



**UNICAMP**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS  
ÁREA DE METALOGÊNESE**

**FABIANE HILARIO DOS SANTOS COSTA**

**MODELAGEM ESPAÇO TEMPORAL DO USO DO SOLO E  
POTENCIAL DE EROSÃO NO VALE DO RIBEIRA**

Tese de Doutorado apresentada ao Instituto de Geociências como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, na Área de Metalogênese.

**Orientador:** Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho

**Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca  
do Instituto de Geociências/UNICAMP**

C823m Costa, Fabiane Hilario dos Santos  
Modelagem espaço temporal do uso do solo e potencial de erosão no  
Vale do Ribeira / Fabiane Hilario dos Santos Costa-- Campinas,SP.:  
[s.n.], 2008.

Orientador: Carlos Roberto de Souza Filho.  
Tese (doutorado) Universidade Estadual de Campinas, Instituto de  
Geociências.

1 Erosão. 2 Arsênio. 3. Chumbo.. 4. Autômato celular –  
Modelos matemáticos. 5. Runoff. 6. Redes (Neurais Computadores).  
I. Souza Filho, Carlos Roberto de . II. Universidade Estadual de  
Campinas, Instituto de Geociências. III. Título.

Título em inglês: Spatio temporal modeling the soil use and potential of erosion in the  
Ribeira Valley

Keywords: - Erosion;  
- Arsenic;  
- Lead;  
- Celular Automata  
- Runoff;  
- Neural Networks (Computer);

Área de concentração: Metalogênese

Titulação: Doutor em Ciências

Banca examinadora: - Carlos Roberto de Souza Filho,  
- Bernardino Ribeiro de Figueiredo;  
- Wanilson Luiz Silva;  
- Paulina Setti Riedel;  
- Mônica Perrota..

Data da defesa: 16/05/2008

Programa: Geociências..



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS  
ÁREA DE METALOGÊNESE

AUTORA: FABIANE HILÁRIO DOS SANTOS COSTA

MODELAGEM ESPAÇO TEMPORAL DO USO DO SOLO E  
POTENCIAL DE EROSÃO NO VALE DO RIBEIRA

ORIENTADOR: Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho

Aprovada em: 16 / 05 / 2008

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Carlos Roberto de Souza Filho

Prof. Dr. Wanilson Luiz Silva

Dra. Mônica Mazzini Perrota

Profa. Dra. Paulina Setti Riedel

Prof. Dr. Bernardino Ribeiro de Figueiredo

Carlos Roberto de Souza Filho Presidente  
Wanilson Luiz Silva  
Mônica Mazzini Perrota  
Paulina Setti Riedel  
Bernardino Ribeiro de Figueiredo

Campinas, 16 de maio de 2008

*Aos amores de minha vida,  
meu maridão Luciano e aos filhos Yula, Rafael e Pedro.*

## AGRADECIMENTOS

Atribuo grande parte do mérito da realização deste trabalho a minha família, ao meu marido Luciano pelo apoio de sempre, pelos momentos alegres, pelas viagens, pela compreensão. Meu porto seguro de todas as horas. Aos meus filhos, Yula, Rafael e Pedro, por tentarem compreender os momentos de ausência e torcerem pelo meu sucesso.

A minha mãe Walda, pelo apoio logístico, atenção, carinho e incentivo, ao longo destes quatro anos, sem o qual não seria possível a realização do doutorado e ao meu pai Paulo pelo apoio à distância. Aos meus irmãos, Rita, Júnior, Carolina e Andréa que sempre torceram por mim.

Ao meu orientador Carlos Roberto de Souza Filho, por acreditar no meu potencial, pela confiança e paciência dedicada ao longo destes quatro anos.

Ao Professor Alfonso Rizzo do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, pela ajuda incansável, paciência e dedicação no desenvolvimento desta tese.

É impossível neste momento não falar dos amigos, pois, são uma parte importante neste processo. A minha grande amiga Lucíola, que me suportou em momentos de crise quando achei que não iria conseguir, por compartilhar alegrias e tristezas e, principalmente, por ser ela mesma. As amigas de longe. A Elisiane pelo incentivo e carinho no decorrer desta caminhada. A Dr. Lauren, por compartilhar deste processo, pela ajuda logística nas minhas idas a Porto Alegre e pelo companheirismo. Ao amigo Cleyton, pelos bons momentos, pela força e palavras de fé nos momentos oportunos.

Ao amigo César Kazzuo, uma pessoa maravilhosa que aprendi a conviver e respeitar, que nos momentos em que eu pensava que tudo ia dar errado, lá estava ele pra consertar.

Aos amigos do Lapiq: Barata, Ingrid, Juliane, Vagney, Gustavo, Diego, Juliano, Paulão, Oderson, Giu, Talita, Lobinho, Dani Beck, Sebastião, Érico, por compartilharem seus conhecimentos, pela paciência e carinho.

Ao fantástico apoio logístico do IG representado pelo trio Val, Edinalva e Helena, sem o qual tornaria essa jornada mais árdua e dura. Obrigada gurias!!!

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

E finalmente, a Deus, por ter me dado perseverança para seguir nesta jornada, apesar de todas as adversidades do caminho.

*“Ter problemas na vida é inevitável, ser derrotados por eles é opcional.”*

*Robert Crawford*

## SUMÁRIO

ÍNDICE DE FIGURAS .....	IX
ÍNDICE DE TABELAS .....	XII
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 ÁREA DE ESTUDO .....	3
3 ESTRUTURA DA TESE.....	6
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	7
CAPÍTULO 1.....	10
1 INTRODUÇÃO.....	11
2 ÁREA DE ESTUDO.....	13
3 ARSÊNIO E CHUMBO .....	14
4 MATERIAL.....	16
4.1 DADOS UTILIZADOS .....	16
5 MÉTODOS.....	17
5.1 MODELO EUPS (EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DE SOLO) .....	17
5.1.1 Erosividade ( <i>R</i> ).....	18
5.1.2 Erodibilidade ( <i>K</i> ).....	19
5.1.3 Fator Topográfico ( <i>LS</i> ).....	20
5.1.4 Uso e Manejo ( <i>C</i> ) e Práticas Conservacionistas ( <i>P</i> ).....	22
5.2 MODELAGEM DOS DADOS GEOQUÍMICOS DE AS E PB.....	23
5 RESULTADOS.....	24
6 DISCUSSÃO.....	30
7 CONCLUSÕES.....	30
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	33
CAPÍTULO 2.....	37
1 INTRODUÇÃO.....	38
2 ÁREA DE ESTUDO.....	39
3 MUDANÇAS DE USO DO SOLO.....	41
4 MODELOS DINÂMICOS ESPACIAIS .....	42
4.1 SIG E AUTÔMATOS CELULARES .....	43
4.2 AUTÔMATOS CELULARES .....	44
5 METODOLOGIA .....	46
5.1 PREPARAÇÃO DA BASE DE DADOS.....	47
5.1.1 Mapas de Uso do Solo.....	47
5.2 CÁLCULO DA DEMANDA DE ÁREA PARA USO DO SOLO.....	49
5.3 AVALIAÇÃO DE INDUTORES/CONDICIONANTES DE MUDANÇAS DE USO DO SOLO .....	51
5.4 REGRESSÃO LOGÍSTICA.....	51
5.5 SIMULAÇÃO DE MUDANÇAS DE USO DO SOLO .....	52
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	54
7 CONCLUSÕES.....	60

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	62
CAPÍTULO 3.....	65
1 INTRODUÇÃO .....	66
2 ÁREA DE ESTUDO .....	67
3 PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS .....	69
4 EROÇÃO DO SOLO .....	70
5 MATERIAIS.....	71
5.1 DADOS UTILIZADOS .....	71
6 METODOLOGIA .....	71
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	77
8 CONCLUSÕES.....	82
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	84
CAPÍTULO 4.....	88
1 INTRODUÇÃO .....	89
2 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	90
3 CONCEITOS.....	92
3.1 REDES NEURAIS ARTIFICIAIS.....	92
3.2 ÍNDICE DE VEGETAÇÃO POR DIFERENÇA NORMALIZADA (NDVI) .....	97
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	99
4.1 DADOS GEOQUÍMICOS .....	99
4.2 MAPAS EVIDENCIAIS .....	100
4.3 IMAGEM LANDSAT 7 ETM+.....	101
4.3.1 <i>Análise por NDVI</i> .....	101
4.4 MODELAGEM ESPACIAL POR REDES NEURAIS .....	102
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES .....	103
6 CONCLUSÕES.....	107
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	109

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>CAPÍTULO 1</b> .....	10
Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e área de estudo.....	14
Figura 2: Mapas de análise temporal das perdas de solo por erosão hídrica (1990a e 1999b). Espacialização das variáveis do modelo EUPS: R.K.LS.C.P, tendo como resultado, mapas de erosão potencial.....	26
Figura 3: Mapa de isotores de Arsênio, modelados pelo método IQD, a partir de dados de sedimentos de corrente.....	27
Figura 4: Mapa de isotores de Chumbo, modelados pelo método IQD, a partir de dados de sedimentos de corrente.....	27
Figura 5: Fusão espacial dos mapas de erosão potencial e isotores de arsênio para os anos de 1990 (a) e 1999 (b).....	28
Figura 6: Fusão espacial dos mapas de erosão potencial e isotores de arsênio para os anos de 1990 (a) e 1999 (b).....	29
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	37
Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e área de estudo.....	40
Figura 2: Componentes e processo de transição de um autômato celular genérico (modificado de KUHN 2005). .....	45
Figura 3: Estrutura da metodologia de análise das transformações de uso do solo em região de interesse ambiental (modificada de KUHN, 2005).....	47
Figura 4: Mapa de uso do solo resultante do processo de classificação de imagens de satélite para o ano de 1990. ....	48
Figura 5: Imagens da probabilidade condicional nas seis classes.....	51
Figura 6: (A) Mapa base do processo de simulação por autômatos celulares, considerando a situação de elementos da paisagem no ano de 1990. (B) Mapa resultante do processo de simulação para um período de 10 anos (2000).....	56
Figura 7: (A) Mapa gerado pelo processo de simulação por autômatos celulares para uma simulação de 15 anos (ano 2005). (B) Mapa resultante do processo de simulação para um período de 20 anos (ano 2010).....	57
Figura 8: Gráficos representativos das mudanças de uso do solo para os períodos de 1990 a 2010 e crescimento do solo exposto, para o mesmo período (b). A frequência de <i>pixels</i> relacionados a cada classe foi o elemento utilizado na análise.....	58

<b>CAPÍTULO 3</b> .....	65
Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e área de estudo.....	68
Figura 2: Fluxograma das etapas seguidas para a modelagem da produção de sedimentos... ..	71
Figura 3: Representação esquemática de como é estabelecida a direção do escoamento (adaptado JULIEN & SAGHAFIAN 1995).....	72
Figura 4: Depressão ou célula com direção de fluxo indeterminada, e o processo de correção das depressões (COLLISCHONN 2001).....	73
Figura 5: Matriz de acumulação da rede de drenagem: (a) oito vizinhos adjacentes; (b) modelo de elevação; (c) direção de fluxo; (d) e (e) caminhos do fluxo (SILVA et al. 2002).....	74
Figura 6: Mapa de isoteor de arsênio e mapas da perda média de sedimentos. No produto obtido pela fusão destes dois mapas, pode-se observar a relação entre as áreas com maior produção de sedimentos (verde escuro) e a zona de maiores teores da anomalia....	76
Figura 7a: : Mapas de produção média de sedimentos para os anos de 1990 (a), 1999 (b) e 2010 (c). As áreas com tons rosados e azulados têm, respectivamente, as maiores e menores perdas média de sedimentos.....	77
Figura 7b e c: : Mapas de produção média de sedimentos para os anos de 1990 (a), 1999 (b) e 2010 (c). As áreas com tons rosados e azulados têm, respectivamente, as maiores e menores perdas média de sedimentos.....	78
Figura 8: Evolução do uso do solo na área de estudo, para um período de 20 anos (1990 – 2010).....	80
Figura 9: Mapa da distribuição espacial da erosão bruta, obtido através da interpolação de dados de produção de sedimentos (média) por krigagem.....	81
Figura 10: Semivariograma escalonado do comportamento espacial da erosão.....	82
<b>CAPÍTULO 4</b> .....	88
Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e área de estudo.....	91
Figura 2: Modelo de neurônio (BRONDINO 1999).....	93
Figura 3: Funções de base radial (RBF's), em três dimensões. Fonte: LOONEY & YU (2000).....	96
Figura 4: Sistema PNN e seu arranjo em camadas para duas classes. Adaptado de Principe et al. (2000).....	97
Figura 5: Mapa de localização dos pontos de amostragem de Pb em solos e sedimentos de corrente na área de estudo. A imagem de fundo é a banda 3 do Landsat ETM+.....	100
Figura 6: Mapas evidenciais – variáveis de entrada para modelagem através de RNAs.....	101
Figura 7: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada para a área de estudo.....	102

Figura 8: Fluxograma da metodologia aplicada para modelagem espacial utilizando RNAs.....103

Figura 9: Mapa de padrões anômalos de Pb em solo como resultado da classificação pelo sistema *Probabilistic Neural Network* (PNN) na área de estudo. A imagem de fundo é a banda 3 do Landsat ETM+..... 105

Figura 10: Mapa de padrões anômalos de Pb em sedimentos de corrente como resultado da classificação pelo sistema *Probabilistic Neural Network* (PNN) na área de estudo. A imagem de fundo é a banda 3 do Landsat ETM+.....106

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>CAPÍTULO 1</b> .....	10
Tabela 1: Fator R: Erosividade da chuva da área de estudo (fonte: <a href="http://www.daee.sp.gov.br/">http://www.daee.sp.gov.br/</a> )....	19
Tabela 2: Fator K: Erodibilidade dos solos da área de estudo (fonte: PCBAP – 1997).....	20
Tabela 3: Fator CP: Cobertura e práticas conservacionistas adotadas para os solos da área de estudo (RISSO, 2005).....	22
Tabela 4: Recomendações da FAO, PNUMA e UNESCO (1981 <i>apud</i> ALMOROX 1994), referentes à classificação do grau de erosão hídrica.....	24
Tabela 5: Quantificação da área das classes de erosão para os anos de 1990 e 1999.....	24
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	37
Tabela 1: Matriz de probabilidade de transição de Markov para a área de estudo, considerando um sistema com seis classes.....	50
Tabela 2: Quantificação da classe solo exposto nos processos de simulação de uso do solo temporal.....	59
Tabela 3: Matriz de erros obtida pela comparação entre o mapa de entrada do modelo (1990) e o mapa resultante do processo de simulação (2010), acompanhado do Índice <i>Kappa</i> .....	59
Tabela 4: Classificação qualitativa do índice <i>Kappa</i> .....	60
<b>CAPÍTULO 3</b> .....	65
Tabela 1: Quantificação das perdas médias de sedimentos calculadas pelo <i>runoff</i> .....	79
Tabela 2: Relação percentual da quantidade da área com maior perda de sedimento que se encontra dentro da anomalia de arsênio.....	80



**UNICAMP**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS  
ÁREA DE METALOGÊNESE**

**Modelagem Espaço Temporal do Uso do Solo e Potencial de Erosão no  
Vale do Ribeira**

**RESUMO**

**Tese de Doutorado**

**Fabiane Hilario dos Santos Costa**

A área de estudo situa-se o Vale do Ribeira, região sul do Estado de São Paulo e nordeste do Estado do Paraná, dentro da Faixa de Dobramentos Apiaí e comporta depósitos de chumbo e zinco. Esteve sob a influência das atividades de mineração de chumbo e de uma usina de refino dos minérios que eram produzidos nas minas da região até o final de 1995. A área exibe solos enriquecidos em As e metais pesados, derivados do intemperismo de rochas metassedimentares e metabásicas hospedeiras de mineralizações. O presente trabalho foi desenvolvido visando demonstrar a evolução dos processos erosivos e está estruturado através de quatro abordagens. Primeiramente, através de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicou-se o modelo EUPS (Equação Universal de Perda de Solo), tendo como saída do modelo mapas potenciais de erosão. A segunda abordagem foi à modelagem espaço-temporal baseada em autômatos celulares como ferramenta de análise das mudanças de uso do solo, incrementado pela análise de demandas pela cadeia de Markov, e com cálculo de preferências de alocação através da Regressão Logística. Gerou-se a evolução do uso do solo de 1990 a 2010, demonstrando que há um aumento nas áreas com solos expostos, fazendo-se necessário o uso de práticas conservacionistas. Sabendo que a erosão é um problema grave, a terceira abordagem buscou quantificar a produção de sedimentos utilizando os caminhos do escoamento com auxílio do modelo numérico do terreno. Como resultado, obteve-se mapas temporais de perdas de sedimento, sendo possível quantificar as áreas com altas perdas e sua relação com a anomalia natural existente na área de estudo. Finalmente, com o intuito de reconhecer padrões em solos, realizou-se modelagem espacial em dados multifonte através de redes neurais artificiais. Foi possível reconhecer a assinatura dos padrões nos mapas multifonte e em áreas onde não se tem análises geoquímicas. Para validação desta modelagem, realizou-se o mesmo procedimento para dados de chumbo em sedimentos de corrente, que abrangem uma área maior de amostragem, mostrando-se coerentes com as áreas obtidas para solos.



