbo penetram no organismo pela sua inalação ou ingestão, e compostos orgânicos podem penetrar pela pele. O excesso de chumbo no organismo pode causar efeitos neurológicos, hematológicos, renais e danos no trato gastrointestinal. A presença de chumbo no sangue causa alterações no metabolismo de DNA e RNA. O chumbo pode ainda inibir o transporte intracelular. Segundo Bercovitz & Laufer (1992), a maior parte de chumbo no corpo humano se acumula no sangue e nos ossos. De acordo com Schwartz (1986), o nível máximo de chumbo permitido no Brasil, em águas doces, é de 0,03mg/l.

Cobre (Cu)

O cobre encontra-se largamente distribuído na natureza na forma elementar ou na forma de sais, e pode ser encontrado na crosta terrestre ou nos oceanos. O cobre e seus compostos são utilizados principalmente na produção de equipamentos elétricos, esmaltes e pigmentos, instrumentos de condução térmica, fertilizantes e agrotóxicos. É considerado um elemento essencial, estando relacionado à síntese da hemoglobina e ao desenvolvimento dos tecidos. Sua deficiência pode causar perda de peso, anemia e deficiência na formação de ossos e cartilagens. Com a ingestão excessiva pode ocorrer o acúmulo no fígado, e a longo prazo, no cérebro e nos rins, podendo causar problemas hepáticos e renais (Onaga, 1996; Seiler et al., 1988). A quantidade de cobre encontrada no corpo humano varia entre 100 e 150mg (Tsalev & Zaprianov, 1984). A ingestão diária de cobre deve ser entre 2 e 3mg. Pode ser encontrado no solo entre 2 e 100mg Cu/kg, no ar entre 0,01 e 0,57mg/m³ e na água

potável entre 0,01 a 1,0mg/l. No Brasil, o limite máximo de cobre permitido para águas doces é de 0,02mg/l (Schwartz, 1986).

Cromo (Cr)

O cromo encontra-se distribuído na atmosfera, hidrosfera e crosta terrestre. Os estados de oxidação mais comumente encontrados são Cr(III) e Cr(VI). O cromo e seus compostos são utilizados na indústria metalúrgica e têxtil, na produção de corantes, pigmentos, conservantes de madeira e para estampar e curtir o couro. Segundo Onaga (1996) e Seiler et al. (1988), o Cr(III) é considerado um elemento essencial para manter o metabolismo da glicose, de lipídeos e proteínas. A sua deficiência pode causar diabetes e doenças cardiovasculares. Por outro lado, o cromo(VI) é considerado tóxico devido ao seu alto poder oxidante e fácil permeação em membranas biológicas (Wittbrodt & Palmer, 1996). Os limites máximos de Cr(III) e Cr(VI) estabelecidos para águas doces no Brasil são, respectivamente, 0,5 e 0,05mg/l (Schwartz, 1986).

Manganês (Mn)

O manganês é largamente distribuído na crosta terrestre, representando cerca de 0,1%, sendo encontrado em rochas ígneas e sedimentares. O manganês e seus compostos são utilizados na produção de ligas de aço, revestimento anticorrosivo de metais, na indústria têxtil, em baterias, em pigmentos, como aditivos em graxas, fertilizantes, agrotóxicos, e na produção de borracha. É um elemento essencial para os vegetais e animais pois tem uma função importante na formação de ossos e tecidos, na reprodução e no metabolismo de lipídeos e carboidratos. A sua deficiência pode causar perda de peso, redução no crescimento e alteração na coloração dos cabelos. Quando em excesso, o manganês apresenta efeito tóxico no sistema nervoso. A quantidade total de manganês encontrada no corpo humano está entre 10 e 20mg (Tsalev & Zaprianov, 1984). A ingestão diária de manganês deve ser entre 2 e 3mg. O teor máximo de Mn permitido para águas doces no Brasil é de 0,1mg/l (Schwartz, 1986).

Níquel (Ni)

O níquel encontra-se largamente distribuído no ambiente na sua forma metálica ou de sais. É proveniente de rochas, solos e ciclos biológicos. Seus compostos podem ser utilizados na produção de ligas, como catalisador para a hidrogenação de óleos e outros compostos orgânicos, em pigmentos e em componentes eletrônicos. O níquel é considerado um elemento essencial, podendo ser tóxico dependendo da concentração e da forma química em que se encontra. A exposição a compostos de níquel pode causar alergia e distúrbio no trato respiratório (Onaga, 1996; Seiler et al., 1988). A quantidade de níquel encontrada no corpo humano é de aproximadamente 10mg. A ingestão diária de níquel deve ser entre 165mg e 500mg. Pode ser encontrado no solo a aproximadamente 40mg Ni/kg, no ar a aproximadamente 25ng/m³, na atmosfera urbana a 6ng/m³, e na água potável entre 1mg/l a 4,8mg/l (Tsalev & Zaprianov, 1984). A quantidade máxima permitida no Brasil para este elemento em águas doces é de 0,025mg/l (Schwartz, 1986).

Zinco (Zn)

O zinco encontra-se largamente distribuído na crosta terrestre e é encontrado em rochas e no solo na forma de sais. Ocorre na natureza na forma de cinco isótopos estáveis: ⁶⁴Zn 48,9%, ⁶⁶Zn 27,8%, ⁶⁷Zn 4,1%, ⁶⁸Zn 18,6% e ⁷⁰Zn 0,6%. Pode ser utilizado na produção de ligas, na indústria têxtil e de borracha, na manufatura de vidro e cerâmica e como protetor anti-corrosivo. É um elemento essencial ao homem, atuando no processo de divisão celular. A sua deficiência influencia no crescimento, no desenvolvimento ósseo, na integridade da pele, e na função dos órgãos reprodutores. A quantidade total de zinco encontrada no corpo humano está entre 1,4g e 2,3g. A ingestão diária de zinco deve ser entre 5mg e 22mg. Pode ser encontrado no solo entre 10 e 300mg Zn/kg; no ar entre 0,01 e 0,84mg/m³ na atmosfera urbana, entre 0,01 e 0,84mg/m³ na atmosfera rural, e na água potável aproximadamente 10mg/l (Tsalev & Zaprianov, 1984). O teor máximo estabelecido para este elemento em águas doces no Brasil é de 0,18 mg/l (Schwartz, 1986).

Cádmio (Cd)

O cádmio ocorre naturalmente no ambiente em níveis baixos, geralmente com outros metais, principalmente o zinco. Grande parte das pesquisas indicam que Cd não é um elemento essencial. O seu efeito tóxico em peixes se dá quando presente em compostos solúveis. Este metal é principalmente acumulado nas brânquias, fígado e rins, sendo extremamente perigoso, ocasionando um envenenamento progressivo (CETESB, 1982). É normalmente encontrado em águas naturais a baixas concentrações, que podem variar na faixa de 10mg/l a 110mg/l de acordo com informações obtidas pela EPA (1972). Seres humanos tem apresentado problemas de saúde quando expostos a concentrações da ordem de 300 ppm de Cd em água e 530ppm em gelatina. Ainda de acordo com a EPA (1972), experimentos realizados com ratos e cachorros indicaram uma acumulação de Cd nos rins e fígado destes animais. Baseado nisso, recomenda-se uma concentração menor ou igual a 0,1mg/l de Cd na água para consumo. No Brasil a concentração limite estabelecida para este elemento é de 0,05mg/l para águas doces (Schwartz, 1986). O solo agrícola é o principal responsável pela contaminação de alimentos com Cd (Tjell & Christensen, 1992).

A Tabela 2 ilustra alguns dos principais agrotóxicos aplicados na MCTB.

Tabela 2. Agrotóxicos comumente utilizados na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré-SP.

Nome Comercial	Classe	Fórmula Molecular	Grupo Químico
Benlate	Fungicida, acaricida	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃	Carbamato
Afugan	Fungicida	C ₁₄ H ₂₀ N ₃ O ₅ PS	Organofosforado
Decis	Inseticida	C ₂₂ H ₁₆ Br ₂ NO ₃	Carboxilato
Afalon	Herbicida	C ₈ H ₁₀ Cl ₂ N ₂ O ₂	Diclorofenilato
Tamaron	Inseticida, acaricida	C ₇ H ₈ NO ₂ PS	Organofosforado
Furadan	Inseticida, acaricida, nematocida	C ₁₂ H ₁₅ NO ₃	Carbamato
Cobre Sandoz	Fungicida	CuSO ₄ .3Cu(OH) ₂ .H ₂ O	Cúprico
Karate	Inseticida, acaricida	C ₁₈ H ₂₄ N ₂ O ₆	Nitrofenil
Dithane	Fungicida	C ₃ H ₅ N ₂ S ₄ Mn e Zn	Ditiocarbamato
Folidol	Inseticida, acaricida	C ₄ H ₁₀ NO ₃ PS	Organofosforado
Orthene	Inseticida, acaricida	C ₄ H ₁₀ NO ₃ PS	Organofosforado
Funguran	Fungicida	3Cu(OH) ₂ .CuCl ₂ . Cu ₂ (OH) ₃ Cl	Cúprico
Cartap	Inseticida	C ₇ H ₁₆ ClN ₃ O ₂ S ₂	Ditiocarbamato
Tiobel	Inseticida	C ₇ H ₁₆ ClN ₃ O ₂ S ₂	Ditiocarbamato
Gramoxone	Herbicida	C ₁₂ H ₁₄ Cl ₂ N ₂	Piridilo
Fusilade	Herbicida	C ₁₉ H ₂₀ F ₃ NO ₄	Fenoxipropionato

Estudo de caso na Microbacia do Córrego Taquara Branca, Sumaré-SP

Coleta e processamento das amostras

Foram coletadas 15 amostras de solo na Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB), a fim de se quantificar o teor de metais pesados presentes em função de diferentes condições de uso da terra. As amostras foram coletadas em cinco diferentes áreas da Microbacia, a cada quatro meses, pelo período total de um ano. As áreas de coleta foram escolhidas de maneira a se obter diferentes condições de uso de terra, as quais variaram desde condições naturais (área de mata) a condições de cultivo agrícola intensivo (áreas de cultivo de tomate em rotação com milho e cana-de-açúcar), incluindo-se uma condição de uso pecuário (pasto). As características físicas e químicas dos solos nessas cinco áreas e o respectivo tipo de cobertura vegetal presentes durante a coleta das amostras estão indicadas na Tabela 3. Cada amostra foi constituída por quinze subamostras de solo de 7x7x10cm, obtidas aleatoriamente de cada área de estudo. Cada amostra composta foi homogeneizada, peneirada ($f = 4\text{mm}$) e submetida a ensaios de determinação de: a) teor total de metais pesados presentes no solo e b) quantidade destes metais extraível pelas plantas.

Tabela 3. Características físicas e químicas dos solos utilizados.

Áreas	Tipo de Solo ^a	pH(H ₂ O)	Al ³⁺ meq/	Ca ²⁺ meq/	Mg ²⁺ meq/	K ⁺ meq/	MO % ^c
			100 ml TFSA ^b	100 ml TFSA	100 ml TFSA	100 ml TFSA	
Mata	LE1	5,1	6	15	4	3,6	40
Pasto	PV1	6,0	0	45	11	8,0	35
Milho*	PV1	6,2	0	63	13	7,5	24
Tomate	LE2	6,0	0	29	9	1,4	21
Cana*	PV1	6,1	0	54	12	6,3	22

*Cobertura vegetal plantada imediatamente após o cultivo de tomate na área.

^a Tipos de solo:

LE1: Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e alíco proeminente textura média/argilosa.

PV1: Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico e alíco, textura argilosa e médio- argilosa.

PV2: Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico e alíco, textura média e arenosa/média.

LE2: Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e alíco proeminente textura média.

^b TFSA: terra fina seca ao ar.

^c MO%: porcentagem de matéria orgânica.

A determinação do teor total de íons de metais pesados no solo foi feita por meio de espectroscopia de absorção atômica após digestão ácida das amostras em forno de microondas (modelo MLS-1200 MEGA da Milestone, equipado com rotor MDR 300/S) de acordo com metodologia adaptada de Tessier et al.(1979); Blust et al.(1988); Burger et al. (1992). Nesta metodologia 0,25g de solo seco, moído e peneirado foram digeridos em presença de uma mistura contendo 5,5ml de HNO₃ (65%); 2,5ml de HF (48-51%) e 1,5ml de H₂O₂ (30%) por um tempo total de 29 minutos, a temperatura de 80-100°C e pressão de 3-8bar.

A determinação do teor de íons de metais pesados no solo disponíveis à absorção por plantas foi feita também por meio de espectroscopia de absorção atômica após extração via DTPA (ácido dietilenotriaminopentaacético) utilizando-se um procedimento adaptado do trabalho de Lindsay & Norvell (1978). Neste procedimento um volume de aproximadamente 20cm³ de solo (seco, moído e peneirado) foi misturado com 40ml da solução extratora de DTPA (composta de uma mistura de DTPA 0,005M, trietanolamina 0,1M e cloreto de cálcio dihidratado 0,01M tamponada a pH = 7,3 pela adição de uma solução de ácido clorídrico 4M). As amostras foram então agitadas por duas horas. Após este período, a solução extratora foi separada do solo por intermédio de centrifugação (3000rpm, 10 minutos) e a concentração dos seguintes elementos Cd, Cu, Pb, Zn, Mn, Cr e Ni foi determinada nos extratos obtidos utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica (Shimadzu, modelo AA 680, equipado com um queimador do tipo ar-acetileno e forno de grafite).

Teor total de íons de metais pesados no solo

Os teores totais obtidos para Cu, Zn, Ni, Cr, Mn, Pb e Cd, em diferentes tipos de cobertura vegetal, estão indicados na Tabela 4.

Tabela 4. Teores totais de metais pesados determinados em amostras de solo coletadas na MCTB (Sumaré, SP) em diferentes tipos de cobertura vegetal.

Elementos	Teor total de metais pesados/ppm (média ± desv. padrão)				
	Áreas				
	Mata	Pasto	Milho [*]	Tomate	Cana [*]
Cu	23 ± 9	34 ± 9	43 ± 6	107 ± 25	52 ± 2
Zn	26 ± 2	32 ± 1	48 ± 13	45 ± 12	34 ± 2
Ni	34 ± 6	34 ± 4	37 ± 4	44 ± 5	39 ± 7
Cr	33 ± 5	24 ± 2	23,4 ± 0,3	26 ± 5	25 ± 3
Mn	199 ± 29	240 ± 18	190 ± 7	295 ± 93	169 ± 3
Pb	36 ± 4	30 ± 4	30 ± 11	32 ± 2	35 ± 7
Cd	2,1 ± 1,3	2,5 ± 0,3	2,6 ± 0,7	2,6 ± 0,5	3 ± 1

* Cobertura vegetal plantada imediatamente após o cultivo de tomate na área.

Teor de íons de metais pesados no solo disponível à absorção por plantas

Os teores de íons Cu, Zn, Ni, Cr, Mn, Pb e Cd disponíveis à absorção por plantas estão indicados na Tabela 5.

Tabela 5. Teores de metais pesados disponíveis à absorção por plantas, determinados em amostras de solo coletadas na MCTB (Sumaré, SP), em diferentes tipos de cobertura vegetal.

Elementos	Teor de metais pesados/ppm (média ± desv. padrão)				
	Áreas				
	Mata	Pasto	Milho [*]	Tomate	Cana [*]
Cu	2,4 ± 0,3	8,0 ± 0,1	19,0 ± 0,8	17,4 ± 0,4	18 ± 4
Zn	1,3 ± 0,1	1,39 ± 0,01	2,64 ± 0,02	1,13 ± 0,06	0,7 ± 0,1
Ni	0,44 ± 0,07	0,21 ± 0,04	0,13 ± 0,03	0,10 ± 0,07	0,04 ± 0,03
Cr	0,38 ± 0,09	0,13 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,14 ± 0,03	0,03 ± 0,01
Mn	27 ± 1	36,9 ± 0,6	25,4 ± 0,3	10,3 ± 0,2	13 ± 3
Pb	3,4 ± 0,5	3,16 ± 0,05	1,84 ± 0,06	1,25 ± 0,05	1,0 ± 0,2
Cd	0,009 ± 0,006	0,013 ± 0,006	0,03 ± 0,006	<0,002	0,009 ± 0,006

* Cobertura vegetal plantada imediatamente após o cultivo de tomate na área.

Resultados e Discussão

Os teores totais de Cu e Zn foram superiores nos solos cultivados com milho, tomate e cana, quando comparados com os obtidos nos solos de mata. Esses resultados poderiam ser atribuídos ao uso de agrotóxicos a base destes metais, sobretudo para o controle de doenças fúngicas (Tabela 2). Concentrações elevadas desses elementos, particularmente de Cu, foram identificadas em solos cultivados com tomate, cultura que demanda a aplicação de uma grande variedade de agrotóxicos durante o seu ciclo.

As concentrações dos íons Cu, Zn, Pb, Ni, Cr e Cd estiveram dentro dos limites aceitáveis recomendados por países como Inglaterra e Alemanha. Porém, os teores de Cu (107ppm) e Cd (2,6ppm) estiveram acima dos valores recomendados pela Holanda (Cu 50ppm e Cd 1ppm) e Província de Quebec, Canadá (Cu 50ppm e Cd 1,5ppm). As concentrações de Pb se encontraram no limite máximo aceitável recomendado pela Província de Ontário, Canadá, para solos arenosos (Tabela 1).

Os teores observados de Cu disponíveis para as plantas foram de três a oito vezes superiores nos solos cultivados em comparação com os solos de mata.

Dependendo da atividade agropecuária desenvolvida, a disponibilidade de Zn às plantas variou em relação aos teores encontrados na mata, sendo maior em área sob cultivo de milho, menor em área de cana, ou igual em áreas de pastagem e de cultivo de tomate.