**UNICAMP**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS  
ÁREA DE METALOGÊNESE**

**Spatio Temporal Modeling the Soil Use and Potential of Erosion in the  
Ribeira Valley**

**ABSTRACT**

**PhD Thesis**

**Fabiane Hilario dos Santos Costa**

This paper comprises an experiment to map hidden patterns in multi-source data that could be associated with Pb geochemical soil anomalies. The study area is confined between the Apiaí Fold-Belt, hosts numerous Pb and Zn deposits; it was under the influence of regional Pb mining and Pb refinery factory activities until 1995; and exhibits soils enriched in Pb, As and other heavy metals yielded from the supergenic alteration of metavolcanic and metasedimentary rocks that host the metallic mineralizations. Using Neural Networks available in the ArcSDM (Arc Spatial Data Modeler) package, it was demonstrated that there is a signature indicated by the data that agrees with anomalous concentrations of Pb in soil over control areas. This signature was also detected in sectors for which no soil geochemical surveys were available, but a regional stream sediment survey. This survey also revealed a coincidence among tracts with local multi-source signatures and high concentration in Pb, indicating the consistency of the pattern against both soil and stream sediment Pb anomalies. This results have several implications to the use of scarcely spaced sampling geochemistry to detect patterns that can be linked to environmental risk areas.

# 1 INTRODUÇÃO

Qualquer representação física ou abstrata da estrutura e função de sistemas reais é um modelo. Conhecendo-se as relações entre os componentes do modelo, e estando elas formalmente descritas através de equações, pode-se utilizar um sistema matemático para descrever um sistema real. A matemática é útil nesta representação porque as equações permitem enunciar formalmente como os componentes de um ecossistema interagem. Contudo, deve-se estar atento para o fato de que um sistema matemático é uma representação abstrata e imperfeita do mundo real (ODUM 1988).

A modelagem é conhecida como sendo a arte de se construir modelos, referente ao processo de pesquisa que leva à geração do modelo, ou seja, a representação de um sistema. Este processo é desenvolvido através da definição de um conjunto de hipóteses ou predições, que poderão ser comparados com medidas do mundo real. O modelo somente é aceito, rejeitado ou modificado de alguma maneira, após a comparação entre o resultado gerado e o observado, para novamente ser testado (SOARES FILHO 1998).

Possíveis fontes para as incertezas podem ser representadas pela interpolação ou extrapolação espacial/temporal, pode ser que um modelo físico, químico ou outra forma mecânica seja usado para modelar o atributo para lugares imensuráveis e/ou momentos no tempo onde condições iniciais, condições marginais, parâmetros de modelos e/ou estruturas de modelos estão sujeitos a incerteza. (HEUVELINK 1998)

Segundo Steyaert (1993) os processos ambientais no mundo real são, tipicamente, tridimensionais, dependentes do tempo e complexos. Essa complexidade pode incluir comportamento não linear, componentes estocásticos e realimentações em múltiplas escalas de tempo e de espaço. A modelagem deve considerar que os processos da natureza resultam de interações espaço-temporais complexas entre os diversos elementos que os compõem, ou seja, as propriedades ambientais. No modelo matemático de um processo, as propriedades ambientais são tratadas como variáveis do modelo enquanto que suas inter-relações são representadas por operações aritméticas ou lógicas.

A análise espaço-temporal de padrões estende-se através de toda a abrangência das ciências geográficas e da informação (LONGLEY et al. 2001). Muitos exemplos são encontrados em estudos de dados de exploração (FOTHERINGHAM & ROGERSON 1994, OPENSHAW & OPENSHAW 1997, FOTHERINGHAM et al. 2000, ANSELIN 2003, REY 2004) e geoestatística (CLARK & HARPER 2000, CHRISTAKOS 2000, LANTUE´JOUL 2002, NIELSEN & WENDROTH 2003 *apud* XIE & YE 2007). Anselin (1999) informa que a análise exploratória de dados espaciais (ESDA) ajuda a descrever e visualizar distribuições espaciais para descobrir padrões de associação espacial.

O objetivo dos modelos espaço-temporais é a simulação numérica de processos do mundo real em que os estados do modelo se modificam ao longo do tempo e em função de diversas condições de entrada. Os modelos de SIG Dinâmico descrevem a evolução de padrões espaciais de um sistema ao longo do tempo (PEDROSA & CÂMARA 2002).

Para Couclelis (1997), a modelagem de processos dinâmicos em GIS com o nível necessário de realismo tem que ser flexibilizadas, menos rígidas, de tal forma que o sistema seja capaz de representar: o espaço sendo uma entidade não homogênea tanto nas suas propriedades quanto na sua estrutura, as vizinhanças como relações não estacionárias, as regras de transição como regras não universais, a variação do tempo como um processo regular ou irregular e o sistema como um ambiente aberto a influências externas.

Através do resultado dos mapas gerados por processos de mudança, podemos elaborar simulações. A aplicação de uma metodologia de simulação consiste na modelagem da dinâmica de um sistema, reproduzindo-se, em ambiente computacional, a complexidade do mecanismo de desenvolvimento, que funciona através de troca de materiais, energia, informações e estados entre os elementos ou componentes do sistema (SINGH 2003). O uso de tal conceito é o fato de modelos de simulação levar em conta uma das variáveis que está sendo trabalhada durante todo o processo, ou seja, a variável tempo, para análise da mudança e causa da mesma.

Modelos de uso dos solos podem ser usados para diferentes propósitos e podem ser categorizados de acordo com uma série de informações que elas contêm. Devido ao enorme progresso em sensoriamento remoto e tecnologia GIS é fácil de se captar os

detalhes espaciais e usá-los em análises (TAKAYAMA et al. 1997). As mudanças do uso do solo são influenciadas por vários processos de atividades naturais e humanas, detalhes espaciais representam aspecto importante nesse processo (WHITE et al. 1997). Os modelos precisam ser desenvolvidos continuamente, pois o progresso na ciência depende de ajustamento das teorias de processos ambientais e o teste dessas teorias, dado aumento do volume de dados empíricos (KARSSENBERG 2002).

A partir da perspectiva da paisagem ecológica, estatísticas descrevem previamente os padrões ambientais que influenciam fortemente o processo ecológico (TURNER 1989). Diferentes *habitats* e ecossistemas criam padrões complexos de transições sobrepostas em diferentes escalas. Esses padrões resultam de exigências de espécies e comunidades para conduzir os processos associados com a dinâmica de população, ecossistemas e estruturas de biomas (JOHNSON et al. 1992). Impactos humanos, tais como urbanização, desmatamento e cultivo rompem com a sucessão ecológica e paisagem natural e aceleram mudanças invisíveis (XIE et al. 2007).

Assim sendo, um modelo ambiental carrega e se integra a um grande corpo do conhecimento científico que pode ser testado com dados de campo para uma área específica do estudo, comparando variáveis de sistemas de modelagem e medidas numa escala de paisagem. Igualmente, os modelos podem ser usados para testar a teoria e os dados de campo de uma forma que seria impossível sem eles. Numa pesquisa adicional, modelos ambientais alimentados com dados de observações de satélite ou dados automáticos são relevantes para entender e prever a mudanças do futuro através de diferentes cenários da mudança induzida pelo homem (GIUPPONI et al. 2006 *apud* KARSSENBERG et al. 2007).

## **2 ÁREA DE ESTUDO**

A área de estudo encontra-se inserida no Vale do Ribeira, e foi alvo de intensa mineração de Pb, Cu e Zn durante muitas décadas, comportando várias minas e uma refinaria, que propiciou o surgimento de fontes potenciais de contaminação ambiental. Este fato incitou pesquisadores a realizarem alguns trabalhos na região. Os primeiros resultados obtidos de pesquisas geoquímicas (década de 80) revelaram a existência de

teores elevados de vários metais pesados em sedimentos de corrente, tais como Fe, Cu, Zn e Pb, ao longo de toda a bacia do Rio Ribeira de Iguape. Atualmente todas as mineradoras estão paralisadas, porém os rejeitos estão estocados a céu aberto sem nenhuma proteção para impedir que elementos tóxicos sejam lixiviados tanto para o lençol freático quanto para o leito do rio.

Pode-se ressaltar que uma grande parte da região encontra-se modificada de suas características naturais originais, principalmente no que se refere à questão desmatamento. Partes da floresta bem preservada restringem-se praticamente às áreas sob legislação ambiental, consideradas como parques. Fora delas o pouco que resta de Mata Atlântica, gradualmente vem sendo queimada e substituída por pastagens ou reflorestamentos com espécies alienígenas. O rio Ribeira já mostra claros sinais de que se encontra em acelerado processo de assoreamento. A cada ano que passa, suas enchentes atingem níveis mais elevados e são mais catastróficas. Quando chove pouco e forte, suas águas ficam barrentas, sendo um indicativo de que muito material detrítico está chegando aos cursos d'água e que a velocidade do escoamento superficial tem aumentado muito (THEODOROVICZ & THEODOROVICZ 2007).

O solo representa uma tênue camada superficial da crosta terrestre, porém é a fonte de energia responsável pelo grande drama da vida, e possui uma complexa estrutura composta de partículas de rochas em diferentes estágios de desagregação, água e substâncias químicas em dissolução, ar, organismos vivos e matéria orgânica em diferentes fases de decomposição (BERTONI & LOMBARDI NETO 1990; MARQUES 1995). Concomitantemente à formação do solo, ocorre a erosão do solo com a remoção de suas partículas pela atuação de forças exógenas, principalmente pela ação da água e do vento (VIEIRA et al. 1996).

A erosão é um evento que é acentuado por modificações rápidas na cobertura vegetal e pelo tipo de manejo das culturas. A sua dinâmica tem sido associada fundamentalmente às atividades antrópicas. O desprendimento e o arraste das partículas de solo são resultantes da energia cinética proveniente do impacto das gotas da chuva sobre o solo e do escoamento superficial, sendo a maior parte do solo perdida por erosão hídrica retirada das áreas agrícolas por meio de pequenos sulcos que se formam em decorrência do escoamento superficial.

A erosão hídrica é causada por forças ativas, como as características da chuva, a declividade e o comprimento da vertente do terreno e a capacidade que o solo tem de absorver água, e por forças passivas como a resistência que o solo exerce a ação erosiva da água e à densidade de cobertura vegetal (BERTONI & LOMBARDI NETO 1985).

Para estudar este tipo de fenômeno dispõe-se de métodos diretos, baseados na coleta do material erodido, em campos experimentais e/ou em laboratório, ou ainda de métodos indiretos, por meio de modelagem matemática. Estes modelos podem ser associados às técnicas de geoprocessamento, que permitem análises espaciais do fenômeno, visando o planejamento racional do uso e ocupação do solo e na exposição das áreas que necessitam de adoção de práticas de controle da erosão.

O uso de técnicas de geoprocessamento utilizando Sistemas de Informação Geográfica (SIG) tem contribuído para a análise integrada do meio ambiente. Certos modelos qualificam e/ou quantificam as degradações ambientais como, o modelo EUPS (Equação Universal de Perda de Solo) e os sistemas de aptidões agrícolas, que utilizam o Geoprocessamento como meio de aquisição, entrada, manipulação e saída dos dados.

A metodologia utilizada, de um modo geral, consistiu de duas fases: a primeira foi a estruturação do banco de dados no ambiente SIG. Para isso foram gerados os diversos mapas temáticos, processadas e interpretadas as imagens orbitais. A segunda fase correspondeu ao processamento dos dados, baseada no conhecimento, visando à composição dos produtos finais.

### **3 ESTRUTURA DA TESE**

A partir da fundamentação teórica, que é a base de reflexão da pesquisa, tenta-se criar uma nova forma de integração de dados, ressaltando-se a importância do meio ambiente como fundamento para geração de um modelo.

O desenvolvimento desta tese de doutoramento situa-se em torno de uma questão principal: os processos erosivos. Para tentar entender este problema fez-se necessário o desenvolvimento de algumas abordagens, que aqui se encontram compartmentadas em capítulos.

O capítulo 1, denominado: Potencial de erosão do solo e modelagem de arsênio e chumbo na bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, é uma aplicação da equação universal de perdas de solo (EUPS), para os períodos de 1990 e 1999, para uma avaliação temporal de perdas de solos e também é feito uma comparação das áreas com altas perdas e com mapas de arsênio e chumbo.

O capítulo 2, denominado: Análise espaço temporal das transformações de uso do solo no Vale do Ribeira – SP, este tema aborda a modelagem espaço temporal, aplicando o método de Autômatos Celulares para um período de 20 anos, avaliando o comportamento das áreas de solo exposto.

O capítulo 3, denominado: Modelagem da produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, apresenta a quantificação da produção de sedimentos, utilizando os caminhos do escoamento com auxílio do modelo digital do terreno, considerando-se as diferenças de elevação entre pontos vizinhos.

O capítulo 4, denominado: Reconhecimento de Padrões Anômalos de Chumbo em Solos aplicando Redes Neurais Artificiais, busca a modelagem de padrões em solos, aplicando redes neurais artificiais em dados multifonte.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANSELIN, L., 1999. Interactive techniques and exploratory spatial data analysis. **Geographical Information Systems: Principles, Techniques, Management and Applications**, Vol. 1, pp. 251–264.

ANSELIN, L., 2003. GeoDa 0.9 User's Guide, Spatial Analysis Laboratory, Department of Agricultural and Consumer Economics and CSISS, University of Illinois at Urbana-Champaign. Acessado: [http://sal.agecon.uiuc.edu/geoda\\_main](http://sal.agecon.uiuc.edu/geoda_main).

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F., 1985. **Conservação do Solo**. Piracicaba. São Paulo, Livroceres. 392 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F., 1990. **Conservação do Solo**. São Paulo - SP: Icone.

COUCLELIS, H., 1997. From cellular automata to urban models: new principles for model development and implementation. **Environment and Planning B: Planning and Design**, 24(2): 165-174.

FOTHERINGHAM, A.S. & ROGERSON, P.A., 1994. *Spatial Analysis and GIS*. 296 p.

FOTHERINGHAM, A.S., BRUNSDON, C.; CHARLTON, M., 2000. *Quantitative Geography: Perspectives on Spatial Analysis*. SAGE Publications, London, 270 p.

HEUVELINK, G.B.M., 1998. *Error Propagation in Environmental Modelling with GIS*. Bristol, Taylor & Francis, 127 p.

JOHNSON, A.R.; MILNE, B.T.; WIENS, J.A.; CRIST, T.O., 1992. Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. **Landscape Ecology**, 7, pp. 63–75.

KARSSENBERG, D., 2002. The value of environmental modelling languages for building distributed hydrological models. **Hydrological Processes**, 16, pp. 2751–2766.

KARSSENBERG, D.; DE JONG, K.; VAN DER KWAST, J., 2007. Modelling landscape dynamics with Python. **International Journal of Geographical Information Science**, 21(5): 483-495.

LONGLEY, P.A.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W., 2001. *Geographical Information Systems and Science*. (Chichester, UK: Wiley).

MARQUES, J.F., 1995. Efeitos da erosão do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental. São Paulo: USP-FEA, Tese de Doutorado, 257 p.

ODUM, E.P., 1988. **Ecologia**. Guanabara: Rio de Janeiro. 434 p.

OPENSHAW, S. & OPENSHAW, C., 1997. *Artificial Intelligence in Geography* (Chichester, UK: Wiley).

PEDROSA, B. M & CÂMARA, G., 2002. Modelagem Dinâmica e Geoprocessamento. INPE. São Paulo.

REY, S.J., 2004. Space–Time Analysis of Regional Systems. Acessado: <http://stars-py.sourceforge.net>. Acesso: novembro, 2007.

SOARES FILHO, B. S., 1998. Análise de Paisagem: Fragmentação e Mudanças. Departamento de Cartografia. Centro de Sensoriamento Remoto. Instituto de Geociências. UFMG. Belo Horizonte.

SINGH, A. K., 2003. Modelling land use land cover changes using cellular automata in a geo-spatial environment. Enschede, ITC. 47 p.

STEYAERT, L. A., 1993. Perspective on the State of Environmental Simulation Modeling. In: **Environmental Modeling with GIS**. Edited by Michael F. Goodchild, Bradley O Parks and Louis T. Steyaert, p. 16-30.

TAKAYAMA, M. & COUCLELIS, H., 1997. Map Dynamics Integrating Cellular Automata and GIS Through Geo-Algebra. **International Journal of Geographical Information Science**, **11**(1): 73- 91.

THEODOROVICZ, A. & THEODOROVICZ, A. M., 2007. Atlas geoambiental: subsídios ao planejamento territorial e à gestão ambiental da bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape. 2<sup>a</sup> ed. rev. São Paulo: CPRM, 91 p.

TURNER, M.G., 1989, Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, **20**, pp. 171–197.

VIEIRA, M.N.F.; VIEIRA, L.S.; SANTOS, P.C.T.C.; CHAVE, R.S., 1996. **Levantamento e conservação do solo**. Belém: FCAP, Serviço de Documentação e Informação. 320 p.

WHITE, R. & ENGELEN, G., 1997. Cellular automata as the basis of integrated dynamic regional modelling. **Environment and Planning B**, **24**(2): 235 - 246.

XIE, Y. & YE, X., 2007. Comparative tempo-spatial pattern analysis: CTSPA. **International Journal of Geographical Information Science**, **21**(1): 49–69.

# CAPÍTULO 1

# POTENCIAL DE EROSÃO DO SOLO E MODELAGEM DE ARSÊNIO E CHUMBO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO RIBEIRA DE IGUAPE

## 1 INTRODUÇÃO

O aumento da atividade humana ao longo dos séculos tem provocado importantes alterações e conseqüentes impactos sobre o meio ambiente. A crescente necessidade de apresentar soluções e estratégias que interrompam e revertam os efeitos da degradação ambiental e do esgotamento dos recursos naturais são evidentes e têm provocado uma série de questionamentos. As discussões atuais sobre problemas relacionados ao meio ambiente e seus reflexos na qualidade de vida de diversas comunidades e sobre o futuro do planeta têm levado em conta o papel dos recursos geológicos, pedológicos, hídricos, atmosféricos e biológicos, os quais são intensamente impactados por ações antrópicas (WHITE et al. 1992).

As partículas (sólidos) transportadas pelos cursos de água têm origem, principalmente, na erosão superficial do solo. As gotas de chuvas, na medida em que atingem a superfície do solo, causam sua desagregação e remoção. Esse processo é tão mais intenso quanto menor a cobertura vegetal, maior a intensidade da chuva, maior o grau de declive e maior a susceptibilidade do solo à erosão (RANIERI et al. 1998).

A intensidade da erosão está intimamente associada à erosividade das chuvas, a erodibilidade do solo, ao comprimento da rampa e grau do declive das vertentes, às características do solo e o seu uso e manejo. Os sedimentos removidos de uma bacia durante chuva intensa podem ficar depositados em um alvéolo fluvial e ali permanecerem até outra precipitação, quando serão transportados para jusante (LOPES 1980).

A erosão hídrica (laminar) é um dos tipos de erosão mais importantes, porém dificilmente perceptível. O início desse fenômeno ocorre quando as gotas de chuva, ao

se precipitarem sobre o solo, rompem seus grânulos e torrões transformando-os em pequenas partículas e diminuindo a capacidade de infiltração do terreno (RESENDE & ALMEIDA 1985). Bertoni & Lombardi Neto (1990) constataram que uma única chuva pode provocar o desprendimento de mais de 200 toneladas de partículas de solo por hectare. Embora a erosão seja um processo natural, esta pode ser acelerada ou retardada pela ação antrópica.

Um problema que a ciência vem enfrentando é a quantificação de erosão tolerável ou permissível. Para tanto, são indispensáveis estudos que avaliem a susceptibilidade dos diferentes tipos de solo aos processos erosivos, as taxas com que esses processos ocorrem, o conhecimento dos prováveis fatores desencadeadores envolvidos.

Este trabalho visa quantificar a erosão hídrica e sua possível relação com anomalias de chumbo e arsênio numa área piloto na região do Vale do Ribeira, utilizando a Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS), de forma integrada e sistematizada ao ambiente de um Sistema de Informações Geográficas (SIG). Para tanto, serão gerados mapas temporais (1990-1999) de potenciais de erosão e mapas de anomalias geoquímicas de chumbo e arsênio. A comparação entre esses mapas permitirá a discriminação de áreas em que há uma maior exposição de sedimentos enriquecidos nestes elementos tóxicos.

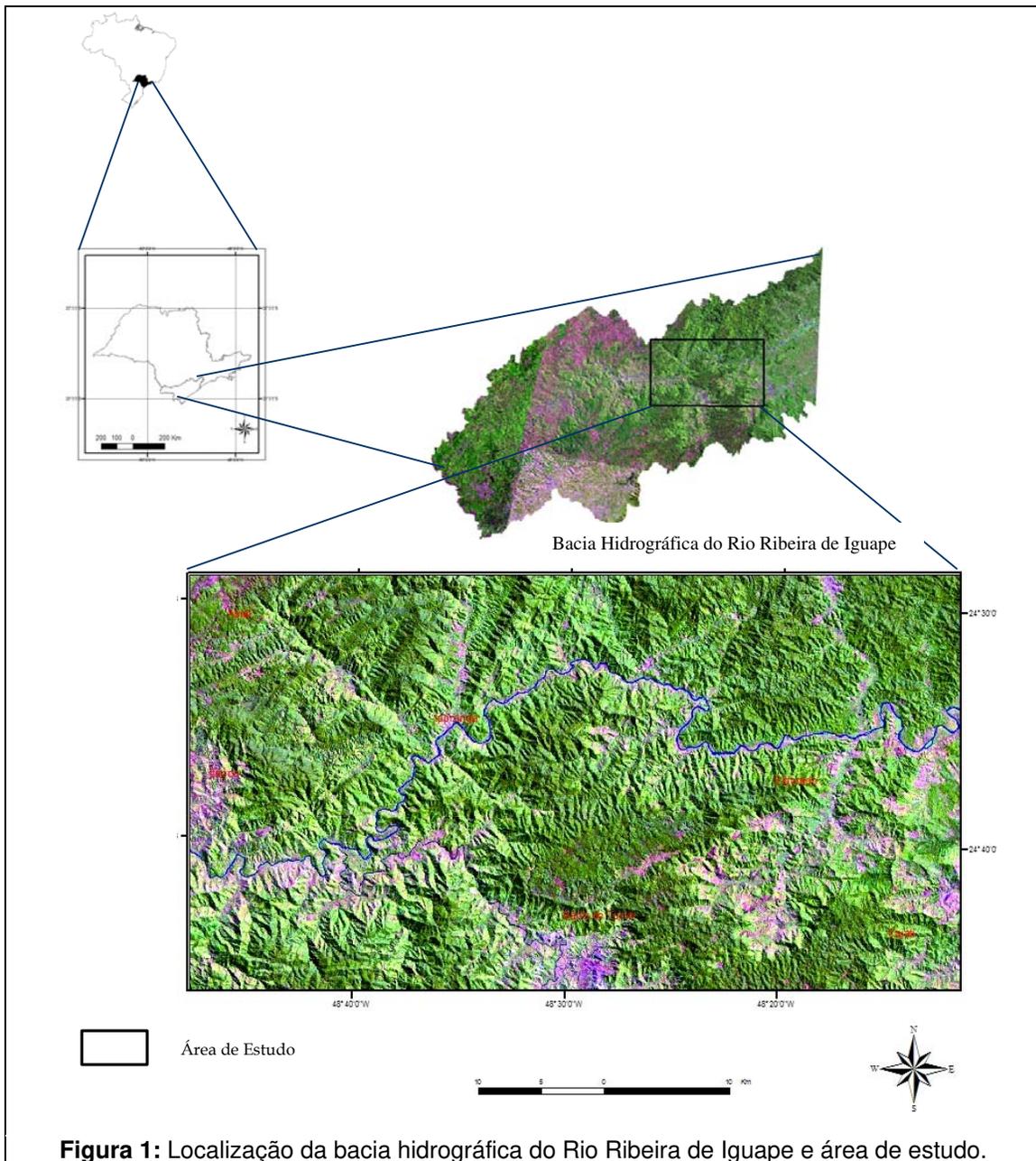
As atividades mineiras do Vale do Ribeira, que remontam ao século XVII, foram marcadas por intensa exploração de Pb durante praticamente todo o século XX. A área específica compreendida nessa investigação hospeda a ocorrência de anomalias naturais de As e outros elementos traço (Cu, Cr, Ni, Pb e Zn), potencialmente prejudiciais à saúde humana e animal, o que somado a aspectos econômicos e ambientais regionais, formam um cenário ideal para pesquisas de diagnósticos e avaliação de riscos na região. Além disso, a área foi selecionada para estudo em função da abundante malha amostral de dados geoquímicos gerados pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e pela Companhia de Pesquisa e Recursos Minerais (CPRM).

## 2 **ÁREA DE ESTUDO**

A Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape (Figura 1), o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá e as diversas bacias hidrográficas encaixadas entre esta e o Oceano Atlântico, genericamente denominada Vale do Ribeira, possuem uma área de 2.830.666 hectares (28.306 km<sup>2</sup>), abrangendo as regiões sul do estado de São Paulo (1.711.533 ha) e leste do estado do Paraná (1.119.133 ha), (ISA 1998).

Esse conjunto está compreendido, em sua totalidade, em clima sub-tropical úmido, sem estação seca. A diferença de altitude condiciona variações climáticas locais. Regiões que apresentam altitudes superiores à 1000m estão situadas no domínio climático mesotérmico brando, superúmido, com sub-seca, caracterizado por apresentar temperatura média anual em torno de 18°C (cf. classificação proposta por Nimer (1977) para as regiões sul e sudeste do Brasil).

O condicionamento da rede de drenagem é fortemente influenciado pela estruturação regional de unidades geológicas para NE, e também pelos grandes traços tectônicos, representados por falhamentos e fraturamentos com idêntica direção.



### 3 ARSÊNIO E CHUMBO

Os ambientes geográficos têm uma relação íntima com as doenças endêmicas e são influenciados pelo clima, geologia, relevo, solo, alimentação e água potável. Diversas são as interações entre o meio ambiente e o homem, o que certamente reflete-se na saúde.

A rocha pode influenciar a estrutura e o componente químico do solo, como também das águas superficiais e subterrâneas. Tipos especiais de minerais que incluem Cd, Cr, Sn, F, As, Be, Se, Hg e Ti podem se acumular nas rochas, solos, e águas resultando em doenças que podem ser adquiridas pelos seres humanos como fluorose, toxicose de selênio, arsenismo, toxicose de cádmio, etc (WANG & ZHANG 1985; LIN 1991).

A disponibilidade dos elementos depende essencialmente de sua presença na solução do solo. Esta presença é governada pela composição e reação do solo, pelas condições de oxi-redução e pela cinética das reações, que dependem de atributos do solo e de suas tendências para formar precipitados insolúveis e co-precipitados com outros minerais e formarem complexos com a matéria orgânica (FERREIRA et al. 2001) .

A ação química dos metais pesados tem despertado grande interesse ambiental. Isto se deve, em parte, ao fato de não possuírem caráter de biodegradabilidade, o que determina que permaneçam em ciclos biogeoquímicos globais nos quais as águas naturais são seus principais meios de condução, podendo-se acumular na biota aquática em níveis significativamente elevados (SILVA 2002).

A toxicidade do arsênio, assim como ocorre para outros metalóides e para os metais pesados, é maior em temperaturas mais elevadas e também em águas brandas e de pH ácido. Os efeitos da ingestão acentuada de arsênio, que ocorre principalmente pelo consumo de águas ricas neste elemento, estão associados ao desenvolvimento de tumores, notadamente nos rins e no fígado, além da formação de ceratoses, que consistem no crescimento anormal de substância córnea na epiderme, semelhantes a grandes calosidades. A intoxicação por arsênio (arsenicose) induz ainda a distúrbios gastro-intestinais e a danos cardíacos de magnitude variada (CANADIAN COUNCIL 1999).