Os teores disponíveis de Ni, Cr, Mn e Pb foram, em contraposição ao comportamento observado para Cu, sempre menores nas áreas sob cultivo de milho, cana e tomate, quando comparados com os observados em solos de mata.

Dois características química e físico-química dos solos - matéria orgânica e o pH - têm um papel significativo na capacidade de adsorção e dessorção de metais pesados em solos e sua disponibilidade às plantas. Goriach & Gambus (1992) relatam várias propriedades de solos considerando a fitotoxicidade de metais pesados e sua disponibilização às plantas. Entre as propriedades básicas dos solos, o pH mostra um efeito significativo na fitotoxicidade e fitodisponibilidade dos metais. A adição de sais à base de cálcio ao solo diminui a adsorção de Ni e Zn pelas plantas; a presença de

turfa no solo diminui a adsorção de Cd, Cu e Pb, enquanto que a fertilização com compostos fosforados mostra ser menos efetiva no processo de adsorção por plantas com relação as adições de sais de cálcio ou de turfa no solo. Os efeitos causados por um aumento no pH tornam-se maiores à medida que a concentração do metal é aumentada, contudo estas diferenças variam de acordo com as espécies vegetais. Em vista dessas observações, é possível que a menor disponibilidade às plantas dos elementos Ni (nas áreas de cultivo de milho, cana e tomate) e de Zn (na área de cana), sejam decorrentes da presença de sais de cálcio no solo da MCTB, em virtude de calagens realizadas durante as preparações do solo (Tabela 3).

Petruzzelli et al. (1981) estudaram as interações entre metais pesados e matéria orgânica no solo. Segundo estes autores, o máximo de adsorção de Pb, Cd, Cu, Zn e Ni varia muito em função do metal em estudo (por exemplo: 0,52mg/mg para Pb; 11,1mg/mg para Cu) e diminui com a destruição da matéria orgânica. Os coeficientes de energia de ligação variam de 0,040 (Ni) a 0,439 (Pb) e também diminuem para todos os metais com a destruição da matéria orgânica. Experimentos realizados por Petruzzelli et al. (1981) com sementes de trigo em solos tratados com quantidades crescentes de Cu ou Cd, sugerem que os metais são inicialmente complexados por substâncias húmicas de alto peso molecular em formas não disponíveis às plantas. Quando estes sítios são saturados os metais são adsorvidos por substâncias húmicas de menor peso molecular. Apenas os metais ligados a sítios de adsorção fracos se tornam disponíveis às plantas. Dessa forma, é possível que a presença de uma maior quantidade de matéria orgânica no solo na área de mata (Tabela 3) seja responsável pela menor disponibilidade de Cu, Zn e Cd nesta área em relação às áreas agrícolas.

Conclui-se que a concentração de íons de metais pesados - sobretudo Cu e Zn - no solo, submetido à diferentes condições de uso, corresponde a um importante indicador de sustentabilidade agrícola. Trata-se de um indicador que interage com outros indicadores afetados pela presença de metais pesados no solo. Como exemplo de tais indicadores podem ser citados a taxa de desenvolvimento de plantas, a taxa de crescimento de micorrizas e fungos, o estado de saúde do ser humano; erosão e lixiviação, a diversidade de microrganismos no solo, entre outros.

A concentração de íons de metais pesados no solo, apesar de tratar-se de um importante indicador de sustentabilidade, ainda depende do estabelecimento de parâmetros para a sua aplicabilidade. O principal deles, certamente, diz respeito ao conhecimento dos teores máximos aceitáveis desses metais para os solos nacionais, o que deverá ser objeto de pesquisas futuras.

Referências

- ALLOWAY, B.J. *Heavy metals in soils*. London: Blackie Academic & Professional, 1993. p. 339-343.
- BECKETT, P.H.T. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludge: treated soils. *Advances in Soil Sciences*, v. 9, p. 141-176, 1989.
- BERCOVITZ, K.; LAUFER, D. Lead release from human trabecular bone. In: VERNET, J.-P. *Impact of heavy metals on the environment*. Amsterdam: Elsevier, 1992. p. 1-13. (Trace Metals in the Environment, 2)
- BLUST, R.; VAN DER LINDEN, A.; VERHEYEN, E.; DECLEIR, W. Evaluation of microwave heating digestion and graphite furnace atomic absorption spectrometry with continuum source background correction for the determination of Fe, Cu and Cd in brine shrimp. *Journal of Analytical and Atomic Spectrometry*, v. 3, p. 387-393, 1988.
- BRANDÃO, M.S.B. *Um novo adsorvente de íons de metais pesados: o composto oxido de manganês (iv)/acetato de celulose fibroso*. 1998. 217 p. Dissertação (Mestrado). - Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, 1998.
- BRANDÃO, M.S.B.; GALEMBECK, F. Copper, lead, and zinc adsorption on MnO₂-impregnated cellulose acetate. *Colloids and Surfaces*, v. 48, p. 351-362, 1990.
- BURGER, J.; SCHREIBER, E.A.E.; GOCHFELD, M. Lead, cadmium, selenium and mercury in seabird feathers from the tropical mid-Pacific. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 11, p. 815-822, 1992.

CAMINO, R.; MÜLLER, S. *Agricultura, recursos naturales y desarrollo sostenible - Apuntes para el marco conceptual. La definición de sostenibilidad, las variables principales y bases para establecer indicadores*. San Jose, Costa Rica: HCA, 1993. 13 p.

CASARINI, D.C.P. Padrões de qualidade de solo e águas subterrâneas. In: WORKSHOP SOBRE BIODEGRADAÇÃO, 1996, Campinas. *Anais...* Jaguariúna: EMBRAPA-CNPMA, 1996. p. 21-38. (EMBRAPA-CNPMA. Documentos, 5).

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Piscicultura e qualidade das águas do Estado de São Paulo*. São Paulo, 1982. v.2, p. 86-130.

DORAN, J.M.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M.A. *Soil health and sustainability*. New York: Academic Press, 1996. 55 p. (Advances in Agronomy, 56).

EPA. *Water quality criteria*. Section III: Fresh water, aquatic life and wildlife. Section V: Agricultural Uses of Water. Washington, 1972. 594 p.

GORLACH, E.; GAMBUS, F. A study of the effect of sorption and desorption of selected heavy metals in soils on their uptake by plants. *Pol. Zesz. Probl. Postepow nauk Roln.*, v. 398, p. 47-52, 1992.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal*, v. 42, p. 421-428, 1978.

MARTIN, H. Inorganics. In: TORGESON, D.C. (Ed.). *Fungicides: an advanced treatise*. New York: Academic Press, 1969. v. 2, cap. 3, p.101-117.

MERTZ, W. *Trace elements in human and animal nutrition*. 5.ed. New York: Academic Press, 1987. v. 1.

PETRUZZELLI, G.; GUIDI, G.; LUBRANO, L. Interactions among heavy metals and organic matter in soil. In: HEAVY METALS AND ENVIRONMENT INTERNATIONAL CONFERENCE, 3., 1981, Edinburg, UK. *Proceedings...* Edinburg: CEP Consult., 1981. p. 686-689.

SCHWARTZ, D.L. Resolução n.20 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Desenvolvimento Urbano e do Meio Ambiente. *Diário Oficial da União*, Seção I, p. 11356-11360, 30 jul.1986.

SELLI, E.; GIORGI, A. de; BIDOGLIO, G. Humic acid-sensitized photoreduction of Cr(VI) on ZnO particles. *Environmental Science & Technology*, v. 30, n. 2, p. 598-604, 1996.

TESSIER, A. ; CAMPBELL, P.G.C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, v. 51, n. 7, p. 844-851, 1979.

TILLER, K.G. Heavy metals in soils and their environmental significance. *Advances in Soil Science*, v. 9, p. 113-142, 1989.

TJELL, J.C.; CHRISTENSEN, T.H. Sustainable management of cadmium in Danish agriculture. In: VERNET, J.-P. *Impact of heavy metals on the environment*. Amsterdam: Elsevier, 1992. p. 273-286. (Trace Metals in the Environment, 2).

TSALEV, D.L.; ZAPRIANOV, Z.K. *atomic absorption spectrometry in occupational and environmental healthy practice*. Boca Raton: CRC Press, 1984. v.1.

VAN LOON, J.C. *Chemical analysis – Selected methods of trace metal analysis: biological and environmental samples*. New York: Wiley-Interscience, 1985.

WITTBRODT, P.R.; PALMER, C.D. Effect of temperature, ionic strength, background electrolytes, and Fe(III) on the reduction of hexavalent chromium by soil humic substances. *Environmental Science and Technology*, v. 30, n. 8, p. 2470-2477, 1996.

YAO, W.; MILLERO, F.J. Adsorption of phosphate on manganese dioxide in seawater. *Environmental Science and Technology*, v. 30, n. 2, p. 536-541, 1996.

6

Supressividade de Solos a Fitopatógenos

Raquel Ghini

Resumo	211
Summary	212
Introdução	213
Conceito de supressividade	215
Fatores bióticos relacionados com a supressividade de solos	216
Fatores abióticos relacionados com a supressividade de solos	216
Métodos de avaliação de supressividade de solos	217
Estudo de caso na Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB)	218
Resultados e discussão	220
Referências	225

Resumo

A supressividade de solos a fitopatógenos é discutida como indicador de sustentabilidade de agroecossistemas. Na Microbacia do Córrego do Taquara Branca, a supressividade a *Rhizoctonia solani* foi avaliada por meio do crescimento micelial do patógeno nas amostras de solo. Solos de pasto e pousio, seguidos de solos de mata, foram os mais supressivos, ao passo que os solos sob cultivo com cana-de-açúcar, milho, café e solo arado foram os mais conducentes. Correlações positivas foram observadas entre a quantidade de FDA hidrolisado, desprendimento de CO₂, teor de matéria orgânica e supressividade ao patógeno.

Summary

The soil suppressiveness to plant pathogens is discussed as a sustainability indicator of agroecosystems. In areas of the Taquara Branca microbasin, the suppressiveness to *Rhizoctonia solani* was evaluated by the mycelial growth of the pathogen on soil samples. Soils from pasture, fallow ground and forest were classified as suppressive soils, whilst sugar cane, maize, coffee and ploughed soils, were described as conducive soils. Positive correlations were observed the amount of hydrolyzed FDA, CO₂ evolution, organic matter and suppressiveness to the pathogen.

Introdução

O recurso solo é um componente fundamental do agroecossistema e, por esse motivo, diversos estudos de microbiologia de solos têm tentado avaliar a sua deterioração ou a melhoria da sua qualidade. Visser & Parkinson (1992), fazendo uma revisão sobre as variáveis biológicas usadas como indicadores de qualidade de solos, discutem as escalas utilizadas para esses estudos: 1) população, incluindo estudos de dinâmica de espécies supostamente importantes ou sensíveis; 2) comunidade, como diversidade e frequência de espécies; 3) ecossistema, incluindo estudos de processos que ocorrem no solo, como, por exemplo, a ciclagem do carbono e do nitrogênio. A conclusão dos autores é de que, entre as três opções, os estudos dos processos que ocorrem no ecossistema oferecem maior rapidez de avaliação das alterações que ocorrem na qualidade do solo.

Segundo Domsch et al. (1983), indicadores de impactos causados por agroquímicos na microbiota do solo podem ser classificados em três grupos: 1) altamente sensíveis: populações de nitrificadores, *Rhizobium* e actinomicetos, taxa de degradação da matéria orgânica e nitrificação; 2) medianamente sensíveis: populações de algas, bactérias e fungos, desprendimento de CO₂, desnitrificação e amonificação; 3) pouco sensíveis: populações de *Azotobacter*, microrganismos em geral, amonificadores e capacidade de fixação anaeróbia de N₂.

A maioria dos trabalhos, contudo, relaciona as comunidades microbianas dos solos com os aspectos de fertilidade, sendo que essa característica também pode ser afetada por fatores físicos e químicos, além dos aspectos climáticos e culturais. Park & Cousins (1995) definem a "saúde biológica" do solo como a capacidade do solo de manter a produtividade no tempo, resistindo às mudanças agroecológicas que surgem como consequência de alterações econômicas, climáticas e culturais. Apesar da amplitude da definição, os autores consideram principalmente os aspectos relacionados com a fertilidade de solos, sugerindo que o agroecossistema seja estudado como uma estrutura tridimensional, na qual a distribuição do carbono desempenha um papel central. Da mesma forma, Jordan et al. (1995), avaliando os métodos

microbiológicos como potenciais indicadores de qualidade de solos em campos agrícolas, concluíram que a biomassa-C e a análise de enzimas foram os melhores indicadores.

A agricultura, especialmente a praticada de forma intensiva, tende a manipular o ambiente do solo de forma a alterar suas propriedades químicas, físicas e microbiológicas, levando ao aumento da ocorrência de doenças de plantas causadas por patógenos habitantes do solo. A exemplo disso, diversas áreas de monoculturas irrigadas com o sistema de pivô central apresentam, após algum tempo, uma redução acentuada de produtividade devido ao desenvolvimento de patógenos veiculados pelo solo. Um dos casos mais freqüentes é a queda de produção de feijão irrigado com pivô central devido a ocorrência de *Fusarium* spp. e *Sclerotinia sclerotiorum*. Esses patógenos, entre os quais diversos fungos, bactérias e nematóides, geralmente são causadores do apodrecimento de sementes ou outros órgãos de propagação, tombamento de plântulas, podridão de raízes e murcha devido a danos no sistema vascular. Por constituírem-se de microrganismos habitantes do solo, apresentam elevada capacidade saprofitica e, em muitos casos, uma ampla gama de hospedeiros, tornando difícil o controle através de rotação de culturas. Além disso, nem sempre variedades resistentes estão disponíveis e o controle químico geralmente é caro, pouco eficiente, além de deixar resíduos. Muitas vezes, devido à falta de controle dessas doenças, os prejuízos são tão elevados que determinam a necessidade de mudança de atividade e, até mesmo, o abandono de áreas, gerando sérios problemas econômicos e sociais.

Um aspecto que tem sido negligenciado é o fato das interações microbianas, assim como as características físicas e químicas de alguns solos, poderem naturalmente prevenir o estabelecimento de fitopatógenos ou inibir suas atividades patogênicas. Essa característica é denominada supressividade de solos a fitopatógenos e permite a classificação em solos conducentes e supressivos. Baker & Cook (1974) definem solo supressivo como aquele que apresenta inospitalidade a determinados fitopatógenos.

A supressividade de solos a fitopatógenos constitui um importante indicador de sustentabilidade de agroecossistemas, visto que trata-se de um fator que pode colocar em risco todo o sistema.

Conceito de supressividade

Em alguns solos, definidos como supressivos por Baker & Cook (1974), o desenvolvimento de doenças é suprimido, mesmo se o patógeno é introduzido na presença do hospedeiro suscetível. Nesses solos, o patógeno: a) não se estabelece; b) se estabelece, mas não produz doença, ou c) se estabelece e causa doença por um determinado período, porém sofre um declínio com o tempo. A supressão da doença pode ocorrer nas diversas etapas do ciclo de vida do patógeno, reduzindo a sobrevivência de estruturas de resistência e micélio em restos da planta hospedeira, inibindo a germinação de esporos ou estruturas de resistência, reduzindo o crescimento na rizosfera ou rizoplano, ou inibindo a penetração nas raízes (Schneider, 1982).

Nos estudos de supressividade, uma abordagem holística deve ser empregada, visto que não se pode isolar um único componente do sistema (Schneider, 1982). As interações entre as propriedades químicas, biológicas e físicas do solo determinam o sucesso ou não da atividade do patógeno.

Segundo Rodríguez-Kábana & Calvet (1994), vários exemplos de supressividade de ocorrência natural estão relatados em diversos tipos de solo e clima, sendo um fenômeno universal. Entretanto, a supressividade de solos pode ser alterada pelos diferentes tipos de manejo. Por exemplo, podridões radiculares tendem a ser menos severas em cultivos orgânicos do que convencionais. Workneh et al. (1993), realizando um estudo comparativo entre o sistema orgânico e convencional de produção de tomate na Califórnia (USA), observaram que a incidência e a severidade de *Phytophthora parasitica* e *Pyrenochaeta lycopersici* foram significativamente reduzidas no sistema orgânico. Uma revisão sobre o assunto feita por Bruggen (1995) apresenta vários exemplos de patógenos de solo, cuja severidade de atuação foi menor no sistema orgânico do que no convencional. A explicação para tal fato reside nas características diversas dos dois sistemas de produção, onde o orgânico permite maior rotação de culturas, aplicação regular de matéria orgânica no solo e ausência ou redução da aplicação de agroquímicos, estimulando o controle biológico natural e promovendo menores desequilíbrios na microbiota.

Fatores bióticos relacionados com a supressividade de solos

A supressividade pode ser resultante de fatores bióticos ou abióticos do solo, sendo diversos e complexos os mecanismos envolvidos. De um modo geral, a supressividade está diretamente relacionada com a atividade microbiana no período crítico do ciclo do patógeno, por exemplo, durante a germinação de propágulos e crescimento na rizosfera da planta hospedeira (Rodríguez-Kábana & Calvet, 1994). Durante esse período, o patógeno está em competição direta com a microbiota ativa do solo, sendo o efeito supressivo aumentado por alguns grupos de microrganismos antagônicos ao patógeno. Parte da supressividade pode ser devida à competição entre os microrganismos do solo por fontes de carbono, ou ferro, através da produção de sideróforos.

A avaliação da atividade microbiana do solo pode ser feita em termos metabólicos, como por exemplo, por meio da avaliação da taxa de respiração (consumo de O₂ ou emissão de CO₂), produção de ATP, produção ou liberação de calor, biossíntese de macromoléculas, transformações específicas, consumo de substratos ou acúmulo de produtos, atividade enzimática total e específica, taxa de mineralização de N, P e S, dinâmica da matéria orgânica e do húmus, densidade populacional e biomassa, reações bioquímicas específicas ou observações microscópicas *in situ* (Siqueira et al., 1994).

Fatores abióticos relacionados com a supressividade de solos

Os fatores abióticos também exercem papel importante na supressividade de patógenos. Entretanto, as características físico-químicas dos solos vêm recebendo menor atenção do que os fatores bióticos. Esses fatores podem agir indiretamente favorecendo a atividade da microbiota em geral ou influenciando o balanço microbiano entre os patógenos e seus antagonistas específicos (Höper & Alabouvette, 1996).

Schneider (1982) lista, entre outros fatores, a textura, profundidade, es-

trutura, porosidade, umidade, temperatura e aeração do solo, como principais características físicas que influenciam a supressividade. Entre as propriedades químicas, estão incluídos o pH, a capacidade de troca catiônica, o teor de matéria orgânica e de nutrientes.

Métodos de avaliação de supressividade de solos

A supressividade é uma qualidade relativa, sendo que mesmo em solos nos quais essa característica ocorre em menor intensidade, isto é, em solos conducentes, os patógenos não conseguem expressar todo o seu potencial patogênico (Hornby, 1983). Muitos métodos têm sido adotados para avaliar a supressividade de solos (Bruggen & Grünwald, 1996). Os experimentos podem ser realizados avaliando-se a interação entre os patógenos e as plantas hospedeiras, ou simplesmente com o patógeno *in vitro*. Muitos testes de supressão de doenças envolvem a inoculação do patógeno, em diferentes quantidades de inóculo, adicionado a solo esterilizado e não esterilizado, por meio de autoclavagem ou fumigação.

De um modo geral, um grande número de amostras de solo deve ser testado, consumindo grandes espaços em casas-de-vegetação, materiais e mão-de-obra. Além disso, muitas vezes os solos coletados não são adequados para o crescimento de plantas em vasos e necessitam da adição de vermiculita ou areia para melhorar a drenagem e, conseqüentemente, as condições para o crescimento das raízes. Essas alterações nas características físico-químicas do solo, por si mesmas, podem alterar os efeitos causados pelos solos nos patógenos. Além desses fatores, os solos não autoclavados podem conter altas quantidades de inóculo de patógenos, podendo afetar os resultados, reduzindo a sensibilidade dos testes (Grünwald et al., 1997).

Se os resultados de testes realizados *in vitro* apresentam correlação com os testes com plantas, o método *in vitro* pode ser usado devido à maior simplicidade, economia e facilidade de execução. Um dos testes mais utilizados é o crescimento radial do patógeno na superfície do solo, devido à sua correlação com a supressividade a diversos patógenos.

Estudo de caso na Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB)

Objetivos do trabalho

A pesquisa realizada na MCTB teve como objetivo o estudo da supressividade de solos a *Rhizoctonia solani*, como indicador de sustentabilidade agrícola, e suas relações com os fatores bióticos e abióticos de solos submetidos a diferentes sistemas de produção .

Avaliação da supressividade de solos

A diversidade de culturas da Microbacia do Taquara Branca fez com que o patógeno escolhido fosse *R. solani*, devido ao fato de ser um importante fungo habitante do solo, apresentar uma distribuição cosmopolita e possuir uma ampla gama de plantas hospedeiras. Dentre os diversos fatores que afetam a supressividade a *R. solani* podem ser citados: monocultura, população de *Trichoderma* (Liu & Baker, 1980, Henis et al., 1979; Chet & Baker, 1980), microbiota do solo (Kobayashi & Ko, 1985), tipo de solo, pH e umidade (Henis et al., 1979; Liu & Baker, 1980).

Na Microbacia, a supressividade foi avaliada em amostras coletadas mensalmente em 60 locais com diferentes tipos de solo e sistemas de cultivo na microbacia, 6 amostras/coleta, durante dez meses. Em cada local, sete subamostras de solo de 8x8x8cm foram retiradas aleatoriamente. A amostra composta foi homogeneizada, peneirada (4mm) e submetida às avaliações microbiológicas, até 24 horas após a coleta. Em todas as coletas, uma amostra foi obtida na mata existente na microbacia, sendo esse solo considerado como referência. Para avaliar a alteração das variáveis monitoradas em um mesmo solo, cinco locais foram reamostrados a cada duas coletas.

A supressividade dos solos foi avaliada *in vitro* pelo método de crescimento de *R. solani* GA 4 (isolado de feijoeiro), em placas de Petri (15cm de diâmetro) contendo a amostra de solo, fumigada ou não com clorofórmio, e uma camada de água, em três repetições.

A fumigação foi realizada acondicionando-se as amostras de solo, contidas em recipientes de vidro, em dessecadores (30cm de diâmetro), cujas paredes internas foram forradas com papel de filtro umedecido. Cada dessecador recebeu um Becker (50ml) contendo clorofórmio isento de etanol (20ml) e pérolas de vidro (3mm de diâmetro). A aplicação de vácuo (52cm Hg) foi realizada para volatilização do clorofórmio, sendo que o dessecador permaneceu fechado por 72 horas. Depois da fumigação, os dessecadores permaneceram abertos por aproximadamente duas horas para a completa evaporação do clorofórmio.

Uma camada de solo, fumigado ou não, com a umidade corrigida para 70% da capacidade de campo, foi colocada nas placas de Petri (50g/placa) e, a seguir, verteu-se uma fina camada de ágar-água sobre o solo. Discos contendo micélio de *R. solani* (7mm de diâmetro) foram transferidos para o centro das placas e a incubação foi realizada a $25 \pm 2^{\circ}\text{C}$, no escuro. A testemunha foi constituída pelo crescimento do fungo em placas contendo ágar-água. Diariamente, foram avaliados dois diâmetros perpendiculares da colônia de *R. solani*, com auxílio de microscópio estereoscópico (Ko & Ho, 1983).

As variáveis relacionadas aos fatores abióticos avaliadas para cada amostra de solo na microbacia foram: capacidade de campo, pH, condutividade elétrica, teor de matéria orgânica, teor de macro e de micronutrientes, capacidade de troca catiônica, soma de bases e porcentagem de saturação em bases.

Com a finalidade de selecionar os principais fatores bióticos responsáveis pela supressividade dos solos a *R. solani* na Microbacia do Taquara Branca foram avaliados: comunidades de bactérias, fungos, actinomicetos, protozoários, *Pseudomonas* fluorescentes, *Fusarium* spp., *Trichoderma* spp.; índice de Shannon para populações de microartrópodos; desprendimento de CO_2 (Grisi, 1978) e hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA). O método de hidrólise de FDA avalia a atividade microbiana nas amostras de solo, visto que a hidrólise é realizada por diversas enzimas (lipase, protease e esterases). A fluoresceína permanece na célula causando fluorescência intracelular que pode ser visualizada por microscopia de fluorescência ou quantificada por fluorometria ou espectrofotometria (Alef & Nannipieri, 1995).

Resultados e discussão

Com a aplicação da Análise de Agrupamentos (Ghini & Zaroni, 2001), foram obtidos seis grupos de supressividade (Tabela 1). Esses grupos são representados da maior supressividade à maior condúcência, respectivamente, por + + + supressivo (taxa de crescimento micelial da *R. solani* de 0,77 a 1,09cm/dia), + + supressivo (1,26 a 1,66cm/dia), + supressivo (1,85 a 2,20cm/dia), + conducente (2,31 a 2,78cm/dia), + + conducente (2,84 a 3,12cm/dia) e + + + conducente (3,16 a 3,68cm/dia).

Os resultados demonstraram que, de um modo geral, os solos provenientes do pasto e pousio, seguidos da mata, foram os solos mais supressivos, ao passo que os solos provenientes de áreas de cultivo de cana-de-açúcar, milho, café e solo arado foram os mais conducentes (Tabela 1). Esses resultados podem estar associados ao tempo de permanência dessas coberturas vegetais nas áreas, pois, segundo Schneider (1982), solos supressivos são comuns em ambientes ecologicamente balanceados, nos quais os constituintes físico-químicos e microbianos do solo estão mais estabilizados. No caso da Microbacia, tanto as áreas de pasto, quanto as de pousio não eram submetidas às práticas agrícolas há vários anos, ao contrário daquelas cultivadas com cana e café, ou ainda aquelas com solos arados (Ghini & Zaroni, 2001).

Dentre as variáveis adotadas, foi observada correlação entre a hidrólise de FDA, desprendimento de CO₂, teor de matéria orgânica e a supressividade de solos a *R. solani*, em amostras obtidas em locais com coberturas vegetais diversas na microbacia (mata, pastagem, cana-de-açúcar e culturas anuais) (Ghini et al., 1998). Solos com maior atividade microbiana apresentaram menor taxa de crescimento de *R. solani*, ou seja, maior supressividade ao patógeno (Fig. 1).

O método de hidrólise de FDA apresentou as seguintes vantagens: boa correlação com a supressividade a *R. solani*; rapidez e facilidade de execução, baixo custo, pouca necessidade de mão-de-obra, materiais e equipamentos. As desvantagens do método dizem respeito a uma possível hidrólise por enzimas extracelulares, a diferenças entre os organismos quanto ao tempo de absorção do FDA, e à necessidade de um grande número de repetições, devido à variação dos resultados (Stotzky & Bollag, 1990).

Tabela 1. Distribuição de freqüência de coberturas vegetais - classificadas em quatro grupos pela aplicação da Análise e Correspondências Múltiplas - segundo os agrupamentos de supressividade do solo a *R. solani* em solos não fumigados e estatísticas descritivas da taxa de crescimento micelial (cm/dia) de *R. solani*, por grupo de cobertura vegetal (Ghini & Zaroni, 2001).

Supressividade	RS1		RS2		RS3				RS4			
	Pasto	Pousio	Mata	Batata	Couve-flor	Goiaba	Tomate	Feijão	Cana	Milho	Café	Solo arado
+++ supressivo	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
++ supressivo	2	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
+ supressivo	3	0	4	1	0	0	1	2	2	0	0	0
+ conducente	1	0	3	0	1	1	3	3	4	0	0	0
++ conducente	0	0	1	0	0	0	1	0	2	3	1	3
+++ conducente	2	0	0	0	0	0	1	1	5	2	0	1
Total	10	1	10	1	1	1	6	6	14	5	1	4
média	1,91		2,15		2,65				2,88			
mediana	1,85		2,20		2,67				3,06			
moda	0,77		0,96		1,93				3,31			
1º quartil	1,26		1,91		2,37				2,63			
3º quartil	2,60		2,47		2,78				3,25			
CV(%)	43,98		25,16		16,55				18,78			
mínimo	0,77		0,96		1,93				1,33			
máximo	3,33		2,90		3,45				3,68			

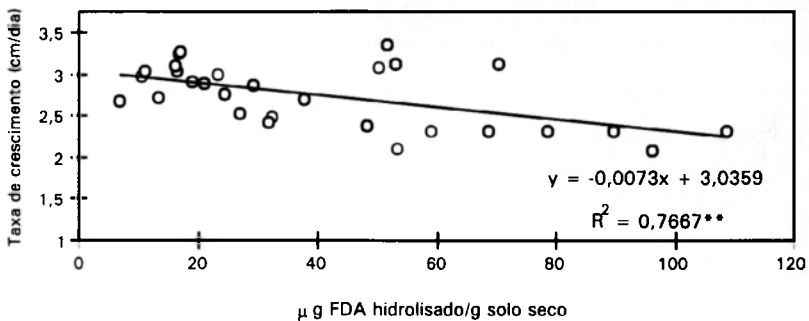


Fig. 1. Relação entre a hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) e a taxa de crescimento micelial de *Rhizoctonia solani*, nas amostras de solo (Ghini et al., 1998)

Não foi observada influência dos demais fatores bióticos avaliados na supressividade dos solos (Tabela 2). Diversos autores têm observado falta de correlação entre comunidades de microrganismos determinadas pelo método de cultivo em meio seletivo, haja vista que somente uma pequena fração da biomassa microbiana total pode ser cultivada em tais meios (Grigorova & Norris, 1990).

Os principais fatores abióticos que afetam a supressividade dos solos da microbacia são o pH e o teor de alumínio (Tabela 3). Os solos mais supressivos apresentaram pH ácido e elevado teor de alumínio. Diversos autores obtiveram resultados semelhantes. Michereff et al. (1996) verificaram que a intensidade de doença produzida por *R. solani* em plântulas de feijoeiro foi correlacionada negativamente com níveis de alumínio trocável, enquanto positivamente com o pH. Alta concentração de alumínio também foi um dos fatores responsáveis pela supressividade de solos a *R. solani* no Havaí, segundo Kobayashi & Ko (1985).

O plano amostral com caráter aleatório, isto é, baseado no sorteio aleatório dos pontos amostrais, caracterizou o trabalho na MCTB. Por isso, algumas coberturas vegetais ocorreram com maior frequência, haja vista que são predominantes na área. Como o objetivo do trabalho foi determinar a similaridade da supressividade de solos com diferentes coberturas vegetais, as ocorrências obtidas foram consideradas como indicadoras de supressividade. Assim sendo, com os resultados obtidos foram geradas ferramentas para o desenvolvimento de novos estudos para a padronização de categorias de supressividade ou mapeamento de áreas ou estudos com grupos de coberturas vegetais. Testes com os fatores bióticos ou abióticos que afetam a supressividade desses solos são necessários para a indução de supressividade em solos problemáticos.

A supressividade a *R. solani* testada como indicador de sustentabilidade se mostrou simples de ser avaliada, podendo ser usada para todos os tipos de solo, foi sensível às alterações provocadas por diferentes sistemas de produção e apresentou correlação com outros fatores bióticos e abióticos analisados.

Tabela 2. Fatores bióticos avaliados nos solos provenientes das diversas coberturas vegetais da Microbacia do Córrego Taquara Branca.

Cobertura Vegetal	Bactérias (log ufc.g solo seco)	Fungos (log ufc.g ⁻¹ solo seco)	Actinomicetos (log-ufc.g solo seco)	Protozoários (log indivíduos.g solo seco)	Pseudomonas Fluorescens (log ufc.g ⁻¹ solo seco)	Fusarium (log ufc.g ⁻¹ solo seco)	Trichoderma (log ufc.g ⁻¹ solo seco)	FDA (µg hidrolisado .g ⁻¹ solo seco)	CO ₂ (µg CO ₂ g ⁻¹ solo seco)	Índice de Shanon para comunidade de microartrópodos
Pasto	6,16	4,61	5,58	4,33	4,44	4,17	2,77	43,29	779,93	1,70
Pousio	6,11	4,91	5,77	5,34	2,04	4,65	3,05	18,08	277,77	0,69
Mata	5,76	4,62	5,18	3,21	4,03	4,19	3,15	75,06	890,52	1,60
Batata	6,21	4,28	5,71	3,01	4,21	4,52	3,23	7,97	212,21	0,64
Couve-flor	6,06	4,82	6,13	2,46	5,07	4,27	,	10,55	1201,50	,
Goiaba	5,65	4,55	5,64	2,61	3,65	3,96	,	11,13	354,50	,
Tomate	6,01	4,96	5,54	3,13	4,65	4,79	2,14	14,75	315,80	1,02
Feijão	6,33	4,88	5,68	3,99	3,62	4,31	3,50	21,13	315,32	0,85
Cana	6,24	4,67	5,61	4,58	3,69	4,23	3,09	21,24	269,83	1,62
Milho	6,18	4,66	5,82	4,82	3,58	4,43	3,58	21,91	239,74	1,43
Café	5,34	4,53	5,68	3,35	3,92	3,77	,	52,92	290,67	,
Solo arado	6,41	4,76	6,15	3,86	4,60	4,47	,	36,31	454,07	1,97

Tabela 3. Fatores abióticos avaliados nos solos provenientes das diversas coberturas vegetais da Microbacia do Córrego Taquara Branca.