Para a população em geral, a exposição ao chumbo ocorre principalmente por via oral, com alguma contribuição da via respiratória, enquanto que na exposição ocupacional, a via principal é a inalatória, com pequena exposição oral. A plumbemia reflete a dose absorvida de chumbo e a quantidade biologicamente ativa no organismo. Entretanto, como a maior parte da carga corpórea do chumbo se encontra nos ossos, esse metal tem uma meia-vida biológica longa e, portanto, a interpretação dos dados de plumbemia depende do conhecimento da exposição ao metal. Quanto aos efeitos sistêmicos deste

metal podem-se citar os cardiovasculares, gastrintestinais, hematológicos, renais, imunológicos e neurológicos (ZWENNIS et al. 1990).

A importância da caracterização do arsênio e chumbo, no presente trabalho, se dá, porque os solos se apresentam não apenas como um dreno para contaminantes, mas também como tampões naturais que controlam o transporte de elementos químicos e outras substâncias para a atmosfera, hidrosfera e biota.

## **4 MATERIAL**

### **4.1 Dados Utilizados**

Os mapas de uso e ocupação temporal foram gerados a partir do processamento de duas imagens digitais do sensor: uma do sensor TM (*Thematic Mapper*) do satélite LANDSAT 5 e outra do sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*), do LANDSAT 7 (órbita 220, ponto 077), obtidas em 09 de setembro de 1990 e 26 de setembro de 1999, respectivamente.

O mapa pedológico do Vale do Ribeira, na escala 1:250.000, na sua porção paulista, foi cedido pelo Instituto Agrônomo em formato analógico e digitalizado. O mapa equivalente no Paraná foi cedido em formato digital pela Mineropar.

O modelo numérico do terreno (MNT) utilizado foi baseado nos produtos SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) (RODRIGUEZ et al. 2005). O SRTM produziu dois produtos em forma de MDT, um de 1 segundo de arco ( $\approx 30\text{m}$ ) de resolução horizontal, e outro de 3 segundos de arco ( $\approx 90\text{m}$ ). Os valores de elevação foram codificados em metros, correspondendo à altura elipsoidal para o *datum* WGS84. O dado original, obtido com 3 segundos de arco, foi pré-processado para correção de valores nulos.

Os dados pluviométricos foram disponibilizados pelo DAEE (<http://www.dae.sp.gov.br>).

A base de dados geoquímicos utilizada neste trabalho foi gerada pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM (Addas & Vinha, 1975; Morgental et al., 1975; Morgental et al., 1978; Alegri et al., 1980 e Silva, 1982). Os elementos utilizados foram arsênio e chumbo.

As amostras compreendem sedimentos de corrente ativa, os quais foram peneirados a 80 *mesh* e analisados por técnicas espectrométricas (emissão óptica ou absorção atômica (AA)). As amostras analisadas por AA foram digeridas por ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>). Dados de arsênio e chumbo derivados do projeto de geoquímica regional do Instituto de Pesquisas Tecnológicas – IPT (IPT, 1985) também foram utilizados no estudo. Nesse projeto do IPT foram analisadas amostras de sedimentos de corrente, na fração inferior a 80 *mesh*. Para a detecção do arsênio foi utilizado o método de espectrometria de absorção atômica; o chumbo foi determinado através de espectrometria de ótica por emissão.

## 5 MÉTODOS

### 5.1 Modelo EUPS (*Equação Universal de Perda de Solo*)

O modelo EUPS visa quantificar o transporte e a deposição de solo por processo de erosão hídrica. É a relação empírica mais amplamente utilizada e tem passado por várias atualizações (LOPEZ 1993).

O processo de erosão ocorre basicamente pelo efeito da energia cinética das gotas de chuva sobre o solo, deslocando suas partículas, que podem ser arrastadas pelas enxurradas e depositadas num local de menor velocidade (RESENDE & ALMEIDA 1985).

A erosão hídrica é causada por forças ativas tais como chuva (com características específicas), declividade, comprimento da vertente do terreno e capacidade de absorção de água pelo solo e por forças passivas (tais como a resistência que o solo exerce sobre a ação erosiva da água e a densidade de cobertura vegetal) (BERTONI & LOMBARDI NETO 1990).

Em meados do século XX, pesquisadores americanos conseguiram aprimorar equações para cálculo de perdas de solos que são usadas atualmente. O método mais usado, a EUPS, foi proposta por Wischmeier & Smith (1965 - *apud* BERTONI & LOMBARDI NETO 1990). A equação é assim expressa:

$$A = R.K.LS.C.P$$

Onde:

**A** = Quantidade de terra removida, em toneladas por hectares;

**R** = (erosividade) = Índice de erosão causada pela chuva (Mj.mm/h.ha).

**K** = (erodibilidade do solo) = Intensidade de erosão por unidade de índice de erosão da chuva, para um solo específico que é mantido continuamente sem cobertura, mas sofrendo as operações de culturas normais;

**L** = (comprimento do declive) = Relação de perdas de solo entre o comprimento de declive qualquer e um comprimento de rampa de 25m para o mesmo solo e grau de declive;

**S** = (grau de declive) = relação de perdas de solo entre um declive qualquer e um declive de 9% para o mesmo solo e comprimento de rampa;

**P** = (práticas conservacionistas) = Relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado com determinada prática agrícola e as perdas quando a cultura é plantada morro abaixo. São utilizadas tabelas referentes às práticas conservacionistas;

**C** = (uso e manejo) = Relação entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto.

Os fatores **RKLS** dependem das características naturais, enquanto que o **C** e o **P** estão relacionados com as formas de ocupação e uso da terra. Portanto, as mudanças na forma de atuação dos primeiros dependem de alterações ambientais, tais como mudanças climáticas ou erosões importantes que possam alterar a topografia, por exemplo. Porém o CP pode ser alterado por ações de uso dos solos e de conservação.

Os valores quantitativos de perda de solo potencial gerado pela EUPS, ou outros modelos de simulação, devem ser considerados como estimativas para fins comparativos, principalmente como uma análise qualitativa da distribuição espacial do potencial erosivo. O ideal é que esses valores sejam obtidos a partir de experimentos de campo.

### **5.1.1 Erosividade (R)**

Pode ser definida como uma avaliação numérica da capacidade de uma tormenta ou de uma precipitação erodir os solos de uma área desprotegida. É representada através de isolinhas em mapas de isoerodentes.

Lombardi Neto et al. (1980) aplicaram o método desenvolvido por Wischmeier (1959) em Campinas-SP, e propuseram a determinação do valor médio de índice de erosividade através da relação entre a média mensal e a média anual de precipitação, conforme a seguinte equação:

$$EI^{30} = 67,355 (r^2/P)^{0,86}$$

onde:

$EI^{30}$  = média mensal do índice de erosividade, MJ.mm(ha.h)

r = média do total mensal de precipitação, em mm.

P = média total anual de precipitação, em mm;

O fator R (Tabela 1) é obtido através da soma do resultado dos valores mensais do índice de erosividade em cada estação pluviométrica. O fator R para a área de estudo foi estimado a partir de dados pluviométricos correspondentes a dois períodos de tempo ininterruptos, nos postos de Apiaí, Itapeúna, Itaóca, Gritador, Barra do Turvo e Cajati (<http://www.daae.sp.gov.br/>). A análise destes períodos visou identificar alterações temporais referentes à erosividade da chuva na área de estudo.

**Tabela 1:** Fator R: Erosividade da chuva da área de estudo (fonte: <http://www.daae.sp.gov.br/>).

Período	Erosividade (MJ.mm/ha.h.ano)		
	Mínima	Máxima	Média
1960 – 2000	2784	11804	7294

### 5.1.2 Erodibilidade (K)

A erodibilidade do solo é a sua vulnerabilidade ou suscetibilidade à erosão, que é a recíproca da sua resistência à erosão. A erodibilidade de um solo pela água é determinada (i) pelas suas propriedades intrínsecas, que afetam a velocidade de infiltração da água, permeabilidade e a capacidade de absorção da água pelo solo; e (ii) por propriedades que conferem resistência à dispersão, ao salpicamento, à abrasão e as forças de transporte da chuva e enxurrada (BERTONI & LOMBARDI NETO 1990).

Os valores para o fator K (Tabela 2) dos solos da área de estudo foram estimados a partir dos valores sugeridos no Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP – 1997).

**Tabela 2:** Fator K: Erodibilidade dos solos da área de estudo (fonte: PCBAP – 1997).

Legenda	Classe	Descrição	K (t.h/(MJ.mm))
Bv	Brunizém Avermelhado		0.038
Ca	Cambissolo álico	Pouco profundo, erodível	0.06
Cd	Cambissolo distrófico	Pouco profundo, erodível	0.06
Ce	Cambissolo eutrófico	Pouco profundo, erodível	0.06
Gd	Solos Gleizados distrófico	Mal drenados, áreas baixas (recebe sedimentos)	0.00
LAa	Latossolo Amarelo álico	Boa aptidão agrícola	0.02
LVa	Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico	Média aptidão	0.02
PVa	Podzólico Vermelho-Amarelo álico	Média aptidão, erodibilidade média	0.043
PVd	Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico	Média aptidão, erodibilidade média	0.043
Ra	Litólico álico	baixa aptidão, pouco profundos, erodibilidade alta	0.054
TBd	Terra Bruna Estruturada distrófica	Baixa aptidão, erodibilidade alta	0.018

A espacialização do fator K foi obtida a partir da reclassificação numérica dos mapas pedológicos disponíveis na escala 1:250.000 para bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape.

### 5.1.3 Fator Topográfico (LS)

A intensidade da erosão hídrica é variável e depende de características da rampa que a água percorre, particularmente do seu comprimento (L) e grau de declive (S). Essas duas variáveis são pesquisadas separadamente, mas para aplicação na EUPS, são analisadas conjuntamente, constituindo o fator topográfico (LS). O fator LS representa a relação esperada de perda de solo por unidade de área em um declive qualquer, comparada à perda de solo correspondente em uma parcela unitária padrão de 25 metros de comprimento com 9% de declividade (BERTONI & LOMBARDI NETO 1990). A EUPS utiliza um índice adimensional referente ao fator declividade como uma das variáveis topográficas.

O cálculo do fator LS para a equação de perdas de solo é baseado na seguinte fórmula (Bertoni & Lombardi Neto 1990):

$$LS = 0,00984 C^{0,63} D^{1,18}$$

LS = fator topográfico;  
C = comprimento de rampa em metros;  
D = grau de declive em porcentagem.

Esses valores podem ser obtidos com ábacos, manualmente sobre as bases cartográficas, ou por meio do geoprocessamento. Neste estudo utilizou-se um algoritmo denominado USLE2D, desenvolvido pelo Laboratório de Geomorfologia Experimental da Universidade de Leuven, Bélgica.

O algoritmo USLE2D foi desenvolvido para estimar os fatores topográficos a partir de Modelos Numéricos de Terreno (MNT). O fator combinado LS associa o fator de comprimento de rampa e o fator declividade. Esta associação pode ser feita por meio da equação desenvolvida por Wischmeier & Smith (1959):

$$LS = (\lambda / 22,13)^m \cdot (65,41 \text{ sen}^2\theta + 4,56 \text{ sen}\theta + 0,065)$$

onde:

$\lambda$  : comprimento de rampa em metros, calculada como projeção horizontal;  
 $\theta$  : ângulo da rampa;  
m : expoente, função da declividade (s em %).

Especificamente no algoritmo USLE2D, o valor linear de  $\lambda$  é estimado como um valor de referência equivalente, correspondente ao comprimento de rampa médio da bacia contribuinte a montante de cada célula do MNT.

Por ser uma matriz de dados altimétricos, com forma e espaçamento constantes, o MNT proporcionado pelo SRTM é conceitualmente completo para interpolação através técnica de krigagem, visando a reamostragem para uma resolução superior, de 30m, compatível com a resolução de outros dados utilizados nesse trabalho. A função é um método de regressão usado para aproximar (interpolar) dados, e parte do princípio que pontos próximos no espaço tendem a ter valores mais parecidos do que pontos mais afastados (e.g., VALERIANO 2002). Todo processo é baseado no cálculo da função variograma e na modelagem gráfica do semivariograma, de forma a preservar a característica original do terreno estudado. O variograma foi calculado a partir dos

resíduos da análise da superfície de tendência de primeira ordem, de forma a garantir que dados geostacionários fossem modelados.

Realizado este procedimento, os dados foram então utilizados para a obtenção de uma matriz numérica com a distribuição espacial do fator LS.

#### 5.1.4 Uso e Manejo (C) e Práticas Conservacionistas (P)

O fator CP (Tabela 3) é outro índice combinado da EUPS. O fator de uso e manejo do solo C representa a relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado e em um terreno com solo exposto. O seu valor vai depender do tipo de cultura e manejo adotado, da quantidade de chuvas, da fase do ciclo vegetativo, entre outras variáveis, cujas combinações apresentam diferentes efeitos na perda de solo.

Trata-se da relação entre a intensidade esperada de perda de solo com determinada prática conservacionista ou quando a cultura está disposta no sentido do declive. Uma área sem proteção de cobertura vegetal é geralmente mais suscetível à erosão do que uma que esteja recoberta por vegetação, sendo que o seu efeito dependerá do tipo e fase do crescimento da vegetação associada à seqüência de culturas e ao manejo (BERTONI & LOMBARDI NETO 1993).

**Tabela 3:** Fator CP: Cobertura e práticas conservacionistas adotadas para os solos da área de estudo (RISSO, 2005).

LEGENDA	CLASSIFICAÇÃO	CP
Md	Mata Densa	0.0005
Mr	Mata Rala	0.0005
C	Campo	0.01
Cs	Campo Sujo	0.01
Se	Solo Exposto	0.2

##### 5.1.4.1 Obtenção do Fator CP

O fator CP foi gerado através do processamento de duas imagens digitais, uma do sensor TM (*Thematic Mapper*) do satélite LANDSAT 5 e outra do sensor ETM+

(*Enhanced Thematic Mapper Plus*), do LANDSAT 7, obtidas na órbita 220/ ponto 077, em 09 de setembro de 1990 e 26 de setembro de 1999.

Dentre as 7 bandas espectrais cobertas por esses sensores, foram utilizadas apenas as bandas 3 (vermelho: 0.63 - 0.69  $\mu\text{m}$ ), 4 (infravermelho próximo: 0.76 - 0.90  $\mu\text{m}$ ) e 5 (infravermelho médio: 1.55 - 1.75  $\mu\text{m}$ ), que apresentam resolução espacial análoga (30 metros) e maior interesse pelas suas características espectrais em função das necessidades de mapeamento deste trabalho.

As imagens foram classificadas através de um algoritmo de segmentação, que é uma técnica de agrupamentos de dados, na qual somente as regiões espacialmente adjacentes e de características espectrais semelhantes podem ser agrupadas. Para realizar o processo de segmentação é necessário definir dois limiares: a) o limiar de similaridade, valor mínimo estabelecido pelo intérprete, abaixo do qual duas regiões são consideradas espectralmente similares e agrupadas em uma única região; b) o limiar de área, valor de mínima dimensão, dado em número de *pixels*, para que uma região seja individualizada (FONSECA 2001).

A avaliação do processo de segmentação foi realizada por meio da comparação visual entre a imagem segmentada e a imagem realçada. Essa metodologia foi adotada pois é uma forma qualitativa, mas eficiente, para avaliar o resultado da segmentação (CROSS et al. 1988). A partir dessa classificação foi obtido um mapa de uso do solo (fator CP da EUPS).