Cobertura vegetal	Capacidade de campo (%)	pH	Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Matéria orgânica (g/dm^3)	P (mg/dm^3)	K (mmol/dm^3)	Ca (mmol/dm^3)	Mg (mmol/dm^3)	Al (mmol/dm^3)	H (mmol/dm^3)
Pastor	20,55	5,89	57,28	27,20	51,04	6,42	32,80	8,20	0,60	24,50
Pousio	20,94	5,70	21,97	19,00	36,00	1,60	20,00	6,00	1,00	33,00
Mata	27,31	5,37	95,59	38,50	12,46	3,74	19,20	5,20	6,20	36,30
Batata	17,78	6,10	33,60	31,00	9,50	2,80	40,00	11,00	0,00	22,00
Couve-flor	23,50	6,20	205,67	18,00	37,60	1,50	57,00	13,00	0,00	18,00
Goiaba	14,02	6,00	242,33	20,00	70,50	3,40	30,00	8,00	0,00	20,00
Tomate	22,25	6,20	319,48	19,40	87,02	6,44	79,00	12,80	0,00	19,00
Feijão	17,04	5,40	96,71	16,33	99,53	2,38	18,00	4,83	3,83	37,33
Cana	19,53	5,86	67,48	18,40	89,11	6,60	32,60	7,93	2,20	24,67
Milho	21,34	6,38	135,86	21,20	64,04	7,98	61,00	12,80	0,00	14,40
Café	22,75	6,00	39,43	22,00	9,50	2,30	34,00	9,00	0,00	28,00
Solo arado	19,61	6,20	127,33	20,50	98,43	7,18	40,25	10,50	0,00	17,50
Cobertura vegetal	S (ppm)	Na (ppm)	Fe (ppm)	Mn (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)	B (ppm)	CTC (mmol/dm^3)	V (%)	valor S ($\text{mEq}/100 \text{ ml}$)
Pastor	11,57	29,70	345,89	115,28	4,66	7,39	0,25	72,40	60,89	4,73
Pousio	10,50	6,00	72,40	9,60	2,20	1,30	0,20	62,00	44,80	2,80
Mata	14,92	44,80	74,24	132,29	1,18	6,99	0,32	70,60	40,14	2,81
Batata	10,50	9,00	41,20	38,20	13,50	5,70	0,30	76,00	71,00	5,40
Couve-flor	61,00	5,00	72,80	31,10	0,50	2,30	0,20	90,00	79,90	7,20
Goiaba	32,50	6,00	103,70	18,30	2,30	3,00	0,20	61,00	67,40	4,10
Tomate	90,30	88,20	79,84	73,78	11,70	17,58	0,20	118,80	79,60	9,82
Feijão	25,00	29,67	140,15	21,95	2,13	6,27	0,17	66,17	38,05	2,50
Cana	12,89	29,60	135,43	60,68	11,82	7,23	0,19	73,93	59,91	4,71
Milho	19,78	32,60	209,76	98,56	12,62	11,54	0,22	96,20	84,90	8,18
Café	13,70	3,00	106,10	43,30	0,70	2,40	0,20	73,00	61,80	4,50
Solo arado	20,65	48,00	119,78	74,70	13,48	6,73	0,25	75,75	76,30	5,83

Referências

- ALEF, K.; NANNIPIERRI, P. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. New York: Academic Press, 1995. 576 p.
- BAKER, R.; COOK, J. *Biological control of plant pathogens*. San Francisco: W.H. Freeman, 1974. 433 p.
- BRUGGEN, A.H.C. van. Plant disease severity in high-input compared to reduced-input and organic farming systems. *Plant Disease*, v. 79, n. 10, p. 976-984, 1995.
- BRUGGEN, A.H.C. van; GRÜNWARD, N.J. Test for risk assessment of root infection by plant pathogens. In: DORAN, J.W.; JONES, J. *Methods for assessing soil quality*. Madison: Soil Science Society of America, 1996. p. 293-310.
- CHET, H.; BAKER, R. Induction of suppressiveness to *Rhizoctonia solani* in soil. *Phytopathology*, v. 70, p. 994-998, 1980.
- DOMSCH, K.H.; JAGNOW, G.; ANDERSON, T.H. An ecological concept for assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms. *Residue Reviews*, v. 86, p. 65-105, 1983.
- GHINI, R.; ZARONI, M.M.H. Relação entre coberturas vegetais e supressividade de solos a *Rhizoctonia solani*. *Fitopatologia Brasileira*, v. 26, n. 1, p. 10-15, 2001.
- GHINI, R.; MENDES, M.D.L.; BETTIOL, W. Método de hidrólise de diacetato de fluoresceína (FDA) como indicador de atividade microbiana no solo e supressividade a *Rhizoctonia solani*. *Summa Phytopathologica*, v. 24, n. 2, p. 219-222, 1998.
- GRIGOROVA, R.; NORRIS, J.R. *Methods in microbiology: techniques in microbial ecology*. London: Academic Press, 1990. 627 p.
- GRISI, B.M. Método químico de medição da respiração edáfica: alguns aspectos técnicos. *Ciência e Cultura*, v. 30, n. 1, p. 82-88, 1978.
- GRÜNWARD, N.J.; WORKNEH, F.; HU, S.; BRUGGEN, A.H.C. van. Comparison of an *in vitro* and a damping-off assay to test soils for suppressiveness to *Pythium aphanidermatum*. *European Journal of Plant Pathology*, v. 103, p. 55-63, 1997.

- HENIS, Y.; GRAFFAR, A.; BAKER, R. Factors affecting suppressiveness to *Rhizoctonia solani* in soil. *Phytopathology*, v. 69, p. 1164-1169, 1979.
- HÖPER, H.; ALABOUVETTE, C. Importance of physical and chemical soil properties in the suppressiveness of soils to plant diseases. *European Journal of Soil Biology*, v. 32, n. 1, p. 41-58, 1996.
- HORNBY, D. Suppressive soils. *Annual Review of Phytopathology*, v. 21, p. 65-85, 1983.
- JORDAN, D.; KREMER, R.J.; BERGFELD, W.A.; KIM, K.Y.; CACNIO, V.N. Evaluation of microbial methods as potential indicators of soil quality in historical agricultural fields. *Biology and Fertility of Soils*, v. 19, p. 297-302, 1995.
- KO, W.; HO, W. Screening soils for suppressiveness to *Rhizoctonia solani* and *Pythium splendens*. *Annals of the Phytopathological Society of Japan*, v. 49, p. 1-9, 1983.
- KOBAYASHI, N.; KO, W.H. Nature of suppression of *Rhizoctonia solani* in hawaiian soils. *Transactions of the British Mycological Society*, v. 84, p. 691-694, 1985.
- LIU, S.; BAKER, R. Mechanism of biological control in soil suppressive to *Rhizoctonia solani*. *Phytopathology*, v. 70, p. 404-412, 1980.
- MICHEREFF FILHO, M.; MICHEREFF, S.J.; SILVA, E.B.; ANDRADE, D.E.G.T.; ANTUNES SOBRINHO, S.; MARIANO, R.L.R. Influência de tipos de solo do estado de Pernambuco na intensidade de doença induzida por *Rhizoctonia solani* em feijoeiro. *Fitopatologia Brasileira*, v. 21, p. 19-25, 1996.
- PARK, J.; COUSINS, S.H. Soil biological health and agro-ecological change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 56, p. 137-148, 1995.
- RODRÍGUEZ-KÁBANA, R. ; CALVET, C. Capacidad del suelo para controlar enfermedades de origen edáfico. *Fitopatologia Brasileira*, v. 19, n. 2, p. 129-138, 1994.
- SCHNEIDER, R. W. *Suppressive soils and plants*. St. Paul: APS Press, 1982. 88 p.
- SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M. de S.; GRISI, B.M.; HUNGRIA, M.; ARAUJO, R. S. *Microrganismos e processos biológicos do solo: perspectiva ambiental*. Goiânia: EMBRAPA-CNPAP, 1994. 142 p. (EMBRAPA-CNPAP. Documentos, 45).

STOTZKY, G.; BOLLAG, J.M. *Soil biochemistry*. New York: Marcel Dekker, 1990. 565 p.

VISSER, S.; PARKINSON, D. Soil biological criteria as indicators of soli quality: soil microorganisms. *American Journal of Alternative Agriculture*, v. 7, n. 1/2, p. 33-37, 1992.

WORKNEH, F.; BRUGGEN, A.H.C. van; DRINKWATER, L.E.; SHENNAN, C. Variables associated with corky root and Phytophthora root rot of tomatoes in organic and conventional farms. *Phytopathology*, v. 83, n. 5, p. 581-589, 1993.

7

Avaliação da Saúde de Agricultores e Estabelecimento de Bioindicadores

Vera Lúcia S. S. de Castro

Resumo	231
Summary	232
Introdução	233
Bioindicadores	234
Avaliação dos indicadores em agricultores da Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB), Sumaré, SP	236
Estudo de bioindicadores em laboratório	245
Referências	247

Resumo

O presente trabalho trata da avaliação de risco à exposição humana ao uso de agrotóxicos e do estabelecimento de bioindicadores relativos à saúde humana. Nesse sentido, foi utilizada uma metodologia de avaliação de risco que emprega indicadores clínicos como parâmetros da exposição de agricultores durante a aplicação de agrotóxicos na área agrícola do Assentamento I de Sumaré, SP. A metodologia constou de quatro etapas: diagnóstico da situação da saúde dos agricultores e familiares, métodos de aplicação de agrotóxicos e identificação dos princípios ativos, avaliação de parâmetros clínicos como bioindicadores, e a discussão conjunta com os agricultores e seus familiares a respeito da necessidade de ações preventivas. A metodologia empregada mostrou-se promissora. Metodologias para o estabelecimento de indicadores por meio de testes em animais de laboratório são também discutidas.

Summary

The present chapter concerns the evaluation of a step-by-step model which uses bioindicators as parameters of the farmers' exposure to agrochemicals contained in insecticides and pesticides during their use in agriculture, based on the establishment of bioindicators, and aims to subsidize sustainability-seeking production systems. In Brazil, available information on agrochemical exposure is still deficient in many ways and more adequate studies on Brazilian reality are necessary. The Rural Settlement I in Sumaré, São Paulo, Brazil was studied, this area is composed of 26 farming families, which basically produce vegetables, chiefly tomato crops. The model was applied in four consecutive phases, including (i) the diagnosis of the health situation of the inhabitants of the area, (ii) their methods of handling the agrochemicals and the most commonly used active ingredients, (iii) the evaluation of clinical parameters as bioindicators and (iv) group discussion with the farmers and members of their families regarding the development actions in the above mentioned area. The model adopted seems to be promising for the early health evaluation of the family segment of the agricultural population, does not incur excessive costs, and resulted in a significant change in the collective awareness of the community. Methods for bioindicators evaluation using laboratory animals are also discussed.

Introdução

A avaliação de impacto ambiental é o processo de identificação das conseqüências das ações humanas no ambiente. Esta avaliação considera o ambiente como um conjunto de condições e processos físicos, químicos, biológicos e sociais que envolvem os seres vivos.

A crescente utilização de produtos químicos em geral e de agrotóxicos em particular, introduziu o conceito de análise de risco na avaliação de impacto ambiental. O risco refere-se à probabilidade de um organismo ou uma determinada população sofrer um dano.

A análise de risco permite identificar a probabilidade de que órgãos ou sistemas possam ser afetados, conduzindo-os a enfermidade e desequilíbrio. Estabelece também as condições de exposição e dose ao xenobiótico que levam ao dano e/ou enfermidade. Tal avaliação envolve a determinação dos efeitos da exposição de espécies sensíveis ao produto avaliado e a projeção desses efeitos.

A avaliação de risco consiste basicamente de quatro fases: 1) identificação do risco - consiste na caracterização do agente, e a sua dispersão ambiental; 2) análise dose-resposta - relação entre a dose/quantidade do agente e a resposta biológica a partir de testes toxicológicos e epidemiológicos; 3) avaliação da exposição - análise da magnitude e da duração da exposição ao agente e das diferentes rotas de ingresso no organismo; 4) caracterização do risco e seu gerenciamento - baseia-se em modelos matemáticos que combinam a exposição em seres humanos com dados de animais de laboratório (agudos, subcrônicos e crônicos, por diferentes vias de exposição). Estas fases permitem o estudo comparativo entre os agentes de risco, diferentes populações e diversos tempos de exposição). E, finalmente, pode-se concluir a avaliação por meio da análise das conseqüências sociais, econômicas, políticas e na saúde pública.

A análise do risco de contaminação de populações expostas envolve o conhecimento das fontes de emissão, do transporte e acúmulo no ambiente, das rotas de ingresso no organismo, das doses potenciais e internas, da biodisponibilidade, da dose biologicamente efetiva e dos efeitos na saúde.

Contudo, há que se ressaltar que, devido à complexidade, interações e variabilidade dos ecossistemas e seus organismos, é difícil prever riscos, mesmo com base em respostas biológicas. Uma mesma perturbação pode levar a diferentes respostas, dependendo das variações das condições ambientais.

Bioindicadores

A avaliação direta da exposição humana aos agrotóxicos nem sempre é possível, sendo geralmente apoiada no relato de casos acidentais, embora nesses casos nem sempre também seja possível precisar a natureza e a duração da exposição. Essas dificuldades são geralmente superadas pelo uso de cobaias, onde a avaliação dos efeitos nocivos para o ser humano é feita pela extrapolação interespécies, baseada em modelos farmacocinéticos e fisiológicos de comparação.

Os bioindicadores devem possibilitar uma análise dos efeitos de estressores ambientais, envolvendo respostas biológicas em uma escala temporal que evidencie alterações sutis e que poderão ser utilizadas como alerta inicial do efeito prejudicial, além de trazer informações quanto ao seu mecanismo de ação. Geralmente são utilizados dois tipos de bioindicadores: indicadores de dose interna - quantificam a substância e/ou seus metabólitos no organismo; e os de efeito - avaliam os efeitos biológicos precoces (alterações funcionais celulares reversíveis ou não) capazes de evidenciar as alterações que se instalam no órgão-alvo.

A busca de bioindicadores da exposição de organismos não-alvos aos agrotóxicos para a detecção precoce de possíveis danos à saúde humana tem se intensificado. Atualmente as alterações bioquímicas e celulares, possíveis indicadores da exposição, estão entre os eventos biológicos mais pesquisados frente ao largo uso de produtos com potencial genotóxico (câncer e malformações) e mutagênico. Contudo, apesar da busca por técnicas mais sensíveis para a geração desses indicadores, muitos dos agrotóxicos utilizados em nossa agricultura ainda não possuem indicadores de exposição claramente definidos.

Os efeitos tóxicos da exposição aos xenobióticos dependem de vários fatores, como características químicas do produto, frequência e dose de exposição, características físicas e genéticas da população exposta, bem como seus hábitos alimentares. O aparecimento de câncer em vários órgãos, como também alterações citogenéticas em células somáticas, têm sido associados à exposição a agrotóxicos, particularmente a ocupacional. Além da carcinogênese, o uso persistente de agrotóxicos pode também levar à intoxicações crônicas e ao aparecimento de teratogênese. A utilização concomitante de uma vasta gama de agrotóxicos, a diversidade de culturas, de equipamentos e de tecnologias de aplicação dificulta a extrapolação dos dados de uma população para outra (Pasquini et al., 1996; Lander e Ronne, 1995).

A exposição humana aos agrotóxicos, através de exposição ambiental ou ocupacional, raramente se limita a um único princípio ativo, sendo que patologias decorrentes de exposições frequentes, inclusive em pequenas doses, vêm sendo identificadas. Entre as mais comuns estão as polineurites do sistema nervoso periférico (Eyer, 1995; Steenland et al., 1994; Alonso, 1983; Johnson, 1975), irritações tóxicas nas mucosas e na pele (O'Malley, 1997), distúrbios oftalmológicos, endocrinopatias e distúrbios do aparelho reprodutivo (Trapé, 1995).

As possíveis conseqüências à exposição humana a uma variedade de agentes químicos e físicos que podem ocasionar mutações ou deleções genéticas são atualmente linhas de pesquisa promissoras. A grande dificuldade, no entanto, está no estabelecimento das relações de causa e efeito entre exposição e resposta biológica a uma complexa mistura de poluentes.

A interação de princípios ativos presentes em diferentes agrotóxicos pode resultar em danos à saúde por possuírem alvos celulares comuns (Rashatwar e Matsumura, 1985), ou vias metabólicas comuns (Ortiz et al., 1995). As interações toxicocinéticas são decorrentes da alteração de absorção, distribuição ou eliminação de xenobióticos, enquanto que as interações toxicodinâmicas ocorrem nos receptores ou de estruturas intimamente associadas a eles. As interações que ocorrem no âmbito enzimático acarretam aumento ou diminuição da velocidade de

biotransformação de uma ou mais substâncias às quais o organismo estiver exposto concomitantemente. Há relatos de que alguns organofosfatos inibem o metabolismo de piretróides pelo decréscimo na atividade das esterases envolvidas em sua via metabólica (WHO, 1990).

Apesar da importância do tema e da existência de uma enorme variedade de testes, há, ainda, uma grande lacuna de conhecimento a ser preenchida no tocante ao desenvolvimento de técnicas que permitam caracterizar os danos causados por diversos agentes químicos frente ao elevado número de substâncias atualmente em uso. Tais testes, além de sua aplicação na identificação de substâncias potencialmente genotóxicas, também têm aplicação no desenvolvimento de agentes químicos não-mutagênicos e no monitoramento de populações humanas contaminadas (ou supostamente contaminadas), por meio da análise de seus fluidos corporais.

Avaliação dos indicadores em agricultores da Microbacia do Córrego Taquara Branca (MCTB), Sumaré, SP

Os agrotóxicos selecionados para o presente estudo são amplamente utilizados na MCTB e muitas vezes aplicados em conjunto. A ausência de informações precisas dificultaram a escolha de indicadores específicos baseados em princípios ativos e metabólitos a serem testados. Os custos envolvidos na quantificação de substâncias absorvidas pelos agricultores pelos métodos convencionais são elevados, particularmente devido à falta do histórico de aplicações efetuadas, fato que demanda a pesquisa de uma grande quantidade de substâncias nas amostras. Essas lacunas de informações prejudicam a análise dos resultados porque impossibilitam o estabelecimento de uma correlação entre o tempo decorrido da exposição com as substâncias detectadas.

Diante desse quadro, e das conseqüentes restrições ao emprego de métodos convencionais, optou-se por um método alternativo baseado no aparecimento de sintomas relatados pelos componentes da amostra.

A metodologia empregada buscou detectar problemas de saúde, sem custos excessivos, relacionados à exposição ocupacional, sem lançar mão de métodos invasivos, ou situações extremamente controladas e particulares, que, muitas vezes, não representam a realidade agrícola de agricultores familiares brasileiros. Entretanto, apesar de ser de fácil implementação, requer um tempo maior de acompanhamento da saúde da população para que possa haver relevância estatística do estudo.

O estudo combinou o uso de parâmetros clínicos e entrevistas com agricultores e seus familiares, buscando-se determinar os efeitos de estressores ambientais sobre a saúde, envolvendo respostas biológicas em uma escala temporal que evidenciem alterações sutis e que possam ser utilizadas como alerta inicial do efeito prejudicial. O trabalho foi desenvolvido em quatro etapas principais, realizadas de modo seqüencial, para a identificação dos problemas e planejamento das ações implementadas.

Observações iniciais dos sistemas de produção predominantes na área indicavam a possibilidade da existência de problemas de saúde relacionados ao uso de agrotóxicos na MCTB. Na microbacia foram selecionados os agricultores do Assentamento I devido à característica de produção familiar e a sua receptividade para a realização do estudo.