## **5.2 Modelagem dos Dados Geoquímicos de As e Pb**

Os dados de concentração de As e Pb (Fig. 3 e 4) gerados a partir de análise geoquímica de amostras de sedimentos de corrente (projetos da CPRM e IPT) foram interpolados pelo método Inverso do Quadrado da Distância (IQD). O método IQD baseia-se na linearidade ponderada da combinação do conjunto de dados, no qual o fator de ponderação é o inverso da distância. Nesse caso, cada dado de entrada tem uma influência local que diminui com a distância. Esse operador pondera mais os pontos que estão próximos das células em processamento do que os que estão mais

afastados (VOLTZ & WEBSTER 1990). Uma maior proximidade dos dados define uma superfície interpolada que melhor se aproxima dos dados discretos originais (TSANIS & GAD 2001).

## 5 RESULTADOS

Para a identificação das áreas críticas (Tabela 4) quanto à perda de solos, foram construídas quatro matrizes numéricas correspondentes aos fatores R, K, LS e CP da EUPS. Estas quatro matrizes georreferenciadas foram sobrepostas espacialmente e multiplicadas entre si através de operações de análise espacial. Estas matrizes foram então classificadas em intervalos de interesse, gerando mapas de potencial natural de erosão (fig. 4), que representam a integração dos principais fatores naturais do meio físico intervenientes no processo de erosão laminar, para os períodos de 1990 e 1999.

**Tabela 4:** Recomendações da FAO, PNUMA e UNESCO (1981 *apud* ALMOROX 1994), referentes à classificação do grau de erosão hídrica.

Perda de Solo (t/ha.ano)	Grau de Erosão
< 10	Nenhuma ou Baixa
10 – 50	Moderada
50 – 200	Alta
>200	Muito Alta

A análise quantitativa (Tabela 5) do cruzamento de mapas correspondentes a EUPS, para a geração do mapa de susceptibilidade a erosão, está representada na figura 4.

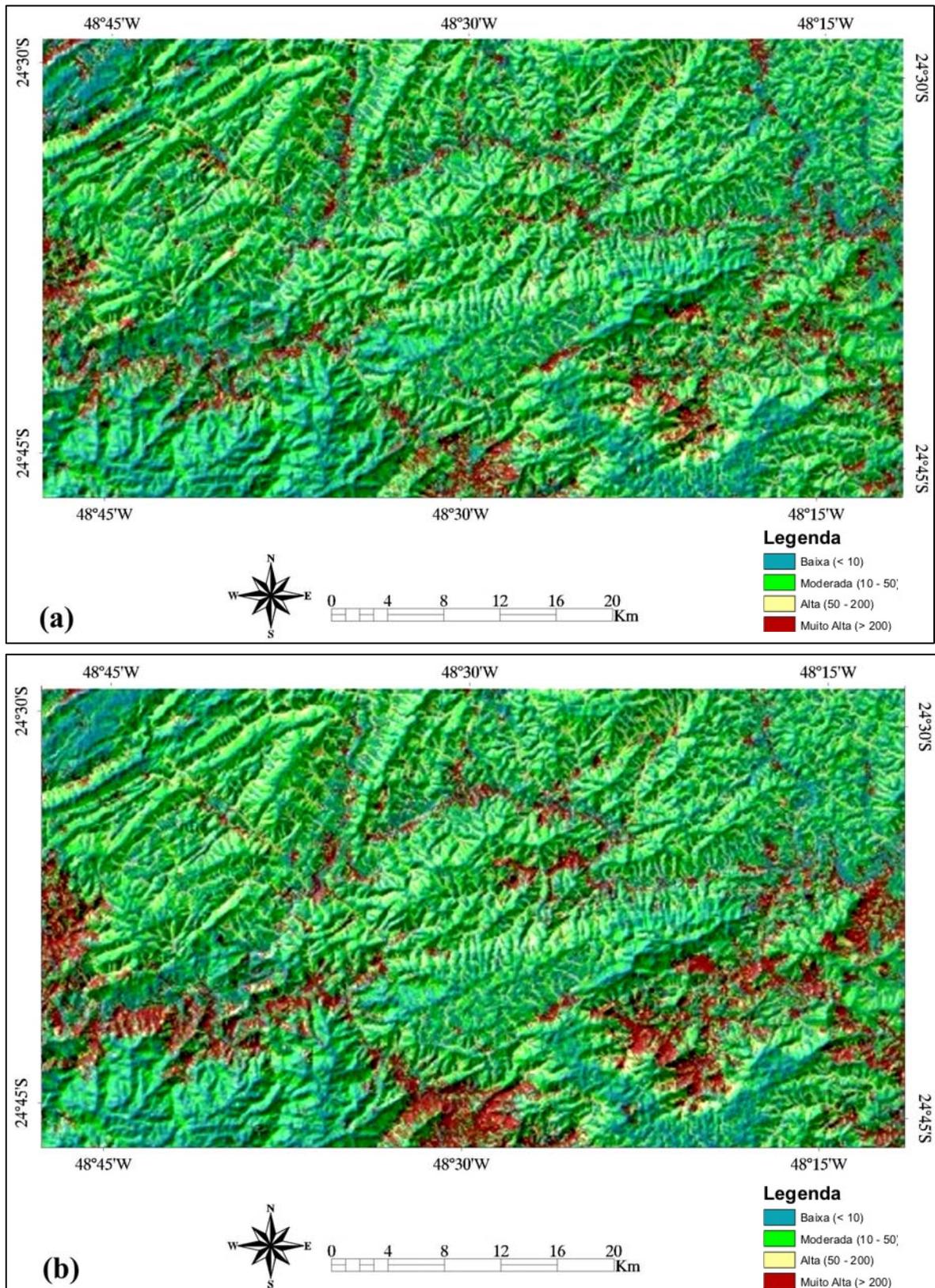
**Tabela 5:** Quantificação da área das classes de erosão para os anos de 1990 e 1999.

Quantificação das classes de erosão		
Ano	1990	1999
Classe Baixa	769,04 km <sup>2</sup>	733,11 km <sup>2</sup>
Classe Moderada	727,55 km <sup>2</sup>	686,93 km <sup>2</sup>
Classe Alta	321,50 km <sup>2</sup>	318,51 km <sup>2</sup>
Classe Muito Alta	174,01 km <sup>2</sup>	253,56 km <sup>2</sup>

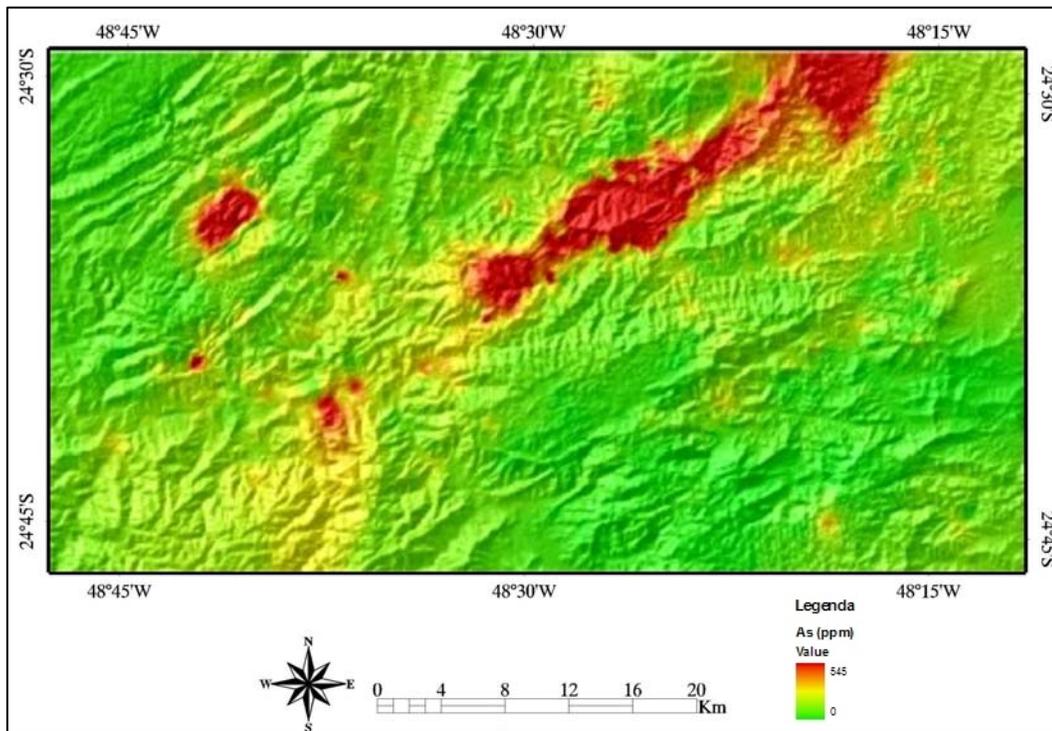
Pode-se observar que a classe muito alta teve um aumento de aproximadamente 45% para um período de nove anos; as outras classes tiveram redução nas suas áreas. A distribuição espacial da perda de solos (Fig. 2) apresenta uma configuração influenciada pelo fator topográfico (LS), que é a parcela de contribuição do relevo (declividade e comprimento de rampa). Estes fatores são determinantes para a velocidade do escoamento e irão caracterizar o potencial de transporte pela erosão em relação ao tamanho e quantidade de partículas. Outra variável importante é a erosividade (R) que, quanto mais intensa, maior será sua capacidade de remoção e transporte do material superficial. Os mapas indicam, de um modo geral, que a erosão aumentou significativamente em nove anos. O desmatamento pode ter sido a principal causa.

O mapeamento de áreas simultaneamente mais afetadas pela erosão (e conseqüente transporte de sedimentos) e portadoras de concentrações anômalas de As e Pb foi realizado a partir da fusão espacial do mapa de isotores (Fig. 3 e 4) com os mapas temporais de erosão potencial (Fig.2). Os mapas resultantes (Fig. 5 e 6) demonstram que na região há uma correlação entre setores onde houve um aumento significativo da erosão potencial e setores com teores elevados nesses metais.

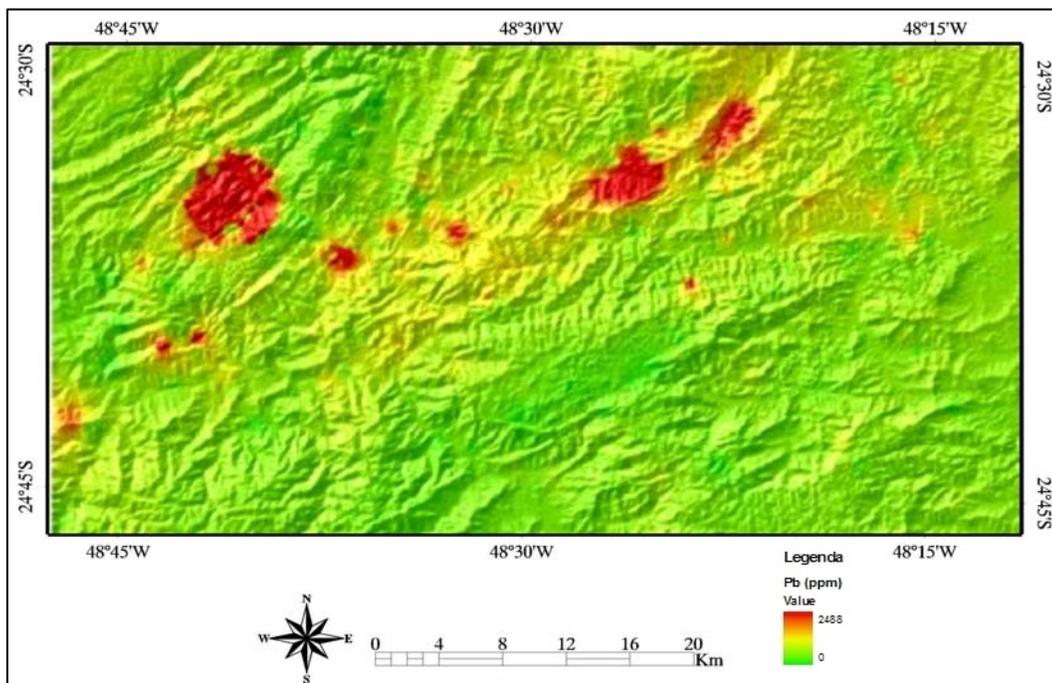
Esta relação foi também quantificada. Para os anos de 1990 e 1999, respectivamente, as áreas de maior erosão potencial e que se encontram, coincidentemente, dentro da anomalia de As, são de aproximadamente 14 km<sup>2</sup> e 16 km<sup>2</sup>. A mesma análise para o Pb, revelou valores de cerca de 6 km<sup>2</sup> e 8 km<sup>2</sup> para o anos de 1990 e 1999, respectivamente. Há também regiões com altos teores de As e Pb sem incremento de erosão potencial e vice-versa.