Em busca da confirmação dessas impressões iniciais, procurou-se, na primeira etapa, conversar informalmente com as lideranças e chefes das famílias de agricultores da área estudada, de modo a subsidiar a elaboração do perfil da comunidade. Este foi realizado a partir de um reconhecimento mais detalhado da área, que contou com o Diagnóstico Rural Rápido (DRR) sobre os sistemas de cultivo e criação e, concomitantemente, sobre os problemas relacionados à saúde, causados por agrotóxicos, feito a partir dos relatos dos agricultores. Outros dados de caráter geral para subsidiar a elaboração do perfil foram obtidos a partir de várias fontes secundárias, incluindo o serviço oficial de extensão rural, a consulta a documentos do município, dados censitários e mapas.

Em seguida foram realizadas três reuniões com a presença dos agricultores e de seus familiares. Além da apresentação e discussão dos objetivos do trabalho,

foram também registrados relatos de vários problemas relacionados ao uso de agrotóxicos.

O DRR realizado no Assentamento I levou em consideração o tipo de propriedade da terra, o nível tecnológico e a natureza do trabalho familiar. Observou-se a presença predominante de frutas e hortaliças, com destaque para o tomate. Esse cultivo oferece, em virtude do excessivo uso de agrotóxicos, risco considerável de contaminação ambiental e humana.

Entre os problemas relacionados à saúde, detectados pelo diagnóstico, a possível intoxicação aguda por agrotóxicos foi considerada o fator mais grave. Outros casos de intoxicação não aguda com prováveis relações ao uso de agrotóxicos também foram registrados, como náuseas, vômitos e cefaléia.

As três reuniões realizadas com os agricultores indicaram os principais problemas relacionados aos agrotóxicos, destacando-se o não uso de equipamentos de proteção; possível carreamento dos agrotóxicos para córregos por meio da água de chuva, devido à topografia acidentada; e a ausência de destinação adequada para as embalagens vazias.

As sugestões de solução dos problemas apresentadas pelos próprios agricultores incluíam o início de produção de hortigranjeiros em sistema orgânico; a obtenção de informações quanto ao destino adequado de embalagens de agrotóxicos; a conscientização dos aplicadores quanto aos riscos à saúde, e, finalmente, a recomposição da mata ciliar.

A partir da verificação de que os moradores do Assentamento I estavam cientes dos riscos à saúde advindos do uso intensivo de agrotóxicos, aprofundou-se o estudo com o início da segunda etapa da metodologia.

Para tal, definiu-se uma amostra de 22 aplicadores homens, escolhidos entre as 26 famílias, à qual foi empregado um questionário composto de dez perguntas, buscando-se definir os princípios ativos, os métodos de aplicação e destino das embalagens vazias dos agrotóxicos utilizados, além de outras de caráter pessoal, como idade, sexo e peso, que possibilitaram a definição do perfil dos entrevistados.

Os grupos de princípios-ativos dos agrotóxicos empregados na área são os inseti-

cidas organofosforados (13,33%) e carbamatos (15,55%), além dos inseticidas piretróides (20,00%). Os fungicidas totalizam 35,54% e os acaricidas e bactericidas 4,44%.

Os dados obtidos revelaram que os equipamentos utilizados no Assentamento I são, na sua maioria, aplicadores costais manuais, geralmente com mais de três anos de uso. Esse tipo de equipamento utilizado é compatível com os produtos produzidos e com o tamanho da área. Além desses, também são utilizados equipamentos motorizados para aplicação de agrotóxicos, onde a calda é aplicada com pressão elevada (Tabela 1).

Tabela 1. Tipo de equipamento utilizado no Assentamento I de Sumaré.

Tipo de equipamento utilizado	Frequência %	Tempo de uso em anos (frequência - %)				
		Menos de 1	1 a 2	3 a 4	5 ou mais	Não informou
Costal 20 litros	88,5	6,5%	6,5%	40,5%	0%	6,5%
Tratorizado 2000 litros	11,5	-	-	100%	-	-

Quanto ao destino das embalagens, observou-se que a porcentagem de agricultores que deixa as embalagens vazias no campo é de 22,5%; outros 16,5 % somente as enterram, enquanto que 33,5% as queimam e enterram. No aspecto de lavagem das embalagens, 60% dos agricultores não fazem a lavagem após o seu esgotamento; 15% a fazem somente uma vez, e apenas 5% efetuam a tríplice lavagem. Os 20% restantes não souberam responder.

O risco de contaminação ambiental pelo emprego de práticas não recomendadas é agravado, considerando-se a proximidade do Assentamento com a área de captação de água e também ao potencial de erosão do solo.

Os dados levantados a partir da aplicação do questionário indicaram que entre os entrevistados 30% tinham idade entre 18 a 30 anos; 25% entre 31 a 40 anos; 15% entre 41 a 50 anos, e 30% entre 50 a 60 anos. O grupo de aplicadores amostrado era composto de chefes e/ou arrimos de família.

Verificou-se que as famílias estabelecem critérios para a eleição daqueles que exercem a função de aplicador entre os seus membros. Os que se utilizam de aplicadores costais são, na sua maioria, os mais jovens ou aqueles mais velhos, que não apresentam problemas de ordem cardiorespiratória ou da coluna vertebral¹.

Para o estabelecimento de bioindicadores, tomou-se como base os indicadores clínicos com o auxílio dos seguintes parâmetros e métodos:

- morbidade genérica e específica referida, com interrogatório clínico abordando sinais e sintomas dos diferentes aparelhos e sistemas do corpo humano;
- avaliação clínica para verificação de dermatoses de mãos e pés, procurando verificar a possível relação com o uso de agrotóxicos;
- presença de intoxicações agudas por agrotóxicos.

Os bioindicadores foram testados na etapa seguinte da metodologia proposta, com o objetivo de verificar a existência de uma possível correlação entre os agrotóxicos e métodos de aplicação mais utilizados.

Assim, o aparecimento de determinados sintomas pode denunciar uma exposição a agrotóxicos devido a uma proteção deficiente.

Para a organização da terceira etapa foram realizadas reuniões fora do período de trabalho, separadamente, com cada um dos três grupos de exposição: mulheres, jovens e aplicadores, de modo que cada um deles se sentisse mais à vontade para a discussão e interpretação dos problemas vivenciados. Durante o período de setembro de 1997 a janeiro de 1998 um total de 174 entrevistas foram realizadas. Foram selecionadas 56 pessoas, as quais foram avaliadas clinicamente a cada 15 dias.

Esta avaliação foi utilizada para a verificação da correlação referida, e constituída das seguintes etapas: levantamento do histórico de saúde, relato das queixas e exame físico individual, com especial atenção aos sintomas do entrevistado em relação ao emprego daqueles agrotóxicos mais utilizados. Notou-se também que o exame clínico, especificamente, possibilitou despertar o interesse e a colaboração dos envolvidos.

¹ Foi também relatado que, fora da amostra, existem adolescentes e mulheres que aplicam formicida manualmente, em diversos cultivos.

Entre os 56 entrevistados, 46,9% só se dedicavam ao trabalho agrícola e 8,2% só se ocupavam de trabalhos domésticos. Os 44,9% restantes dividiam sua jornada de trabalho entre a agricultura e outras atividades. Destes, 26,5% ocupavam a maior parte de seu tempo laborativo em atividades agrícolas e 18,4% a menor parte. A proporção do sexo masculino entre os entrevistados foi de 69,4% e do sexo feminino 30,6%.

Durante o levantamento do histórico da saúde dos entrevistados observou-se a presença de vários problemas que guardavam relação direta ou não com a exposição aos agrotóxicos (Tabelas 2, 3, 4). Não foram constatados casos de intoxicação aguda. Constatou-se que muitos dos casos se relacionavam com as condições não apropriadas de trabalho, socioculturais e sanitárias, por exemplo no que diz respeito às micoses e parasitas, que podem ser correlacionadas à ausência de proteção adequada (roupas e sapatos), dificuldade de assistência médica, hábitos de higiene e falta de acesso a saneamento básico, entre outros. A dificuldade para o tratamento médico dos casos de doenças diagnosticadas no Assentamento, demonstrou também ser causada pela carência de transportes coletivos, assim como pela restrita disponibilidade de assistência médica de serviços públicos.

Tabela 2. Diagnósticos emitidos no período de set/1997 a jan/1998 que não guardavam relação direta com a exposição aos agrotóxicos.

Diagnósticos	Número de casos
Candidíase interdigital	06
Onicomicose	04
Hipertensão arterial	03
Diabetes	02
Câncer de pele	01
Mífase	01
Tinea corporis	01
Larva migrans	01
Epicondilite	01
Impetigo	01
Infecção de trato urinário	01
Cisto sinovial	01

Os sintomas, resultados do relato de queixas e exame físicos (Tabela 3), não mostraram ocorrência exclusiva durante, ou logo após a manipulação dos produtos, tendo sido relatados por todos os três grupos de entrevistados.

Tabela 3. Frequência dos principais sintomas reportados no período de set./1997 a jan./1998.

Sintomas	Frequência %
Cefaléia	12,0
Lombalgia	9,3
Irritação nos olhos	5,3
Epigastralgia	5,3
Dores em membros inferiores	3,4
Tonturas	3,2
Tosse	3,2
Dor de garganta	2,8
Dispnéia discreta	2,6
Obstipação intestinal	2,5
Coriza	2,5
Artralgias	2,5
Obstrução nasal	2,5
Dorsalgia	2,2
Manchas de pele	2,2
Prurido pelo corpo	2,2
Palpitações	2,0
Disúria	2,0
Vertigens	1,8
Outros (frequência < 1,8%)	30,3
Total	100

Os sintomas indicados na Tabela 3 podem ser atribuídos às seguintes causas:

- presença de agrotóxicos estocados na proximidade da moradia;
- proximidade de algumas residências à área de trabalho;
- manuseio doméstico na lavagem de roupas utilizadas na aplicação;
- divisão social do trabalho, que destina às mulheres pequenas tarefas, como a aplicação manual de produtos químicos, conforme já citado.

Chama-se a atenção para a cefaléia, a irritação dos olhos, as tonturas, as vertigens, a tosse, a dispnéia, a coriza, o prurido e as manchas na pele, que, de modo geral, são observados entre os três grupos.

O grupo de aplicadores, logo após a aplicação, apresentam sintomas com uma freqüência entre o dobro e o triplo dos valores encontrados na Tabela 3, com exceção da cefaléia (Tabela 4).

Observou-se, também, que ao invés da dermatose química, anteriormente selecionada como um indicador, a conjuntivite química mostrou-se ser mais adequada para a verificação da contaminação por agrotóxicos, devido à sua alta freqüência entre os sintomas apresentados.

Tabela 4. Freqüência de sintomas relatados no período de set/1997 a jan/1998, relacionados com a exposição direta aos agrotóxicos.

Sintomas	Freqüência %
Sintomas de conjuntivite química	45
Prurido e irritação cutânea	10
Cefaléia	10
Tonturas após aplicação	10
Náuseas	10
Dispnéia com broncoespasmo	5
Tosse	5
Coriza e irritação nasal	5
Total	100

A maior freqüência de praticamente todos os sintomas no grupo de aplicadores, sugere uma resposta do organismo a uma maior exposição com consequentes danos à saúde do aplicador.

As más condições de trabalho associadas ao mau estado do equipamento utilizado para pulverização, a deficiência de proteção individual, e as altas temperatu-

ras no momento das aplicações, potencializam o aparecimento de problemas na saúde dos aplicadores.

A presença de vários sintomas diretamente associados à aplicação de agrotóxicos, assim como outros agravos relacionados ao trabalho, tais como câncer de pele, diversos tipos de micoses, lombalgias e epicondilites, demonstraram que a organização do trabalho no Assentamento I traz riscos à saúde. Embora não se tenha observado nenhum caso severo de intoxicação aguda por agrotóxicos, é preocupante o fato de não haver acompanhamento e medidas de controle da exposição a esses produtos, pelos órgãos públicos, uma vez que os sintomas referidos demonstram exposição significativa e freqüente.

Os resultados acumulados obtidos nas etapas anteriores propiciaram, na quarta etapa, a apresentação e discussão de medidas junto ao grupo, para a definição de ações de intervenção na busca da melhoria do quadro observado.

A característica principal dessa fase da pesquisa foi a discussão conjunta sobre as possíveis soluções para os problemas encontrados, e que dependessem basicamente do esforço coletivo dos agricultores da área.

Dessas discussões emergiram os seguintes grupos de ações:

1) ações relacionadas diretamente à saúde ocupacional, que tratam da orientação a respeito do melhor método de aplicação dos agrotóxicos e dos procedimentos adequados para o descarte de embalagens de agrotóxicos.

Quanto a melhoria dos métodos de aplicação utilizados e aos riscos da exposição aos agrotóxicos, os agricultores tiveram a oportunidade de participar de demonstrações práticas que buscavam a adequação e ajustes de seus equipamentos.

Nesse sentido, simulou-se uma demonstração prática de aplicação de agrotóxicos com o uso dos próprios equipamentos dos agricultores, utilizando-se um corante e roupa de proteção. Tiras de papel absorvente em forma de cartões, medindo 10 x 5cm, foram grampeados no tecido da roupa de proteção, em várias regiões do corpo, tais como a parte anterior, lados direito e esquerdo (punho, ombro, tórax, abdômen, coxa, joelho, tornozelo, pescoço e testa) e parte posterior, lados direito e esquerdo (punho, ombro, omoplata, dorso, coxa, joelho, tornozelo e nuca). Buscou-se,

desse modo, demonstrar quais as áreas do corpo ficam mais expostas ao produto durante a aplicação e a importância de diminuir esta exposição.

2) Ações relacionadas indiretamente à saúde ocupacional do agricultor abordaram aspectos relativos à prática da agricultura orgânica, recuperação de matas ciliares, e a recuperação dos mananciais e da qualidade da água.

Estudo de bioindicadores em laboratório

A utilização de um protocolo experimental contendo índices relacionados a reprodução e desenvolvimento embrionário, em cobaias, pode identificar efeitos, devido a exposição a agrotóxicos, em doses menores do que outros testes rotineiramente utilizados.

Foi verificado um amplo uso de inseticidas fosforados (metamidofós) e fungicidas (clorotalonil) na área de estudo, conforme informações levantadas junto aos agricultores, cooperativas e órgãos de extensão rural (CATI). Foram avaliados animais jovens (ratas Wistar) expostos durante a fase de lactação utilizando-se alguns parâmetros comportamentais e bioquímicos quanto a seu significado para o estabelecimento de indicadores desta exposição, ou seja, se existiria uma correlação entre os parâmetros avaliados e a exposição aos agrotóxicos.

Os organofosforados são geralmente cerca de duas a nove vezes mais tóxicos em ratos imaturos do que em ratos adultos. Os estudos ecotoxicológicos tendem a apresentar efeitos fisiológicos e dosagem da atividade da enzima acetilcolinesterase (AChE) como indicador biológico. Embora existam estudos referentes à reprodução e teratogenicidade, muitas vezes estes trabalhos correlacionam alterações nas fases iniciais de prenhez à severidade da inibição colinesterásica. Entretanto, tais alterações podem ter impactos na sobrevivência animal e podem ser utilizados como mecanismo de previsão dos efeitos ecológicos destes produtos em doses que aparentemente não causam danos.

Alguns efeitos de organofosforados sobre o comportamento animal podem se manifestar de forma sutil. Exposições crônicas podem resultar em uma tolerância

ao agrotóxico, com um aumento das atividades de colinesterases (ChEs) e dos níveis de acetilcolina no cérebro, acompanhada de taxas de metabolização mais elevadas e alterações no estado funcional dos sistemas colinérgicos.

Neste trabalho, ratas Wistar receberam diferentes doses de metamidofós entre 1,0 e 4,0mg/kg/dia por via intraperitoneal durante todo o período de lactação (1º ao 21º dias pós-natal). Os filhotes destas ratas foram avaliados, durante a lactação, e aos 21, 30, 60 e 90 dias de vida quanto a possíveis alterações em seu desenvolvimento neuromotor. Os testes de atividade geral foram realizados em um aparelho de campo aberto.

No 21º dia de vida dos filhotes, 24 horas após a última administração do agrotóxico, foram retiradas amostras de sangue e cérebro de dois deles, por prole, bem como também das respectivas ratas mães, para a determinação das atividades de enzimas colinesterases (ChEs).

O comportamento dos filhotes, do desmame até a fase adulta, não apresentou alterações. As fêmeas dos diversos grupos testados tiveram cuidados equivalentes para com suas proles medidos através de testes comportamentais específicos, apesar da inibição de cerca de 50% nos níveis plasmáticos e cerebrais das colinesterases. Por sua vez, os filhotes não apresentaram qualquer alteração nos níveis de ChEs cerebrais, quando comparados aos seus respectivos controles, contudo, as atividades de suas enzimas plasmáticas foram cerca de 60% menores que as de suas mães na maior dose testada.

Os parâmetros testados são relativamente simples de serem utilizados e podem contribuir para o estabelecimento de protocolos para a avaliação de mudanças no desenvolvimento perinatal animal e do potencial embriofetotóxico dos agrotóxicos.

Referências

ALONSO, J.; ATALLA, A.; CAVALIERI, M.; GAGIOTI, S.; LORENTI, M. Polineuropatia por paration, estudos clínico, eletrofisiológico e histológico de um caso. *Arquivos de Neuropsiquiatria*, v. 41, p. 264-293, 1983.

EYER, P. Neuropsychopathological changes by organophosphorus compounds – a review. *Human and Experimental Toxicology*, v. 14, p. 857- 864, 1995.

JOHNSON, N. Organophosphorus esters causing delayed neurotoxic effects mechanism of action and structure/activity studies. *Archives of Toxicology*, v. 34, p. 259-288, 1975.

LANDER, F.; RONNE, M. Frequency of sister chromatid exchange and hematological effects in pesticide-exposed greenhouse sprayers, *Scand. Journal of Work Environmental Health*, v. 21, p. 283-288, 1995.