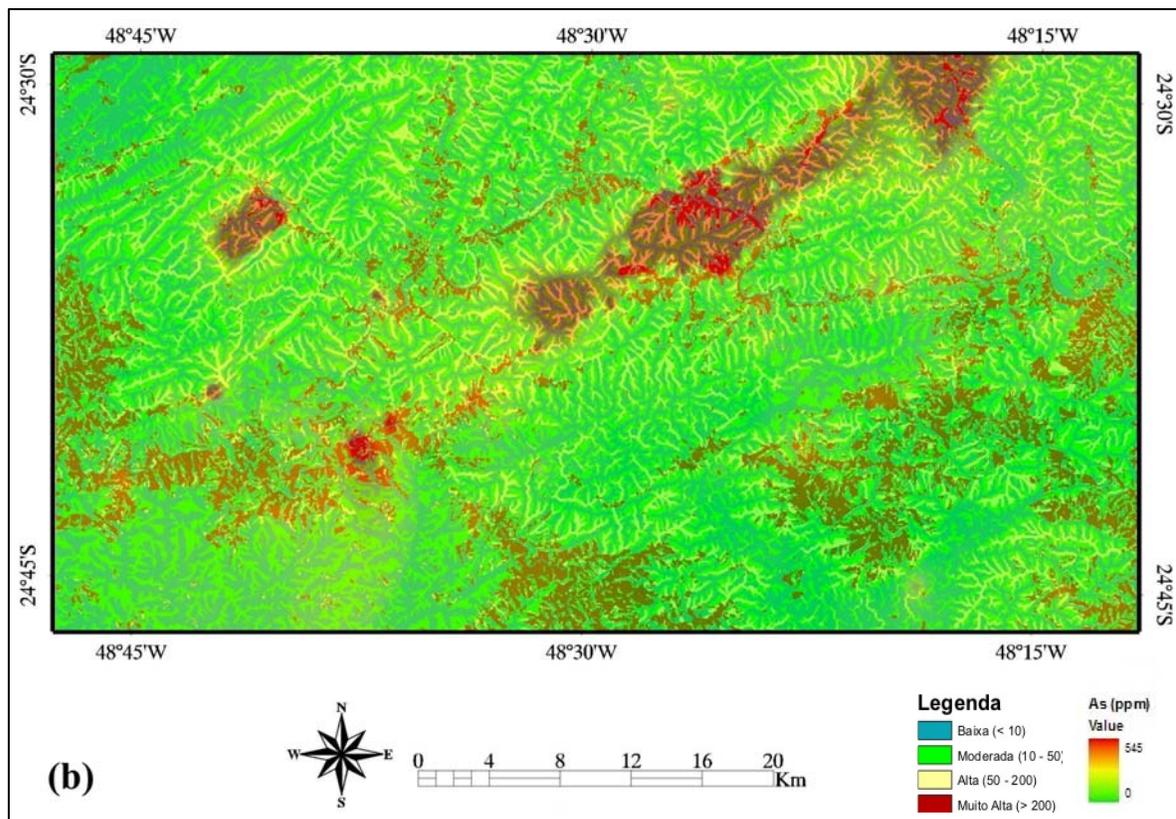
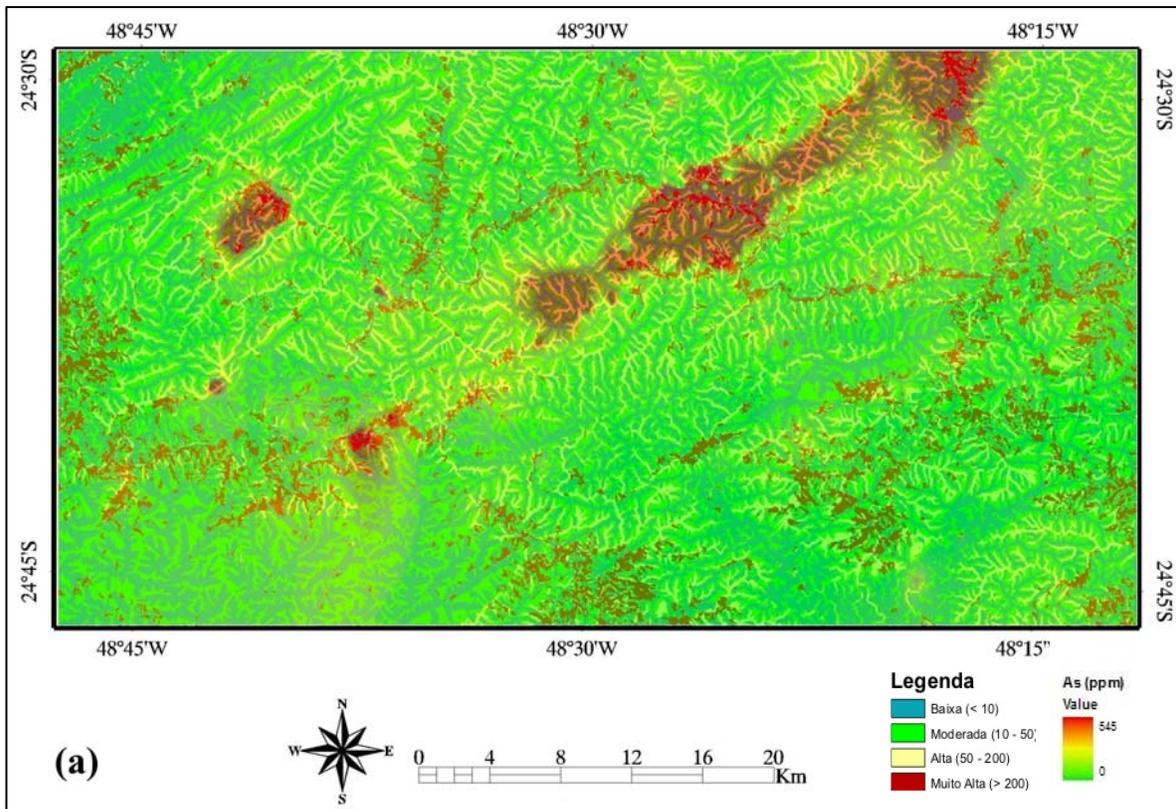
**Figura 2:** Mapas de análise temporal das perdas de solo por erosão hídrica (1990a e 1999b). Espacialização das variáveis do modelo EUPS: R.K.LS.C.P, tendo como resultado, mapas de erosão potencial.



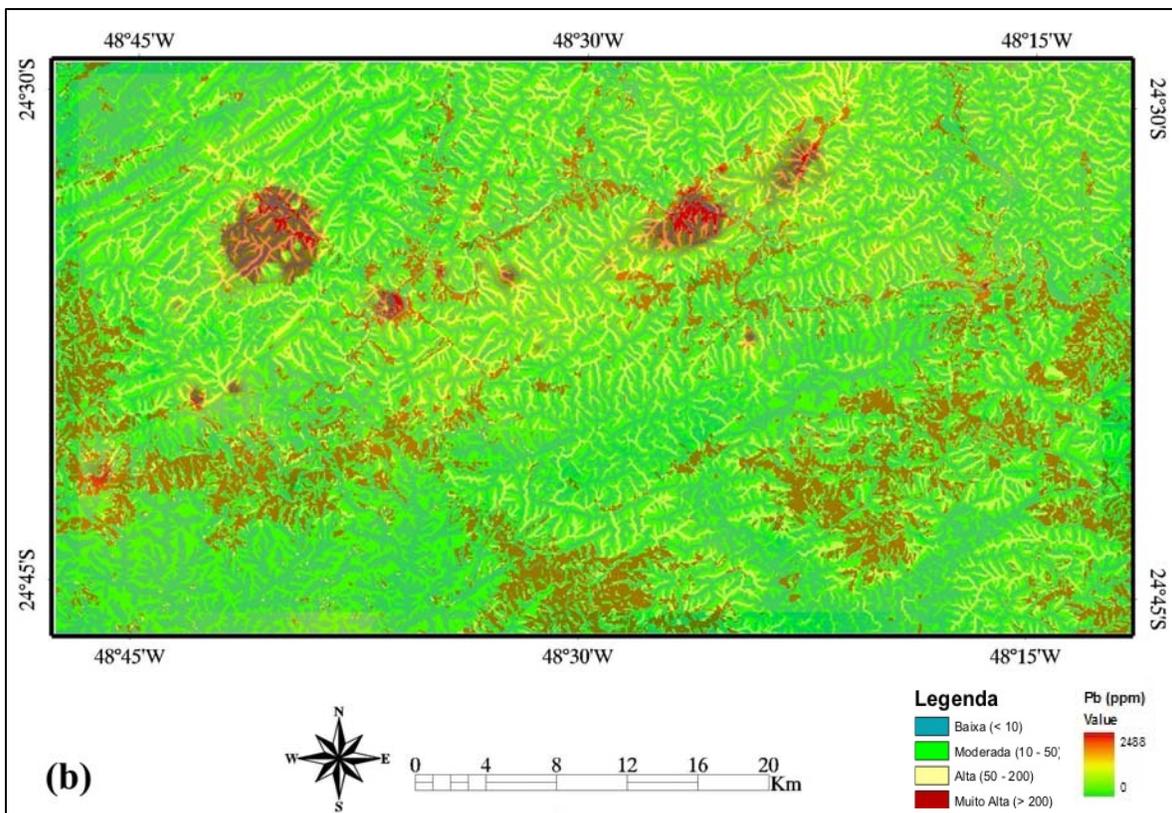
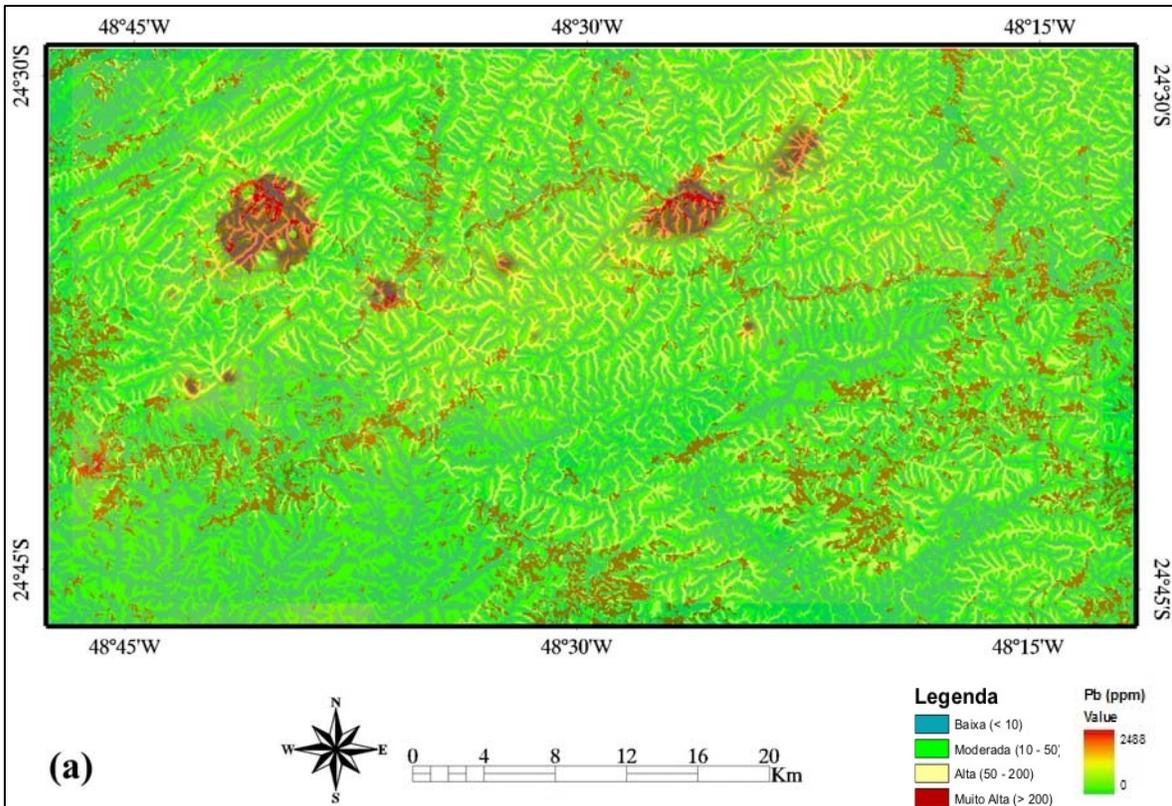
**Figura 3:** Mapa de isoteores de Arsênio, interpolados pelo método IQD, a partir de dados de sedimentos de corrente.



**Figura 4:** Mapa de isoteores de Chumbo, interpolados pelo método IQD, a partir de dados de sedimentos de corrente.



**Figura 5:** Fusão espacial dos mapas de erosão potencial e isoteores de arsênio para os anos de 1990 (a) e 1999 (b).



**Figura 6:** Fusão espacial dos mapas de erosão potencial e isoteores de arsênio para os anos de 1990 (a) e 1999 (b).

## **6 DISCUSSÃO**

O potencial natural de erosão foi avaliado a partir de fatores naturais, ou seja, dos solos, por erodibilidade; do clima, por erosividade; e do relevo, por declividade e comprimento de vertentes. O efeito da falta de cobertura do solo pode ser um dos fatores mais graves no tocante ao impacto ambiental. A análise foi desenvolvida considerando-se a interação existente entre o solo e o relevo no condicionamento do potencial natural de erosão, refletindo o estreito controle exercido pela erodibilidade (K) e pelo fator topográfico (LS), este mais efetivo em função da declividade.

Pode-se observar na Figura 2 que houve um aumento de áreas degradadas pela erosão (classe vermelha – muito alta), considerada de alto potencial erosivo natural. Como é uma região escarpada, o conjunto declividade e precipitação fazem com que haja um maior escoamento e, conseqüentemente, uma predisposição à ocorrência de processos erosivos.

As Figuras 5 e 6 foram geradas visando a identificação de áreas de ocorrência das anomalias de Pb e As e sua comparação com as áreas erodidas, buscando determinar o grau de correlação espacial entre estas variáveis (erosão e anomalias). Esta comparação auxilia na aplicação de medidas mitigadoras para controle de erosão, pois quanto maior a erosão, maior será a disponibilidade para o meio de sedimentos enriquecidos naturalmente nestes elementos tóxicos.

## **7 CONCLUSÕES**

Este trabalho buscou avaliar as perdas de solo por erosão laminar em uma área de estudo na Bacia do Rio Ribeira do Iguape, por meio da Equação Universal de Perda de Solos, desenvolvida por Wischmeier e Smith (1959).

Em função das limitações metodológicas originadas pela aplicação da EUPS em grandes áreas utilizando parâmetros obtidos em pequenas parcelas experimentais, os resultados devem ser tomados somente como indicativos das perdas de solo.

O modelo utilizado neste estudo permite estimar somente a erosão laminar, sem caracterizar outros processos de erosão hídrica, assim como não permite caracterizar diretamente os processos de assoreamento. O processo de produção de sedimentos (ou seja, “o quanto sai de material sólido”) da área de estudo e das suas unidades hidrográficas, poderá ser estimado a partir do balanço entre os valores obtidos para perda de solos (valor estimado) e dados obtidos em levantamentos sedimentométricos nos rios (valor medido).

O valor médio da erosividade (R) calculado foi de 7.294 MJ.mm/ha.h.ano. Este resultado, se comparado com as médias do Estado de São Paulo, é um índice alto. Como consequência, o potencial erosivo de áreas desprovidas de cobertura vegetal é maior. Outro fator importante é a erodibilidade (K). Como há diversidade de solos, algumas classes são poucas profundas e mal drenadas, tendo uma erodibilidade média a alta. Estas propriedades afetam a velocidade de infiltração, permeabilidade e capacidade de armazenamento de água, fazendo com que a presença de solos frágeis colabore no aumento de processos erosivos. Como já foi discutido anteriormente, a inclinação do terreno e o comprimento da encosta (LS) são responsáveis pela velocidade do escoamento superficial, fator determinante para o potencial de carreamento quanto ao tamanho e quantidade de material desprendido.

Constatou-se que as áreas com a classe muito alta possuem uma perda de sedimentos acima de 200 t/ha.ano e algumas regiões são coincidentes com as áreas anômalas de arsênio e chumbo. Pode-se observar, na análise temporal realizada, que houve um aumento da classe muito alta do ano de 1990 para o ano de 1999 de aproximadamente 80 km<sup>2</sup>, esse valor corresponde a um aumento de 45% desta classe.

A análise espacial possibilitou a quantificação da relação entre áreas mais afetadas pela erosão *versus* áreas portadoras de anomalias de As e Pb. O resultado obtido desta análise cumulativa demonstrou que para o elemento arsênio detectou-se uma área de aproximadamente 14 km<sup>2</sup> (1990) e 16 km<sup>2</sup> (1999), e para o elemento chumbo uma área de 6 km<sup>2</sup> (1990) e 8 km<sup>2</sup> (1999). Dessa forma, estima-se que nesse período houve um aumento de aproximadamente de 14,3% para o arsênio e 33,3% para o chumbo nas áreas de maior erosão potencial e que se encontram relacionadas com maiores concentrações nesses metais.

Os dados aqui apresentados demonstram que para o controle dos processos erosivos é importante uma readequação nas formas de uso, pois, o solo, quando desprotegido, facilita a erosão e a disponibilidade de sedimentos enriquecidos naturalmente em arsênio e chumbo. Com o objetivo de tentar remediar a situação, sugerem-se duas formas básicas para controle. A primeira é uma reavaliação do uso, buscando coberturas capazes de proteger o solo, já que o mesmo passou por processos de desmatamento. A segunda é a adoção de práticas conservacionistas, como por exemplo, a fragmentação do comprimento de rampa, diminuindo assim o espaço para o escoamento superficial da água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADDAS, W. & VINHA, C.A.G.,1975. Projeto da Sudelpa: relatório final reconhecimento geoquímico (parte 1 a 3 ). São Paulo: Sudelpa / CPRM, v. 15/17.