O'MALLEY, M., Clinical evaluation of pesticides exposure and poisonings, *The Lancet*, v. 349, p. 1161-1166, 1997.

ORTIZ, D.; YÁÑEZ, L., GÓMEZ, H. MARTÍNEZ-SALAZAR, J.; DIAZ-BARRIGA, F. Acute toxicological effects in rats treated with a mixture of commercially formulated products containing methylparathion and permethrin. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 32, p.154-158, 1995.

PASQUINI, R.; SCASSELLATI-SFORZOLINI, G.; ANGELI, G.; FATIGONIO, C.; MONARCA, S.; BENEVENTI, L.; DIGIULIO, A.; BAULEO, F. Cytogenetic biomonitoring of pesticide-exposed farmers in central Italy. *Journal of Environmental Pathology, Toxicology and Oncology*, v. 15, p. 29-39, 1996.

RASHATWAR, S.S.; MATSUMURA, F. Interaction of DDT and pyrethroids with calmodulin and its significance in the expression of enzyme activities of phosphodiesterase. *Biochemical Pharmacology*, v.34, p. 1689-1694, 1985.

STEENLAND, K.; JENKINS, B.; AMES, R.; O'MALLEY, M.; CHRISLIP, D.; RUSSO, J. Chronic neurological sequelae to organophosphate pesticide poisoning. *American Journal of Public Health*, v. 84, p. 731-736, 1994.

TRAPÉ, A.Z. *Doenças relacionadas a agrotóxicos: um problema de saúde pública*. Campinas: Unicamp - Faculdade de Ciências Médicas, 1995. Tese de Doutorado.

WORLD HEALTH ORGANISATION. Permethrin. *Environmental Health Criteria*, v. 94, p. 45, 1990. Geneva: WHO, 1990.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Methodology for assessment of exposure to environmental factors in application to epidemiological studies, *The Science of the Total Environment*, v. 168, p. 93-100, 1995.

8

EROSYS: Sistema Integrado para Avaliação dos Impactos Ambientais de Atividades Agropecuárias

Elizabeth Nogueira Fernandes
Elias Silva
Elpídio Inácio Fernandes Filho
Carlos Arthur Barbosa da Silva

Resumo	251
Summary	252
Introdução	253
Metodologia de construção do sistema	253
Estrutura do sistema	253
Sistema especialista (SE)	254
Sistema de informação geográfica (SIG)	255
Entrada de dados no SIG	256
Modelo matemático	256
Base de dados	256
Relatório de impacto ambiental	256
Módulo gerenciador	257
Funcionamento do sistema - estudo de caso	258
Avaliação da aptidão agrícola das terras	258
Aptidão agrícola <i>versus</i> uso do solo	260

Validação do sistema especialista	263
Análise da erosão	264
Análise das perdas de nutrientes	267
Relatório de impacto ambiental	267
Performance do sistema EROSYS	269
Conclusões	269
Referências	270

Resumo

Esse trabalho teve por objetivo o desenvolvimento de uma metodologia de avaliação de impacto ambiental de atividades agrícolas utilizando-se de técnicas de sistemas de informações geográficas (SIG), sistemas especialistas (SE) e modelagem matemática de forma integrada. O sistema desenvolvido, denominado EROSYS, avalia aptidão agrícola das terras, utilizando-se de sistemas especialistas; avalia quantitativamente a erosão total e por cultura, utilizando a Equação Universal de Perda de Solo; identifica áreas de conflito entre o uso atual e potencial do solo, bem como áreas com perda de solo acima do limite de tolerância; recomenda práticas de manejo para conservação e manejo do solo; estima perda de nutrientes e valor monetário dos fertilizantes; apresenta, ainda, um relatório de impacto ambiental. O sistema EROSYS foi aplicado na Microbacia do Córrego Taquara Branca.

Summary

This study aimed to develop a method for evaluating the environmental impact of farming activities on soils, particularly erosion, using the Geographic Information Systems (GIS), the Specialist System (SS) and Mathematical Modeling techniques. The system developed, EROSYS, allowed the: a) evaluation of land use capability using the ES technique; b) evaluation of total and per-crop erosion using the Universal Soil Loss Equation (USLE); c) identification of current and potential erosion areas as well as areas with soil conservation and management; e) estimation of nutrient/fertilizer and economic value of runoff nutrients and f) presents the user with a report of the available information on environmental impact. The Taquara Branca Microbasin was selected to demonstrate the applicability of the EROSYS system.

Introdução

Tanto a comunidade técnico-científica quanto as diversas esferas de governo reconhecem a necessidade da adoção de ações que promovam um redirecionamento das atividades agrícolas, a fim de evitar impactos ambientais negativos e garantir a conservação dos recursos naturais para as gerações futuras.

Para tal, é de fundamental importância a avaliação das possibilidades de uso dos solos antes de qualquer decisão referente à sua utilização e da implantação de qualquer projeto agrícola.

Porém, tendo-se em conta os diversos tipos de solo e clima e os variados graus de declive dos terrenos, pode-se perceber os inúmeros usos e práticas de manejo do solo existentes.

Nesse contexto, os sistemas de informação geográfica (SIG), Sistemas Especialistas (SE), modelagem matemática e Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) são ferramentas que possibilitam a coleta e análise das informações temáticas, a simulação de diversas situações, a construção de cenários e a previsão dos impactos das atividades agrícolas, oferecendo subsídios aos planos de manejo do solo e da água.

Esse trabalho objetivou desenvolver uma metodologia de avaliação de impactos ambientais causados pelas atividades agrícolas sobre o solo, particularmente a erosão, utilizando de forma integrada sistemas de informações geográficas, sistemas especialistas e modelagem matemática.

Metodologia de construção do sistema

Estrutura do Sistema

A estrutura do sistema é composta de quatro componentes: base de dados, modelo matemático, SE e interface com o usuário.

A entrada de dados geralmente é feita no SIG, por meio de mapas, e também no SE, por meio de perguntas ao usuário. As análises e os resultados são apre-

sentados na forma de mapas e de um relatório de impacto ambiental, gerados por um programa desenvolvido em linguagem DELPHI. O fluxo de informações, entrada e saída dos resultados e análises de cada módulo serão apresentados na Fig. 1.

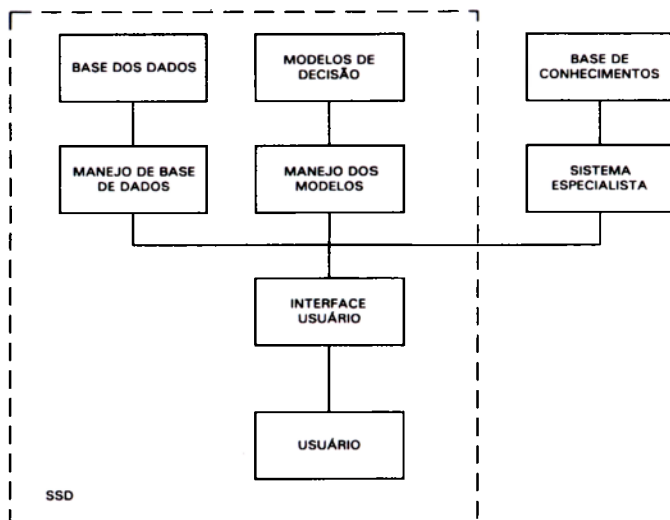


Fig.1. SSD - Sistema de Suporte à Decisão - Diagrama de fluxo do sistema EROSYS.

Sistema Especialista (SE)

O sistema especialista foi desenvolvido em um microcomputador Pentium 133Mhz, com 16MB de memória RAM utilizando o *software* EXSYS, em ambiente Windows.

O conhecimento foi codificado com base em regras do tipo IF-THEN (Fig. 2), utilizando a estratégia de controle denominada *backward chaining*.

Foi tomado por base, para construção do SE, o sistema FAO/Brasileiro de Avaliação de Aptidão Agrícola das Terras, proposto por Ramalho Filho & Beek (1995), publicado pela Embrapa (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), tomando como princípio o quadro-guia para região de clima tropical úmido.

IF: Tipo solo: Hi or Tipo solo: Li THEN: [DELTAM] IS GIVEN VALUE 8 and Deltam - Confidence = 10/10	IF: [MANEJO] = 1 and [DIFERENCA] > 0 and [DIFERENCA] <= 25 THEN: [RECOMEND] IS GIVEN VALUE "Mudar manejo da cultura para resto incorporado" and Recomendação - Confidence = 10/10
--	--

Fig.2. Exemplos de regras de decisão do sistema especialista

Os dados necessários ao SE são provenientes de variadas fontes:

- sistema de informações geográficas: fornece informações de declive e classe de solo, para cálculo dos desvios de erosão, mecanização e água;
- base de dados: resultado da análise química dos solos - informações a respeito da saturação de bases (V%), para cada unidade de solo, utilizadas para determinação do desvio de fertilidade;
- usuário: fornece informação a respeito da vegetação anterior da área ou do período seco do ano, para determinação do desvio de deficiência hídrica.

Caso o usuário opte por responder sobre a vegetação original da área, ao posicionar o cursor sobre a opção, irá dispor de um texto com informações adicionais a respeito daquela formação vegetal.

Para a validação do SE foram confrontadas as avaliações de aptidão para cada cenário, realizadas pelo sistema especialista com aquelas definidas por especialistas especialmente consultados.

Sistema de Informação Geográfica (SIG)

Utilizou-se o aplicativo IDRISI 2.0 for Windows, que é um sistema adequado às atividades de pesquisa e ensino, em virtude do seu custo relativamente baixo e da sua estrutura modular (Eastman, 1992).

Esse sistema é baseado no formato raster de representação de dados, utiliza banco de dados externo e permite a migração direta dos dados para outros sistemas, como ARC-INFO e ERDAS.

Entrada de dados no SIG

Como entrada de dados para o sistema, no módulo SIG, são necessários os seguintes mapas em formato matricial: mapa planialtimétrico; mapa de uso do solo; mapa de unidades de solo (pedológico).

Os mapas intermediários de declividade e comprimento de rampa, necessários às análises espaciais, são fornecidos automaticamente pelo sistema por meio de uma rotina automatizada ("macro").

O mapa de declive apresenta sete classes distintas: $0 < 3\%$; $3 < 8\%$; $8 < 13\%$; $13 < 20\%$; $20 < 45\%$; $45 < 100\%$ e acima de 100% , enquanto o mapa de exposição apresenta oito classes: $0 < 45^\circ$; $45 < 90^\circ$; $90 < 135^\circ$; $135 < 180^\circ$; $180 < 225^\circ$; $225 < 270^\circ$; $270 < 315^\circ$; $315 < 360^\circ$. Para determinação do comprimento de rampa foi obedecida a metodologia proposta por Rocha et al. (1996).

Modelo Matemático

O sistema utiliza a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS) (Wischmeier & Smith, 1978), para cada píxel da imagem. Esta equação, por meio da multiplicação de cinco fatores: R (erosividade da chuva); K (erodibilidade do solo); LS (fator topográfico); P (práticas conservacionistas) e C (uso e manejo do solo), resulta nos valores correspondentes a erosão média, expressa em t/ha/ano.

Base de dados

O sistema é composto de seis bases de dados com as seguintes informações: fator R por município; fator K limite de tolerância por unidade de solo; fator C por cultura; fator P por prática conservacionista e por declive, fator de correção por tipo de manejo e análise química por solo.

Relatório de impacto ambiental

O relatório de impacto ambiental é o resultado final produzido pelo EROSYS apresentado em três partes. Na primeira são apresentadas informações relativas à

perda de nutrientes a partir das seguintes etapas: cálculo do número de anos necessários para que se esgote a camada arável (0 a 20cm) a partir da taxa de erosão média atual; cálculo da média dos elementos fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) a partir da análise química dos solos; uniformização das medidas para kg/ha/ano; transformação do elemento P, K, Ca e Mg para as formas P_2O_5 , K_2O , CaO e MgO, respectivamente; cálculo da reposição destes elementos na área, considerando o coeficiente médio de disponibilidade destes nutrientes para as culturas que, no caso do fósforo, é de 25% e, no caso dos outros elementos, 60%.

A segunda parte identifica em quatro níveis, através do método de rede de interação, os impactos resultantes do processo de erosão, enquanto a terceira parte apresenta propostas de medidas ambientais para a minimização dos impactos negativos identificados pelo sistema EROSYS.

Módulo Gerenciador

Este módulo foi programado em linguagem DELPHI e gerencia todo o sistema: a interface com o usuário, os cruzamentos de mapas e as informações dos bancos de dados. Nele são elaborados os mapas de erosão, mapa de áreas de conflito entre a aptidão das terras e o uso atual do solo, mapa de áreas críticas (áreas em que a erosão é maior que o limite de tolerância de perda de solo), mapa de recomendação de práticas conservacionistas, além de fornecer as informações para composição do relatório de impacto ambiental.

O mapa de áreas de conflito é obtido a partir da comparação dos mapas de uso atual do solo e de aptidão agrícola de cada área. As áreas que apresentam valor de aptidão menor ou igual ao uso da terra recebem a cor verde, as demais áreas recebem cor vermelha, indicando áreas de conflito com o uso atual (áreas que apresentam um uso mais intensivo do que o indicado).

O mapa de áreas críticas é obtido através da comparação entre a perda de solo e o limite de tolerância (LT) para cada tipo de solo. Quando a perda for superior

ao LT, a área recebe cor vermelha, se for igual recebe a cor laranja e se for inferior recebe a cor verde.

Funcionamento do Sistema - Estudo de caso

Como exemplo do funcionamento do sistema EROSYS, serão apresentados e discutidos os resultados obtidos para a Bacia Hidrográfica do Córrego Taquara Branca.

O funcionamento do EROSYS está dividido em três partes: avaliação da aptidão agrícola das terras, determinação da erosão total da área, e relatório de impacto ambiental. Neste trabalho serão apresentados os resultados sobre aptidão agrícola das terras agrícolas da MBTB e sobre a validação do sistema especialista¹.

Avaliação da Aptidão Agrícola das Terras

De acordo com a Fig. 3, há uma predominância na área de aptidão regular para agricultura. Essa aptidão regular está em função, principalmente, da baixa fertilidade natural dos solos da bacia ($V < 50\%$), o que prejudica o crescimento das plantas. Esse fato explica ter sido encontrado para o nível de manejo A, apenas uma aptidão restrita, uma vez que este nível de manejo está na dependência única da fertilidade natural dos solos, não prevendo nenhuma possibilidade de melhoria.

De fato, ficou demonstrado, no nível de manejo A, uma predominância da classe de aptidão restrita para todas as áreas da bacia, significando que a utilização de tecnologias rudimentares ou a ausência destas tecnologias limitam o uso das terras com lavouras.

Utilizando-se o comando AREA do SIG sobre o mapa de aptidão, obteve-se a Tabela 1, no qual observa-se que 80,13% da área apresentou aptidão para classe 2, indicando um uso regular para agricultura.

¹ Para os demais resultados sobre a aplicação do EROSYS na MBTB consultar Fernandes (1997).

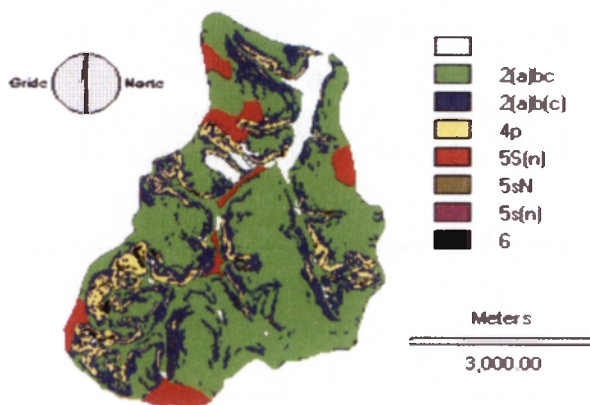


Fig.3. Mapa de aptidão agrícola da Microbacia do Córrego Taquara Branca, município de Sumaré, Estado de São Paulo.

Tabela 1. Área e percentagem das classes de aptidão agrícola na Microbacia do Córrego Taquara Branca, município de Sumaré, Estado de São Paulo.

CLASSE DE APTIDÃO	ÁREA	
	(ha)	(%)
2(a)bc ⁽¹⁾	1.307	56,46
2(a)b(c) ⁽²⁾	548	23,67
4p ⁽³⁾	180	7,76
5S(n) ⁽⁴⁾	141	6,09
5sN ⁽⁵⁾	12	0,52
5s(n) ⁽⁶⁾	3	0,13
6 ⁽⁷⁾	19	0,82
Outras áreas	105	4,54
Total	2.315	100,0

Sendo:

⁽¹⁾ áreas com aptidão regular para lavouras nos níveis de manejo B e C e restrita no nível de manejo A

⁽²⁾ áreas com aptidão regular para o nível de manejo B e restrita para os níveis de manejo A e C.

⁽³⁾ áreas com aptidão regular para pastagem plantada.

⁽⁴⁾ áreas com aptidão boa para silvicultura e restrita para pastagem natural.

⁽⁵⁾ áreas com aptidão regular para silvicultura e boa para pastagem natural.

⁽⁶⁾ áreas com aptidão regular para silvicultura e restrita para pastagem natural.

⁽⁷⁾ áreas sem aptidão agrícola (preservação permanente).

Da área com aptidão para agricultura, 56,46% apresentaram aptidão regular para os níveis de manejo B e C. A possibilidade de exploração no nível C sugere que esta proporção de área seja mecanizável, onde os relevos devam ser planos ou suavemente ondulados. Neste caso, não se deve fazer generalizações a respeito da fertilidade dos solos, uma vez que neste nível de manejo permitem-se correções das possíveis limitações ou deficiências, sobretudo de ordem química ou de fertilidade do solo.