ALEGRI, V.; PIZZATO, L. G.; FERRARI, C. P.; ADDAS, W.; MORGENTAL, L. A., 1980. Projeto Serra do Jabaquara: relatório de prospecção preliminar. São Paulo: CPRM, 2 v.

ALMOROX, A. J., 1994. **Métodos de estimación de la erosión hídrica**. Ed. Agrícola. España. 152 p.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F., 1990. **Conservação do Solo**. São Paulo -SP: Icone.

BERTONI, J. e LOMBARDI NETO, F., 1993. **Conservação do Solo**. 3ª edição, Ícone Editora, São Paulo.

CANADIAN COUNCIL OF RESOURCES AND ENVIRONMENT MINISTERS, 1999. Water Quality Guidelines.

CROSS, A. M.; MASON, D. C.; DURY, S. J., 1988. Segmentation of remotely-sensed images by a split-and-merge process. **International Journal of Remote Sensing**,v. 9, n.8, p. 1329-1345.

FERREIRA, M.E., Cruz, M.C.P., ABREU, C. A., RAIJ, B. V., 2001. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: Funepe, Cap.5, p.89-124.

FONSECA, L. M. G., 2001. Processamento Digital de Imagens. São José dos Campos: INPE.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA), 1998. Diagnóstico Socioambiental do Vale do Ribeira: Documento Síntese. São Paulo.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS (IPT), 1985. Projeto geoquímica regional das folhas Guapiara, Iporanga, Gruta do Diabo, Araçaíba, Barra do Chapéu. São Paulo: DMGA/IPT (Relatório 28631), 2v.

LIN, N.F., 1991. Medical Environmental Geochemistry. Changchun City of China: Jilin, **Science and Technology Publishing House**; 125–256.

LOMBARDI NETO, F. & MOLDENHAUER, W.C., 1980. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 3, Recife. **Anais...** fl. 13.

LOPES, V. L., 1980. **Um Estudo da Erosão e Produção de Sedimentos Pelas Chuvas**. Mossoró, Escola Superior de Agricultura de Mossoró.

LOPEZ, M. T., 1993. WEPP (Water erosion Prediction Project): un modelo basado en procesos físicos para simular erosión hídrica. In: Firts Intl. Seminar of Watershed Management, Hermo Sillo, Sonora, México, April, 1993. **Proceeding**. Universidad de Sonora, University of Arizona, 119 p.

MORGENTAL, A.; BATOLLA JR., F.; PINTO, G.G.; PAIVA, I.P.; DRUMOND, J.B.V., 1975. Projeto Sudelpa: relatório final. São Paulo: SUDELPA/CPRM, 18v.

MORGENTAL, A.; SILVA, A. A. G. P.; BORIN JR., T.; ALEGRI, V.; OLIVEIRA, P. E. P., 1978. Projeto geoquímica no Vale do Ribeira: relatório final. São Paulo: DNPM/CPRM, 8v.

NIMER, E., 1977. Clima **In**: Geografia do Brasil – Região Sudeste – Rio de Janeiro, SERGRAF/IBGE, v.3, p 51-89.

PLANO DE CONSERVAÇÃO DA BACIA ALTO PARAGUAI (PCBAP), 1997. Centro Integrado de Estudos em Geoprocessamento (CIEG), UFPR.

RANIERI, S.B.L.; SPAROVEK, G.; SOUZA, M.P.; DOURADO NETO, D., 1998. Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, n.4, p.751-60.

RESENDE, M.; ALMEIDA, J. R., 1985. Modelos de Predição de Perdas de Solo: Uma ferramenta para Manejo e Conservação do Solo. **Inf. Agropecuário** 11(128), Belo Horizonte, p:38 – 53.

RISSO, A., 2005. Boletim Interno Instituto Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

RODRIGUEZ, E., MORRIS, C.S., BELZ, J.E., CHAPIN, E.C., MARTIN, J.M., DAFFER, W., HENSLEY, S., 2005. **An assessment of the SRTM topographic products, Technical Report JPL D-31639**, Jet Propulsion Laboratory, Pasadena, California, 143 pp.

SILVA, A. A. G. P., 1982. Projeto Serra do Jabaquara: relatório preliminar de pesquisa de ouro, cobre, chumbo, e zinco do município de Capão Bonito (SP). São Paulo: CPRM, 2 v.

SILVA, M.R.C., 2002. Estudos de sedimentos da bacia hidrográfica do Mogi-Guaçu, com ênfase na determinação de metais. Dissertação de Mestrado, USP, Instituto de Química, São Carlos. 113p.

TSANIS, I. K., GAD, M. A., 2001. A GIS Precipitation Method for Analysis of Storm Kinematic. **Environmental Modelling & Software**, v. 16, pp. 273-281.

VALERIANO, M.M., 2002, Modelos digitais de elevação de microbacias elaborados com krigagem. Relatório Técnico, INPE-9364-RPQ/736.

VOLTZ, M. & WEBSTER, R., 1990. A comparison of kriging, cubic splines and classification for predicting soil properties from sample information. **J. Soil Sci.**, 41:473-490.

WANG, M-Y, ZHANG, S., 1985. The discussion on bio-geochemical area and endemic disease. **Sci Sinica B**, 932–936.

WISCHMEIER, W. H., 1959. A rainfall erosion index for a universal soil loss equation. **Soil Sci. Soc. Amer. Proc.**, Madison, Wisc., 23:246-249.

WHITE, I. D.; MATERSHEAD D. N.; HARRISON S. J., 1992. **Environmental Systems**. Second edition Londres: Chapman & Hall.

ZWENNIS, W. C. M.; FRANSSEN, A. C.; WIJNAS, M. J., 1990. Use zinc protoporphyrin in screening individuals for exposure for lead. **Clin. Chem.**, v. 26, n. 8, p. 1456-1459.

## CAPÍTULO 2

# ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL DAS TRANSFORMAÇÕES DE USO DO SOLO NO VALE DO RIBEIRA – SP

## 1 INTRODUÇÃO

A simulação de um ambiente natural através de técnicas computacionais tem se tornado uma área de pesquisa bastante promissora para o planejamento e tomada de decisões ambientais.

Esforços no sentido de uma compreensão mais profunda sobre fenômenos naturais de dimensões espaço-temporais, com a finalidade de representá-los sob a forma de modelos espaciais dinâmicos, constituem-se em uma das mais instigantes, senão mais férteis e promissoras agendas de pesquisa no atual estado da arte da Geomática (ALMEIDA et al. 2003).

A Modelagem Dinâmica (BURROUGH 1998) procura transcender as limitações atuais da tecnologia de geoprocessamento, fortemente baseada numa visão estática, bidimensional do mundo. O objetivo dos modelos dinâmicos em SIG é realizar a simulação numérica de processos dependentes do tempo, como nos modelos hidrológicos, que simulam o fluxo e transporte de água. Na definição de Burrough, “um modelo espacial dinâmico é uma representação matemática de um processo do mundo real em que uma localização na superfície terrestre muda em resposta a variações em suas forças direcionadoras”.

Inicialmente, é necessário esclarecer terminologias no âmbito da modelagem propriamente dita. Um *modelo* pode ser entendido como a representação de um sistema, a qual pode se dar através de várias linguagens: matemática, lógica, física, analógica, icônica, gráfica etc., e segundo uma ou mais teorias (NOVAES 1981). Um *sistema* é um conjunto de partes ou subsistemas interconectados, que apresentam interdependência entre os componentes e seus atributos (CHADWICK 1973). Por sua vez, a *teoria* pode ser definida como sendo um conjunto de idéias, postulados, relações causais etc., que forma um todo coerente, desenvolvido com o intuito de explicar um

grupo de fatos ou fenômenos, estabelecendo leis fundamentais, relações sistemáticas e princípios gerais (NOVAES 1981).

Os modelos de mudança de uso do solo são artifícios científicos com estrutura matemática e computacional para apoio ao Planejamento e Gestão Urbana e Regional. Permitem a análise dos condicionantes e das conseqüências da dinâmica dos usos do solo. Quando cenários são utilizados, podem ainda dar suporte ao estabelecimento de políticas e ações de planejamento.

A expansão das áreas residenciais sobre áreas de florestas, conversão de florestas em áreas agrícolas ou pastagem, fragmentação de áreas de vegetação natural, são alguns exemplos, entre outros, de mudanças de usos do solo que podem ocorrer em função da população existente no entorno dessas regiões. O potencial do impacto adverso dessas transformações depende de sua escala, extensão, padrão espacial e das relações dinâmicas entre os usos do solo.

O objetivo deste trabalho compreende experimentos de modelagem dinâmica visando a simulação de mudanças de uso do solo com o auxílio de imagens de satélite (Landsat TM/ETM) multi-temporais. Busca-se, assim, verificar o comportamento do solo e de mudanças de seu uso, numa tentativa de demonstrar a evolução da paisagem na área de estudo. No desenvolvimento desta simulação são empregados Autômatos Celulares, os quais tentam emular a suposta maneira pela qual as leis da natureza funcionam com regras simples.

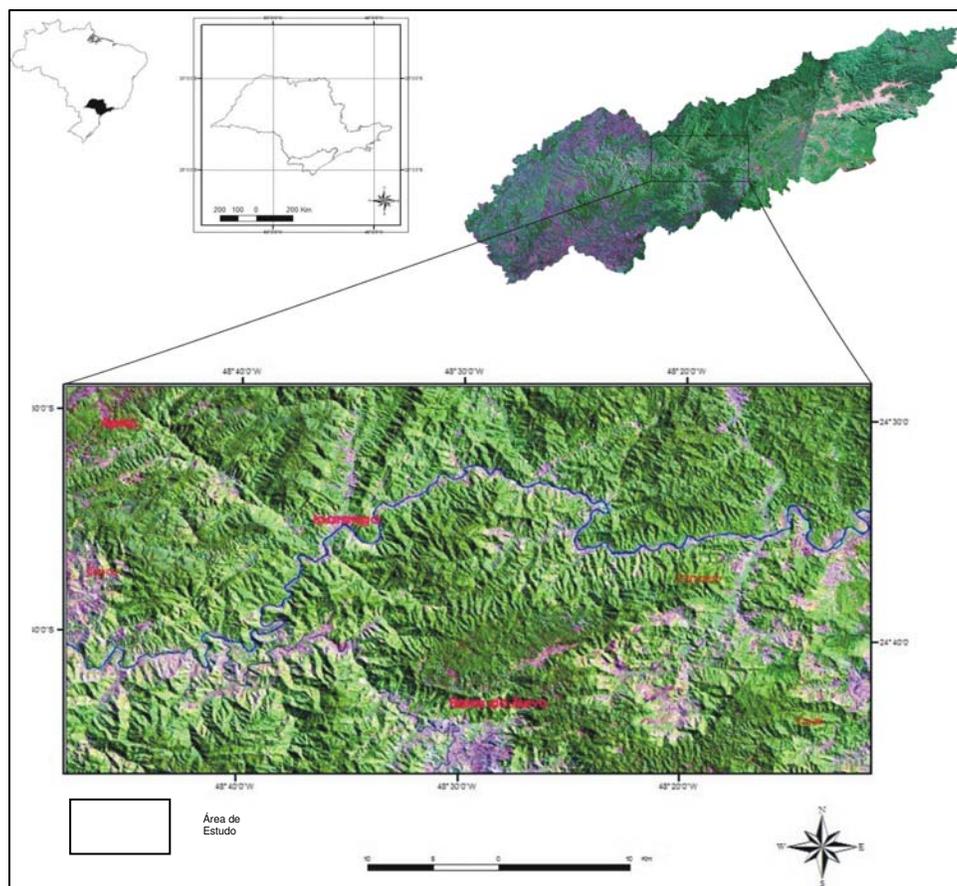
## **2 ÁREA DE ESTUDO**

A Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape (Fig. 1), o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá e as diversas bacias hidrográficas encaixadas entre esta e o Oceano Atlântico, genericamente denominada Vale do Ribeira, possuem uma área de 2.830.666 hectares (28.306 km<sup>2</sup>), abrangendo as regiões sul do estado de São Paulo (1.711.533 ha) e leste do estado do Paraná (1.119.133 ha), (ISA 1998).

Esse conjunto está compreendido, em sua totalidade, em clima sub-tropical úmido, sem estação seca. A diferença de altitude condiciona variações climáticas locais. Regiões

que apresentam altitudes superiores à 1000m estão situadas no domínio climático mesotérmico brando, superúmido, com sub-seca, caracterizado por apresentar temperatura média anual em torno de 18°C (cf. classificação proposta por Nimer (1977) para as regiões sul e sudeste do Brasil).

O condicionamento da rede de drenagem é fortemente influenciado pela estruturação regional de unidades geológicas para NE, e também pelos grandes traços tectônicos, representados por sistemas de falhas e fraturas com idêntica direção, e pelas estruturas rúpteis associadas aos diques mesozóicos de orientação NW.



**Figura 1:** Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e área de estudo.

O histórico de atividades mineiras do Vale do Ribeira remonta ao ano 1600 e foi marcado por intensa exploração de Pb durante praticamente todo o século passado. A ocorrência de anomalias naturais de As e outros elementos traços (Cu, Cr, Ni e Zn), potencialmente prejudiciais à saúde humana e animal, junto a aspectos econômicos e ambientais regionais, formam um cenário ideal para pesquisas de diagnósticos e avaliação de riscos através de

SIG, envolvendo diversos aspectos, como discriminação de processos antrópicos e naturais, danos ambientais e efeitos para a saúde humana.

Nas décadas de 70 e 80, projetos de reconhecimento geoquímico regional desenvolvido pela CPRM indicaram anomalias significativas de chumbo, zinco, prata, cobre e ouro que nortearam pesquisas locais visando à prospecção desses elementos. Nesses projetos foram coletadas, principalmente, amostras de sedimentos de corrente e solos.

### **3 MUDANÇAS DE USO DO SOLO**

Mudanças de uso do solo referem-se a alterações no padrão de ocupação e /ou cobertura de parcelas do espaço geográfico. A cobertura do solo é descrita pelo estado biofísico da superfície. Floresta e mangue são exemplos de coberturas do solo. A ocupação do solo, por sua vez, envolve a maneira como os atributos biofísicos do solo são manipulados e utilizados pelos seres humanos. Áreas residenciais e de agricultura são exemplos de ocupações do solo. Mudanças na ocupação do solo geralmente resultam em conseqüentes alterações na cobertura do mesmo. No entanto, podem ocorrer modificações na cobertura sem que isso signifique alterações na sua ocupação, e vice-versa (KUHN 2005).

Várias são as definições para os termos solo (terra), uso do solo e mudanças de uso do solo, os quais variam com a finalidade de aplicação e o contexto de seu emprego (BRIASSOULIS 2000). Seguindo uma abordagem de caráter ecológico-econômico, Hoover & Giarratani (1984) afirmam que terra "...a princípio, denota espaço ...". As qualidades da terra incluem, adicionalmente, atributos como propriedades topográficas, estruturais, agrícolas e minerais do sítio; o clima; a disponibilidade de ar e água; além de uma gama de características ambientais subliminares tais como tranqüilidade, privacidade, aparência estética, e outras..."