Observa-se que 23,67% da área apresentaram aptidão restrita para os níveis de manejo A e C e regular para o nível B. Para o nível de manejo A, o fator limitante continua sendo a fertilidade, enquanto para o nível C o que restringe a sua exploração é o relevo ondulado nas porções de terra que apresentam esta classificação. De fato, para o nível de manejo C está previsto uso intensivo de maquinários, portanto, em áreas de relevo ondulado a exploração agrícola neste nível tecnológico começa a ficar comprometida. Para o nível de manejo B, não se observa nenhuma mudança, uma vez que, neste nível, o uso de máquinas e implementos agrícolas não é tão intenso e o nível de fertilidade pode ser melhorado mediante técnicas simples de correção e adubação dos solos.

Pode-se observar ainda que 7,76% da área apresentaram aptidão regular para pastagem plantada. Este tipo de área apresenta, além de baixa fertilidade, já mencionada, problemas de mecanização e erosão, devido ao relevo, ou situações de profundidade efetiva dos solos, como no caso dos solos Litólicos, que não permitem o desenvolvimento de culturas agrícolas ou arbóreas.

O restante da área (7,56%) apresentou aptidão para usos menos intensivos, quer seja por graves problemas de fertilidade, quer seja por declives montanhosos, impedindo a mecanização e favorecendo a erosão acelerada. Neste caso, estas áreas estão mais aptas para silvicultura e pastagem natural ou então para conservação da vegetação nativa.

Aptidão agrícola *versus* uso do solo

Analisando a Fig. 4, resumida na Tabela 2, extraído a partir do cruzamento (comando CROSSTAB) entre os mapas de aptidão agrícola e uso do solo da bacia

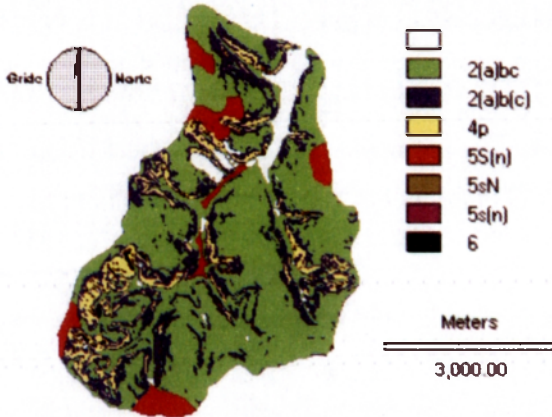


Fig.4. Mapa da aptidão agrícola das terras proposta pelo sistema EROSYS para a área da Microbacia do Córrego Taquara Branca.

Tabela 2. Aptidão agrícola proposta pelo sistema EROSYS *versus* uso atual do solo para a área da bacia hidrográfica.

USO DO SOLO				APTIDÃO(%)	
TOTAL		CULTURA	AGRÍCOLA	PASTAGEM	
SILVICULTURA	MATA				
CULTURA	AGRÍCOLA	52,26 *	2,84 **	3,30 **	
0,24 **	58,64				
PASTAGEM		25,56 ***	4,82 *	3,47 **	
0,57 **	34,42				
REFLORESTAMENTO					
4,44 ***	0,32 ***	0,70 *	5,47		
MATA					
1,37 ***	0,05 ***	0,04 ***	0,01 *	1,47	
TOTAL					
83,63	8,03	7,51	0,83	100,0	

hidrográfica, observa-se que, no geral, a área apresenta aptidão para agricultura em 83,63% do seu total, 8,03% para pastagens, 7,51% para silvicultura e 0,83% não apresenta aptidão agrícola.

Com relação ao uso do solo, 58,64% da área é ocupada com culturas agrícolas, 34,42% com pastagens, 5,47% com reflorestamentos (silvicultura) e apenas 1,47% não apresenta aptidão agrícola.

Pode-se notar que a presença das duas áreas de pastagens modificou a relação entre a aptidão das terras e o uso do solo, porém ainda se observa um bom índice de concordância (89,0%) entre as áreas com culturas agrícolas e a aptidão destas áreas. No entanto, analisando por um outro lado, dos 83,63% aptos para agricultura apenas 52,26% estão ocupados de fato com culturas agrícolas, 25,56% se encontram com pastagens e o restante com reflorestamentos ou com matas.

Enquanto isto, nas áreas aptas para pastagens apenas 14% estão ocupadas por esta cobertura, sendo que 74,27% destas pastagens se encontram em áreas que poderiam ser utilizadas mais intensivamente. Contudo, do ponto de vista ambiental, considerando que parte destas áreas está próxima à represa, servindo de área de deposição natural de sedimentos, é de extrema importância que esta cobertura seja mantida.

Estas percentagens levam em consideração apenas a área agrícola da microbacia, desconsiderando a área do assentamento.

* Percentual de área com aptidão agrícola de acordo com uso do solo

** Percentual de área com uso do solo mais intensivo

*** Percentual de área com uso do solo menos intensivo

Numa análise global, verifica-se que 57,79% de toda a área apresentam um uso da terra em consonância com a aptidão agrícola, 10,43% apresentam um uso da terra mais intensivo que a aptidão, indicando uma sobreutilização e 31,78% da área apresentam aptidão menor que o uso do solo, ou seja, há a utilização destas áreas para usos menos intensivos do que o permitido por sua capacidade de suporte.

Validação do sistema especialista

Analisando a Tabela 3, que contém cada uma das propostas dos especialistas, verifica-se que estas, embora não coincidentes, se encontram bem próximas, excetuando-se as respostas do especialista 2 para os cenários 2 e 7.

Tabela 3. Resultado do teste de validação do sistema especialista.

Cenários/ % de concordância	Especialistas					EROSYS
	1	2	3	4	5	
1/ 60	3(bc)	2(a)b(c)	3(bc)	2b(c)	2(a)b(c)	2(a)bc
2/ 80	2(b)c	1aBC	2(b)c	2(a)bc	2(a)bc	2(a)bc
3/ 100	4p	4p	4p	4p	4p	4p
4/ 40	3(bc)	2abc	3(bc)	3(bc)	2b(c)	2(a)b(c)
5/ 80	5(n)	6	5(n)	5(n)	5(n)	5(n)
6/ 80	5(n)	6	5(n)	5(n)	5(n)	5(n)
7/ 80	5(n)	3(abc)	5(n)	5(n)	5(n)	5(n)

A resposta deste especialista para o cenário 7, foi considerada a possibilidade do uso de espécies tolerantes ao encharcamento, uma vez que se trata de um solo hidromórfico. No entanto, a metodologia seguida neste trabalho e sugerida aos especialistas consultados, não considera a cultura para efeito de avaliação da aptidão, o que justifica a divergência com as demais avaliações para este cenário.

Um fato que influencia o processo de validação de sistemas subjetivos como este, é que os especialistas embora sigam a metodologia sugerida, não deixam de utilizar seus conhecimentos próprios no momento de elaborar uma sugestão para um dado cenário.

Neste trabalho, optou-se por analisar o resultado obtido com a aplicação do sistema e os resultados enviados pelos especialistas de forma individual, analisando primeiramente a concordância em termos de grupo e em seguida de subgrupo.

Para o cenário 1, o resultado do sistema coincidiu com 3 especialistas (60%) e discordou dos outros 2. Contudo, analisando o subgrupo verifica-se que todas as avaliações estão na realidade muito próximas, discordando basicamente com relação ao manejo b.

Com relação ao cenário 2, excetuando a resposta do avaliador 2, o resultado do sistema coincide com os demais em termos de grupo (80%), e ficou muito próximo em termos de subgrupo.

Quanto ao cenário 3 houve 100% de concordância entre os especialistas e o sistema.

O resultado do cenário 4 é semelhante ao cenário 1, onde o resultado do sistema coincide com parte dos especialistas (40%) e diverge dos demais. Contudo, numa visão global, todos os resultados apresentaram-se muito próximos.

Os resultados para os cenários 5, 6 e 7 são bastante coincidentes entre os especialistas e o sistema (80%) e estes, excetuando o resultado proposto pelo avaliador 2 para o cenário 7, já comentado. Com relação ao fato do avaliador 2 sugerir aptidão 6 (sem aptidão agrícola) para os cenários 5 e 6 e os demais, incluindo o sistema, sugerir aptidão 5(n) (restrito à silvicultura), não apresenta muita diferença, uma vez que estas duas classes são muito próximas, sendo tênue a linha que as divide.

Em linhas gerais, o sistema apresentou resultados bastante coerentes (74,3%) com os sugeridos pelos especialistas. Vale ressaltar contudo, que, quando houve concordância entre os especialistas, o sistema apresentou o mesmo resultado que estes. Nos demais casos, o sistema apresentou uma aptidão próxima da média do resultado dos cinco especialistas. Caso fossem desconsiderados os resultados 2 e 7 do especialista 2, por diferir dos demais, o índice de concordância entre os resultados do sistema e dos especialistas seria de 80%.

Análise da erosão

O mapa representativo da MBTB foi dividido em classes de erosão do solo (Fig. 5). Neste mapa, a classe ausente representa as áreas cuja taxa de erosão se

encontra abaixo do limite de tolerância de perda de solo; a classe baixa engloba as áreas cuja taxa de erosão varia até duas vezes o limite de tolerância; a classe média varia de 2 a 5 vezes o limite de tolerância; a classe alta varia de 5 a 10 vezes o limite de tolerância e a classe muito alta engloba as áreas cuja taxa de erosão supera a 10 vezes o limite de tolerância.

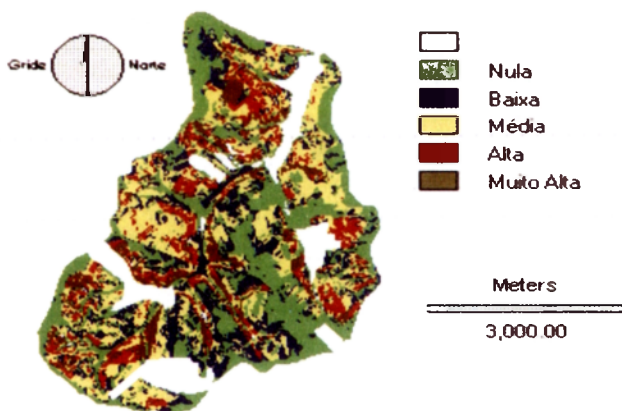


Fig.5. Mapa de erosão estimada pela EUPS para a Microbacia do Córrego

Utilizando o comando AREA do SIG sobre o mapa de erosão, observou-se que 33,58% da área apresenta erosão abaixo do limite de tolerância de perda de solo, sendo tratada neste caso como ausente, 18,81% da área apresenta classe de erosão baixa, 29,40% da área apresentam classe de erosão média e 11,45% e 6,76% apresentam classes de erosão alta e muito alta, respectivamente.

A Fig. 6 mostra as áreas de perda de solo acima, igual e abaixo do limite de tolerância. Pode-se constatar que praticamente todas as áreas que fazem limite com a represa apresentam erosão acima de seu limite de tolerância. Este fato se reveste de maior importância ainda quando se constata a inexistência de matas ciliares.

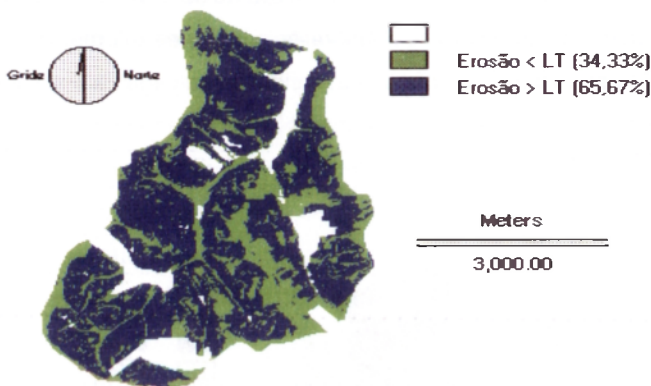


Fig.6. Mapa de erosão versus limite de tolerância na área da Microbacia do Córrego Taquara Branca.

Uma outra análise que o usuário do sistema EROSYS pode fazer é o cruzamento do mapa de erosão com o mapa de áreas de conflito por meio do comando CROSSTAB, no intuito de verificar se a perda de solo na área está relacionada ao uso do solo incompatível com sua aptidão.

Este cruzamento, para a MBTB, não estabeleceu nenhum padrão de associação entre eles, ou seja, as taxas de erosão de média a muito alta não estão em função de uso do solo em conflito com a sua aptidão agrícola. De fato, apenas 10,43% da área da bacia apresentaram um uso mais intensivo do que o indicado pela aptidão agrícola, enquanto que 47,61% da área apresentaram taxas de erosão de média a muito alta, sugerindo que outros fatores estão influenciando tais resultados.

Diante deste contexto, a alternativa recomendada para reduzir as perdas de solo ao limite de tolerância da área refere-se a alterações no uso e manejo do solo (fator C) ou nas práticas conservacionistas (fator P), visto que os demais parâmetros da EUPS, por serem relativos ao meio físico, são mais difíceis de serem alterados.

Um das vantagens do sistema EROSYS é exatamente o possibilitar que se simulem cenários através de modificações nos fatores da Equação Universal.

Análise das perdas de nutrientes

Dentre os impactos negativos, intrínsecos à área de produção, causados pela erosão, destaca-se o empobrecimento do solo pela remoção de nutrientes e matéria orgânica, o que ocasiona uma menor produtividade das culturas agrícolas, maiores custos de produção, enfim, uma menor rentabilidade econômica para o produtor rural.

A erosão é um processo de desagregação do solo com o transporte ou a realocação dos sedimentos da área de um ponto para outro. Estes sedimentos carregados, juntamente com seus nutrientes, vão sendo depositados ao longo da vertente, sendo que parte deles, com a continuidade do processo, acaba por sair do sistema, alcançando os corpos d'água, promovendo o assoreamento e a contaminação dos recursos hídricos.

O sistema EROSYS, a partir da erosão média calculada, estima uma série de outros parâmetros relativos à realocação e à perda destes nutrientes, bem como os gastos com a sua reposição, levando em consideração a camada arável do solo (0 a 20cm).

Relatório de impacto ambiental

O resultado final do sistema é o relatório de impacto ambiental, que resume informações quantitativas e mapas gerados, definindo áreas em conflito de uso e com erosão acima e abaixo do limite de tolerância. Contém, ainda, informações a respeito da aptidão agrícola das terras, da erosão total e média da área, bem como a erosão média por cultura. O relatório também resume de forma geral as medidas ambientais para minimização dos impactos negativos identificados. Estas medidas servem de guia para o usuário, que deverá selecionar aquelas que melhor se apliquem à sua área e às suas condições socioeconômicas².

As medidas ambientais sugeridas:

- Uso da terra segundo sua vocação agrícola.
- Preparo do solo, plantio e cultivos em nível.
- Manejo de ervas daninhas e restos culturais de forma a manter a superfície do solo o maior tempo possível com cobertura vegetal.

² O relatório de impacto ambiental completo sobre a MBTB encontra-se em Fernandes (1997).

- Uso correto de defensivos agrícolas para evitar a contaminação dos mananciais hídricos.
- Uso de barreiras de vegetação para reduzir a velocidade e o volume do escoamento superficial.
- Uso de barreiras mecânicas (terraços ou cordões) para reter as águas do escoamento superficial.
- Alterações no uso da terra deverão ser adotadas nas áreas que apresentarem taxas de erosão maior do que o limite de tolerância de perda de solo.

Contudo, dada a diversidade de fatores que podem estar contribuindo para a degradação destas áreas, as medidas ambientais sugeridas deverão ser selecionadas pelo usuário, mediante análise dos resultados do sistema EROSYS.

Inicialmente, o sistema considera modificações no manejo do solo para redução da taxa de erosão abaixo do limite de tolerância. Caso esta modificação não seja suficiente para se alcançar este patamar, o sistema sugere então a construção de terraços com distâncias diferentes a depender da declividade da área. O motivo desta ordem de análise é de caráter econômico, uma vez que as modificações no preparo do solo implicam em custos menores que os necessários na construção de terraços.

O sistema recomenda a construção de terraços com diferentes distâncias, em 21,77% da área de estudo, a depender da declividade da área. O sistema também apontou a necessidade de mudanças do plantio convencional com resto queimado para plantio convencional com resto incorporado em 3,53% da área, modificação para plantio com escarificador em 14,25% da área, além de recomendar uma mudança para preparo mínimo do solo em 17,42% da área.

Para as áreas onde o comprimento de rampa não é o fator decisivo para a alta taxa de erosão e mudanças no preparo do solo não são suficientes para que a taxa de erosão reduza até o limite de tolerância, o sistema recomendou a mudança de cultura. Contudo, para estas áreas poderiam ser estudadas combinações de medidas ambientais cuja interação proporcionasse o benefício desejado, cabendo neste caso o bom senso do usuário do sistema.

Os resultados indicam que aproximadamente 746 hectares da bacia hidrográfica (34%) apresentaram taxas de erosão abaixo do limite de tolerância, o que significa que estas áreas não necessitam, por ora, de nenhuma alteração de manejo.

Performance do sistema EROSYS

O tempo médio de execução do sistema EROSYS, testado em um computador Pentium 133 com 16MB de RAM, foi de aproximadamente 45 minutos.

A condição necessária para instalação e utilização do sistema é que o usuário disponha do “software” IDRISI e da licença comercial de *Runtime* do EXSYS.

Conclusões

Diante do exposto, pode-se concluir que:

- A associação de sistemas especialistas e sistema de informação geográfica mostrou-se uma técnica eficaz de avaliação de impacto ambiental, facilitando substancialmente a aquisição, a manipulação e o processamento das informações.
- Uma das grandes vantagens do sistema é que ele possibilita que sejam ensaiados cenários alternativos de práticas de manejo e conservação, ou mesmo de usos alternativos para redução das perdas de solo.
- O EROSYS, para as condições ensaiadas, mostrou-se um instrumento viável para efetuar a avaliação da aptidão agrícola das terras, por apresentar um índice de concordância, em termos de grupo, de 75% com especialistas consultados;
- O sistema permite que se tenha uma visão global da área de estudo com a identificação de áreas de conflito com a aptidão dos solos e áreas que apresentam taxas de erosão acima do limite de tolerância de perda de solo, podendo se tornar um importante instrumento de suporte ao planejamento de bacias hidrográficas.
- Por fornecer a informação da perda de solo por cultura, o sistema permite que se vislumbre práticas específicas de minimização dos impactos ambientais.

Com relação à área de estudo pode-se concluir que:

- o potencial de expansão agrícola na bacia do Córrego Taquara Branca é altamente favorável às explorações agropecuárias, visto que 80,13% da área apresentaram aptidão regular para agricultura.
- A microbacia apresentou 90% de sua área com uso de solo compatível com a aptidão agrícola e somente 10% com um uso mais intensivo do que a capacidade de suporte.
- As áreas que não estão em consonância com a aptidão agrícola não apresentaram tendência de subutilização, enquanto que no assentamento verificou-se uma tendência à sobreutilização.
- Cerca de 66% da área da bacia hidrográfica apresentaram, nas condições atuais, perda de solo superior ao limite de tolerância. Caso persista esta situação, os solos destas áreas tenderão a se degradar de forma permanente, gerando graves problemas de natureza socioeconômica.

Referências

EASTMAN, J.R. *IDRISI user's guide*. Worcester: Clark University, 1992. 363 p.

FERNANDES, E.N. *Sistema inteligente de apoio ao processo de avaliação de impactos ambientais de atividades agropecuárias*. 1997. 122 p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1997.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K.J. *Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras*. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 1995. 65 p.

ROCHA, J.V.; LOMBARDI NETO, F.; BACELAR, A.A.A. Metodologia para determinação do fator comprimento de rampa (L) para a equação universal de perda de solo. In: SIMPÓSIO DE USUÁRIOS DE IDRISI, 1., 1995, Campinas. *Anais...* Campinas: UNICAMP/FAMCG, 1995. p. 3-6.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington, 1978. 58 p.

9

Banco de Dados de Indicadores de Sustentabilidade

Maria Conceição Peres Young Pessoa
Nilce Chaves Gattaz
José Maria Gusman Ferraz

Resumo	273
Summary	274
Introdução	275
Estrutura de banco de dados	276
Levantamento das informações inseridas nas bases de dados	278
Algumas telas do banco de dados	278
Comentários finais	281

Resumo

A falta de um sistema que reúna informações dispersas e que possibilite a rápida recuperação de dados tem se constituído em um entrave na elaboração de inventários nacionais. A construção de um banco de dados sobre indicadores de sustentabilidade visa amenizar esse entrave, tornando possível a organização, armazenamento e recuperação de informações sobre o tema. O banco de dados desenvolvido no presente capítulo possibilita o armazenamento de referências sobre os indicadores de sustentabilidade mais utilizados mundialmente, unidades de medidas de indicadores, bibliografias, profissionais envolvidos, e instituições que tratam do tema. Contém, ainda, várias opções que permitem ao usuário múltiplas interações em formato amigável.

Summary

The lack of centralization of dispersed information and of tools that facilitate the fast retrieval of data has hindered the elaboration of national inventories of environmental diagnoses. The present chapter aims to present a database of sustainability Indicators to facilitate storage and an organized retrieval of information and of literature. The database contains references on the indicators most used globally, indicator measurement units, professionals and institutions that work with sustainability indicators, and references on the subject. The database contains several options that allow visualization of the information in friendly format.

Introdução

As dificuldades encontradas para uma rápida recuperação de informações e dados vêm sendo fator limitante na elaboração de inventários e diagnósticos ambientais, no uso de técnicas que visem a análise de tendências futuras de impactos ambientais, na construção de cenários alternativos, entre outros. As informações necessárias nem sempre encontram-se disponíveis em um único local, e às vezes nem mesmo são publicadas no meio científico, o que impede seu rápido resgate e utilização por parte de diversos profissionais.

O desenvolvimento de bases de dados contendo tais informações é de grande valia no armazenamento organizado e na rápida recuperação desses dados, bem como possibilita a constante inserção de novos resultados à medida em que são gerados, permitindo uma maior discussão no confronto com os dados já conhecidos.

É por essa razão que várias empresas e instituições vêm investindo em recursos humanos e financeiros na elaboração de bases de dados, encarando-os como recursos computacionais estratégicos até mesmo para sua competitividade. Nesse caso, os grandes bancos de dados empresariais, cuja segurança e restrição de acesso às informações são continuamente monitoradas, são executados em sistemas operacionais que possibilitem maiores recursos computacionais ao programador (UNIX, OS/2, Windows NT, entre outros).

Entre algumas das opções para o trabalho de elaboração de Banco de Dados existem os pacotes integrados, mais simples e de custo menor; e conjuntos de programas mais elaborados e mais caros. Para o ambiente Windows existem ainda outras opções que oferecem recursos gráficos e ortográficos ou que contém auxiliares interativos *on line*.

O Access, disponível no Windows Office da Microsoft, é um sistema gerenciador de base de dados relacionais que permite que as informações armazenadas em banco de dados computadorizados possam ser ordenadas e recuperadas segundo vários critérios, processadas segundo várias regras e exibidas na tela, além de

impressas em papel nas formas desejadas pelo usuário. Este sistema também facilita ações, antes incorporadas aos bancos de dados, tais como a manutenção das informações contidas nas bases de dados (atualização, inclusão e remoção), armazenamento de dados em tabelas (antigas bases de dados) de relatórios (a partir dos dados colocados em uma ou na combinação de várias tabelas), de formulários (para padronizar o formato de preenchimento das informações solicitadas), além de outros recursos.

A grande vantagem no uso do ACCESS encontra-se em não haver necessidade de programação em linguagem de código específico para cada programa, como ocorre, por exemplo, com o INGRESS e ORACLE utilizados para a criação de bancos de dados que suportem um grande volume de informações. Ainda mais, o ACCESS possui um auxiliar de elaboração das estruturas a serem criadas, dando sugestões e indicando os passos seguintes na seqüência de criação do “Banco de Dados” desejado, sem que o usuário necessite programar utilizando códigos de programação.

Por estas razões, o Banco de Dados de Indicadores sobre Sustentabilidade aqui apresentado foi desenvolvido em ACCESS para armazenar/recuperar informações relativas a indicadores de sustentabilidade. Esse banco de dados contém informações sobre os indicadores mais utilizados mundialmente, unidades de medidas de indicadores, profissionais envolvidos, referências bibliográficas e instituições que tratam do tema. Além do mais, contém várias opções de consultas e vários formatos para emissão de relatórios, permitindo que as informações sejam visualizadas na tela, ou impressas em formatos amigáveis.

Estrutura do banco de dados

O banco de dados foi elaborado seguindo-se os seguintes conceitos:

1. Temas. Refere-se a categorias mais abrangentes em que o indicador vai se enquadrar: água, solo, uso da terra, socioeconomia e fatores climáticos.

2. **Descritores dos Temas.** Referente aos descritores de cada categoria onde o indicador irá se enquadrar, ou seja, o indicador se prestará a descrever/indicar o descritor. Para o banco de dados foram escolhidos os seguintes descritores:

- **Descritores de Água:** disponibilidade, qualidade, uso, fauna e flora aquática, entre outros.
- **Descritores de Solo:** tipo de solo, qualidade, biota, manejo, entre outros.
- **Descritores de Uso da Terra:** cobertura vegetal, área urbana, entre outros.
- **Descritores Socioeconômicos:** patrimônio, mão-de-obra, uso da produção, entre outros.
- **Descritores de Fatores Climáticos:** pluviosidade, temperatura, umidade relativa, entre outros.

O Banco de Dados de Indicadores de Sustentabilidade foi desenvolvido em ACCESS- Windows, versão 97, visando a disponibilização para computador pessoal.

Foram desenvolvidas Tabelas, Formulários, Consultas e Relatórios.

As informações foram armazenadas nas seguintes tabelas:

1) **Indicadores.** Para inclusão/exclusão/alteração de indicadores pertencentes a cada um desses descritores na tabela Indicadores.

2) **Unidades.** Para inclusão/exclusão/alteração de dados de unidades de medidas utilizadas para cada indicador.

3) **Instituição/Pesquisador.** Para inclusão/exclusão/alteração de cadastro de instituições e de pesquisadores que trabalham com indicadores de sustentabilidade.

4) **Bibliografia.** Para inclusão/exclusão/alteração de referências bibliográficas atuais que tratem de indicadores de sustentabilidade.

5) **Experiências Práticas.** Para inclusão/exclusão/alteração de informações de utilização prática dos indicadores e problemas/sucessos obtidos nesses locais, além de métodos utilizados para monitoramento e análise de resultados.

Foram desenvolvidos cinco formulários associados a cada uma das tabelas supra citadas visando possibilitar um acesso amigável, e informar ao usuário os dados que devem ser inseridos em cada campo.

Para que o usuário consulte rapidamente os indicadores disponíveis por tema e por descritor, assim como as instituições e pesquisadores que trabalham nos vários temas descritos e as referências bibliográficas nos temas, foram desenvolvidas várias opções de consultas, que constam de seus respectivos relatórios de saída, podendo ser visualizados na tela do computador ou impresso.

Levantamento das informações inseridas nas bases de dados

As informações inseridas nas bases de dados foram coletadas durante o andamento do Projeto “Desenvolvimento de metodologias para definição e monitoramento de indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas” da Embrapa Meio Ambiente e de literaturas nacional e internacional.

A relação das instituições, parceiros e órgãos de fomento foram levantadas durante o desenvolvimento do mesmo projeto por pesquisadores da Embrapa Meio Ambiente e em sites da internet.

As informações foram coletadas e selecionadas com vistas à sua inserção na base de dados. Contudo, deve-se ressaltar que as ações envolvendo o levantamento, triagem e incorporação de informações deve ser dinâmica, objetivando a contínua atualização da base de dados.

Algumas telas do banco de dados

As Figs. de 1 a 4 apresentam algumas telas do banco de dados de indicadores de sustentabilidade.

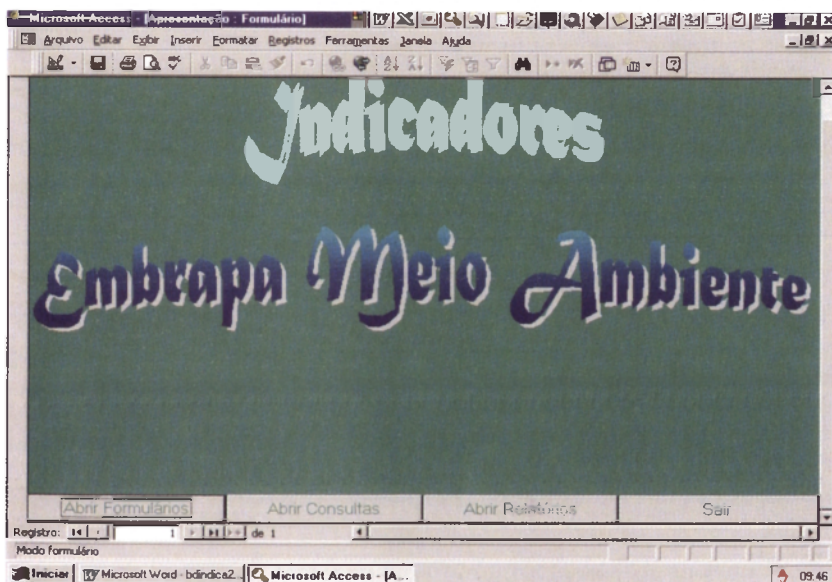


Fig. 1. Tela de entrada do Banco de Dados.

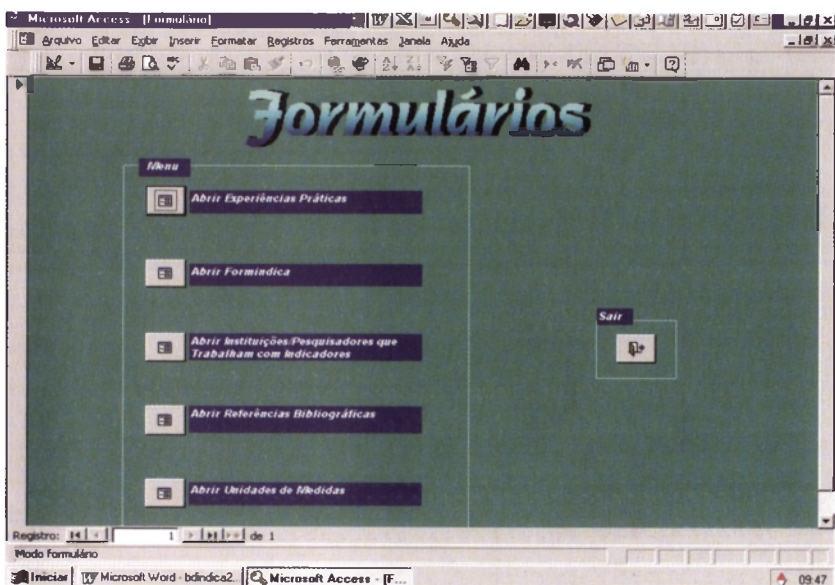


Fig. 2. Tela de acesso aos formulários de entrada de dados.

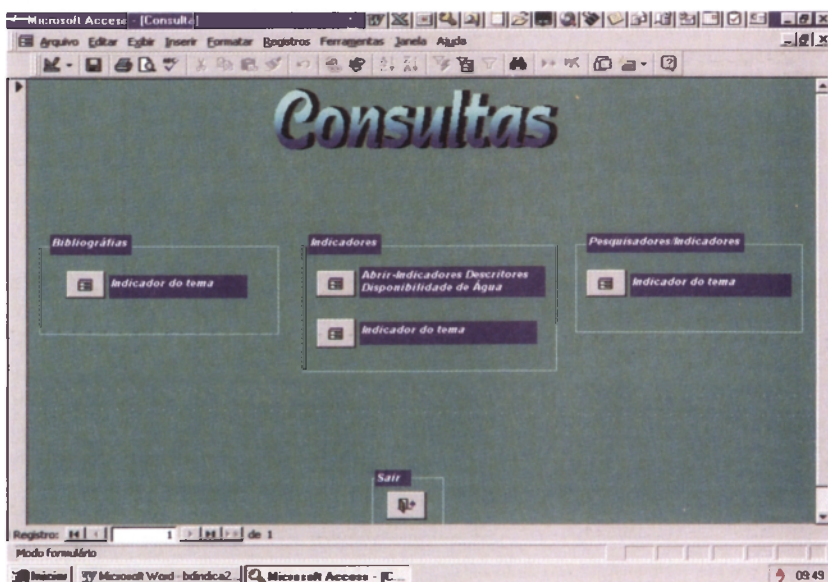


Fig. 3. Tela de acesso a consultas de dados.

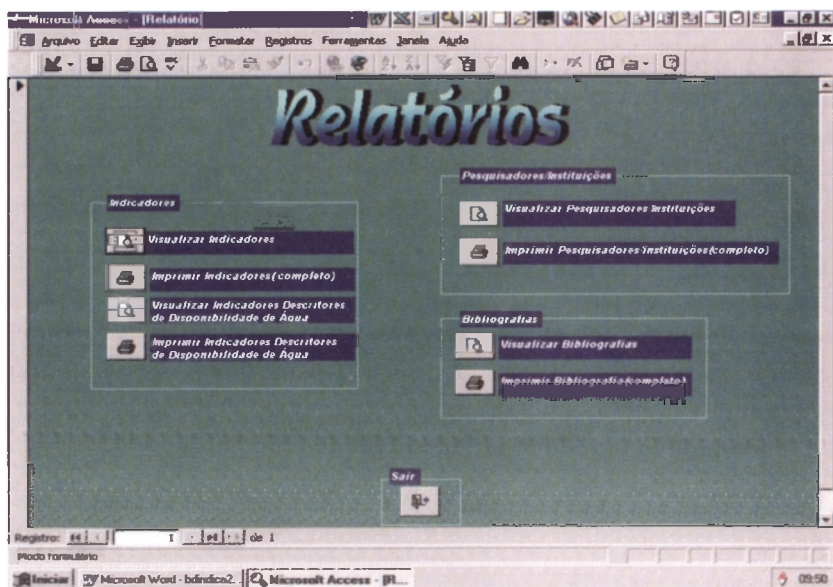


Fig. 4. Tela de acesso a emissão de relatórios.

Comentários finais

A preocupação com o levantamento, organização e recuperação de informações relativas a indicadores de sustentabilidade tem resultado em ações de vários países na proposição de sistemas computacionais.

Apesar dos esforços registrados até o momento por algumas instituições, a carência no Brasil de sistemas computacionais que possibilitem a centralização de informações sobre o tema é fato, sendo esse um dos principais problemas enfrentados na realização de inventários, diagnósticos e cenários de sustentabilidade.

O Banco de Dados de Indicadores de Sustentabilidade pretende facilitar a recuperação de informações sobre experiências, profissionais envolvidos, bibliográficas e indicadores utilizados mundialmente.

As relações conflituosas entre as atividades agrícolas e o meio ambiente têm levado a pesquisa a uma crescente busca por modelos alternativos e sustentáveis para a agricultura. A sustentabilidade entendida sob três dimensões: ecológica - se referindo a estabilidade do ambiente e dos recursos naturais -; econômica - a rentabilidade; e a social - a equidade entre os membros da sociedade.

Nesse contexto, um dos desafios que tem se apresentado para a pesquisa é o desenvolvimento de indicadores que possam avaliar o estado atual de um sistema, bem como medir os avanços alcançados pela introdução de mudanças requeridas para se alcançar a sustentabilidade.

Este livro apresenta uma seleção de indicadores de sustentabilidade de agroecossistemas, fornecendo tanto uma abordagem teórica quanto prática, com base nos resultados obtidos no estudo de caso de uma microbacia hidrográfica.