Uso do solo, por sua vez, denota a destinação que o Homem dá a terra (TURNER & MEYER 1994). FAO/IIASA (1993) afirmam que "... uso do solo diz respeito à finalidade para a qual a terra é usada pela população humana local e pode ser definida como as atividades humanas que estão diretamente relacionadas à terra, fazendo uso de seus recursos ou tendo um impacto sobre eles..."

Para Briassoulis (2000), mudança de uso do solo "... significa transformações quantitativas na área (aumento ou diminuição) de um dado tipo de uso do solo....". Segundo Jones e Clark (1997), essa mudança pode envolver (i) conversão de um uso em outro, ou (ii) modificação de certo tipo de uso, tais como mudanças de áreas residenciais de alto para baixo padrão (sem alteração física ou quantitativa dos edifícios), etc.

A análise de mudanças nos padrões de uso do solo tem despertado interesse em virtude do acelerado processo de transformações das últimas décadas, especialmente a intensa e progressiva urbanização mundial, e pelos potenciais impactos ambientais e sócio-econômicos que essas mudanças estão trazendo, desde o nível local até o global.

Numa análise local podem ser citados os problemas de erosão, sedimentação, contaminação e extinção de espécies e, em termos socioeconômicos, destacam-se as estruturas de emprego, produtividade da terra, qualidade de vida, etc.

Segundo Aguiar (2003), os processos de mudança de uso do solo e seus impactos têm sido observados e analisados por diferentes disciplinas (Ecologia da Paisagem, Economia, Planejamento Urbano etc.) e em diferentes escalas (local, regional e global). Preocupações com a sustentabilidade do desenvolvimento acelerado e com a equidade entre as questões sociais, econômicas e ambientais, têm levado os pesquisadores a: (i) entender os processos de mudanças de uso do solo e seus principais fatores determinantes; (ii) diagnosticar regiões de maior incidência de mudanças de uso do solo e projetar áreas de risco a curto e médio prazo; (iii) prever a intensidade e/ou a localização das mudanças a médio e longo prazo; (iv) analisar os impactos de tais mudanças.

#### **4 MODELOS DINÂMICOS ESPACIAIS**

Modelos espaciais dinâmicos descrevem a evolução espacial de um sistema ao longo do tempo. Um modelo é constituído por pelo menos três elementos: variáveis, relacionamentos e processos. Ao se construir um modelo, dependendo do objetivo, pode-se dar ênfase a um ou outro destes elementos. Nesta visão, os modelos podem ser classificados em empíricos e sistêmicos. Modelos empíricos focalizam os

relacionamentos entre as variáveis do modelo a partir da suposição de que os relacionamentos observados no passado continuarão no futuro. Modelos de sistemas são descrições matemáticas de processos complexos que interagem entre si, enfatizando as interações entre todos os componentes de um sistema (LAMBIN 1994).

De acordo com Batty (1976), o processo de modelagem relaciona-se diretamente com o método científico, uma vez que nele se conjeturam hipóteses, as quais são refutadas por experimentos, por novas observações, e, sobretudo, por descobertas.

Considerando que a finalidade de qualquer modelo é simplificar a realidade (BATTY 1976), com base nesta premissa, o espaço é tratado como um artefato representado por uma estrutura em grade regular, bidimensional, consistindo de unidades quadriculares homogêneas – as células – formando o assim chamado espaço celular. O tempo, por sua vez, é considerado sob um ponto de vista absoluto como uma entidade unidimensional independente.

Um dos grandes desafios da Ciência da Informação Espacial é o desenvolvimento de técnicas e abstrações que tenham a capacidade de representar adequadamente os fenômenos espaço-temporais (CÂMARA & MONTEIRO 2003).

Para tal, foram elaborados os modelos dinâmicos, que têm como principal função realizar a simulação matemática de processos identificados no mundo real, onde se observa a mudança de variáveis em consequência a variações em suas forças direcionadas.

#### **4.1 SIG e Autômatos Celulares**

Um Sistema de Informações Georreferenciadas (SIG), em sua formulação original, é essencialmente um sistema estático, de análise de estados. Entretanto, desenvolvimentos mais recentes buscam transformar estes sistemas em ferramentas capazes de desenvolver representações realistas de processos espaço-temporais, ou seja, processos de mudanças de características geográficas ao longo do tempo. Um

dos principais desenvolvimentos neste sentido tem sido a integração do SIG a modelos dinâmicos do tipo Autômato Celular (AC) (WAGNER 1997).

Essa integração se deve principalmente à compatibilidade de representação espacial dos dois modelos: a estrutura matricial (*raster*) do SIG e o espaço celular do AC (COUCLELIS 1997). O AC provê a dinamicidade da análise espacial, enquanto o SIG disponibiliza suas diversas funcionalidades tanto para a produção de dados para o AC, quanto para a análise e pós-processamento dos resultados de simulações em AC.

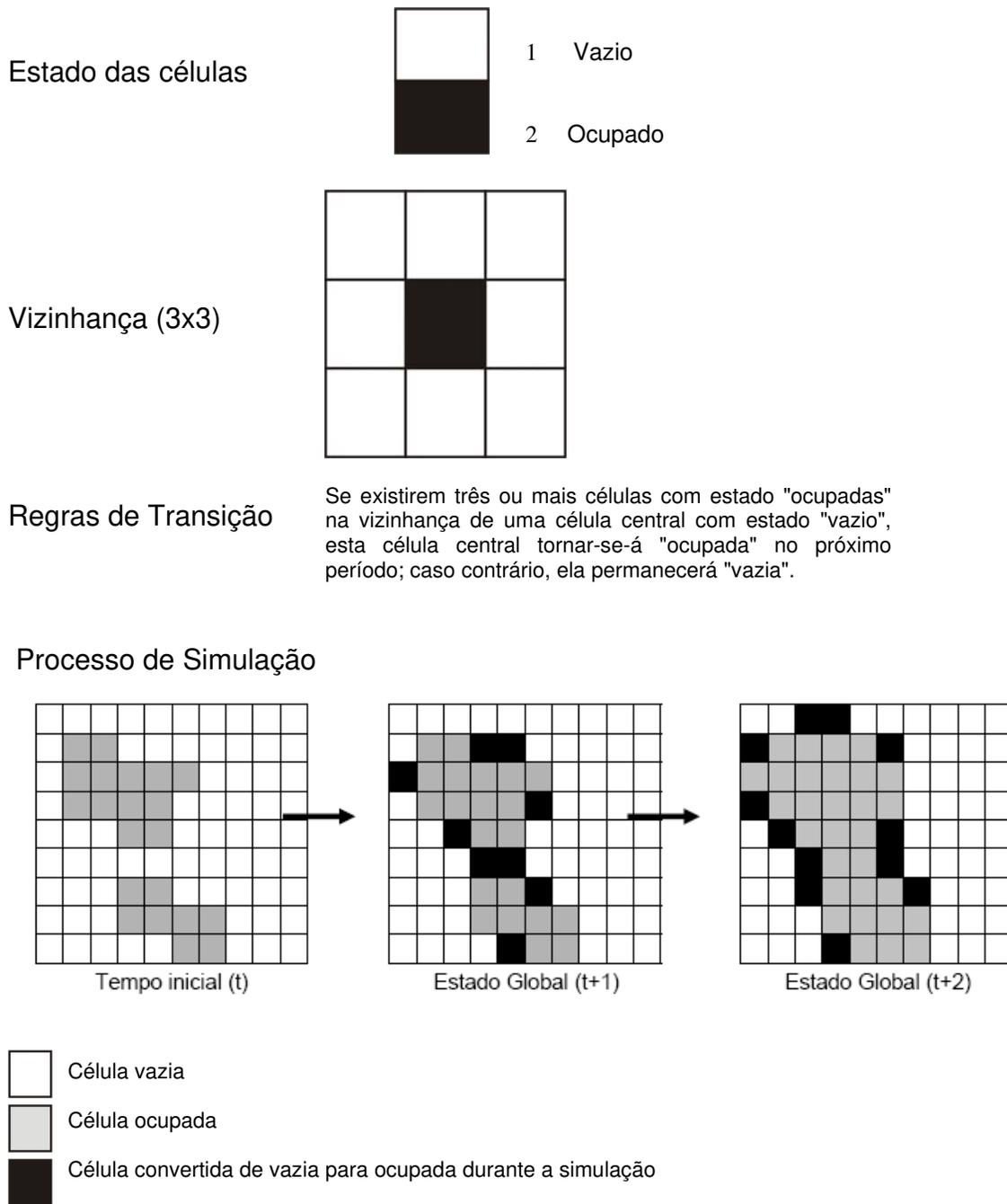
## **4.2 Autômatos Celulares**

Os autômatos celulares são conjuntos de células que interagem entre si, permitindo a criação de pontes entre representações micro e macroscópicas. Normalmente, no autômato celular, o próximo estado de uma célula depende do seu estado atual e do estado das células vizinhas, sendo que o estado inicial do mesmo está intimamente relacionado ao conteúdo inicial do conjunto de células (CÂMARA 1999).

O Jogo da Vida (“Game of Life”) de John Conway (GARDNER 1970), ou ‘Life’ como ficou conhecido, imortalizou o conceito de CA. No ‘Life’, o espaço celular é composto de uma grade quadrada regular bidimensional, onde a vizinhança das células consiste de seus oito vizinhos imediatos, isto é, quatro vizinhos ortogonais e quatro vizinhos diagonais. Qualquer célula pode estar ativa (‘on’) ou inativa (‘off’), e há apenas duas regras simples para uma célula adquirir uma ou outra condição. Uma célula inativa torna-se ativa se há exatamente três células ativas imediatamente adjacentes à mesma. Uma célula permanece ativa se há duas ou três células ativas nas suas adjacências, senão ela torna-se inativa. Isto significa que uma célula torna-se inativa por isolamento ou superpopulação. Apesar da simplicidade das regras, este jogo suporta a geração de inumeráveis padrões de comportamento dinâmico.

A Figura 2 apresenta os principais componentes de um autômato celular genérico e ilustra o processo de transição que nele ocorre. Primeiramente, é apresentado um estado inicial, que consiste na distribuição espacial de estados de células (no caso, ‘vazio’ ou ‘ocupado’), através de um espaço celular em um tempo inicial (t). Em seguida,

é apresentado o estado global para duas seqüências de tempo ( $t+1$  e  $t+2$ ). Estas seqüências são o resultado da aplicação da regra de transição no espaço celular.



**Figura 2:** Componentes e processo de transição de um autômato celular genérico (modificado de KUHN 2005).

O autômato celular analisa a vizinhança de cada célula 'vazia', e de acordo com a regra, se existirem três ou mais células 'vazias' na vizinhança, a célula central é convertida de

'vazia' para 'ocupada', do contrário, ela permanece 'vazia'. Uma simulação é finalizada quando todas as células são analisadas e as conversões apropriadas são atingidas. Então, um novo estado global torna-se a base para a próxima simulação (LEÃO 2002 *apud* KUHN 2005).

São diversas as áreas de aplicações de modelos integrados SIG-AC para Planejamento Territorial e Ambiental. Alguns exemplos incluem o estudo e simulação de incêndios florestais (CLARKE et al. 1994), conservação de áreas agrícolas (LI & YEH 2000), expansão urbana (CLARKE & GAYDOS 1998), impactos geográficos de mudanças climáticas (WHITE & ENGELEN 1997; ENGELEN et al. 1997), desflorestamento por expansão agrícola (SOEPBOER 2001) e mudanças de uso do solo urbano (ALMEIDA et al. 2003).

Para se modelar os dados de mudança do uso do solo, são utilizados os conceitos de modelos distribucionais estocásticos baseados nos conceitos das cadeias de Markov, cuja formulação matemática baseia-se na matriz de transição. O processo de Markov modela a mudança do uso do solo de maneira multi-direcional, considerando que partes de solo podem, na teoria, mudar de uma categoria de uso para outra, em um intervalo de tempo qualquer, através da representação matemática matricial.

## **5 METODOLOGIA**

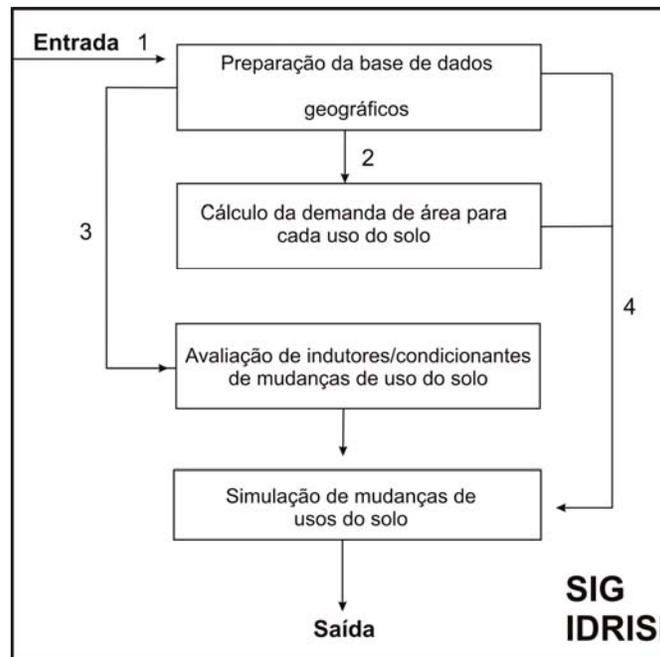
A Figura 3 apresenta a estrutura esquemática e simplificada da metodologia desenvolvida e aplicada neste estudo. Ela combina quatro componentes principais:

(i) um módulo de preparação da base de dados geográficos do sistema. Esses dados dizem respeito aos mapas de uso do solo, assim como os mapas dos condicionantes das mudanças de uso do solo (topografia, distanciamento de recursos hídricos, entre outros). Diversas operações de geoprocessamento são utilizadas neste módulo, tais como operações de distância, reclassificação de atributos, interpolação espacial de dados, álgebra de mapas, georreferenciamento, etc.

(ii) um módulo de cálculo da demanda de transformação de usos do solo. Esse módulo utiliza o método de cadeias de Markov para extrapolar demandas de área para usos do solo com base na análise de transformações passadas entre usos do mesmo.

(iii) um módulo de análise dos condicionantes das mudanças de uso do solo na área de estudo. Este módulo utiliza o método de regressão logística para definir quais fatores influenciam a mudança de uso do solo e em que medida. Após implementação e validação da simulação, mapas de probabilidade de transição são produzidos por este módulo.

(iv) um módulo de alocação de usos do solo ao longo do tempo. Este módulo tem como base um autômato celular. Ele avalia em escala local de vizinhança as probabilidades de transição para os diferentes usos do solo, suas demandas de área, assim como restrições físicas ou institucionais, e faz a alocação dos usos. Produz mapas de usos do solo.



**Figura 3:** Estrutura da metodologia de análise das transformações de uso do solo em região de interesse ambiental (modificada de KUHN, 2005).

## **5.1 Preparação da Base de Dados**

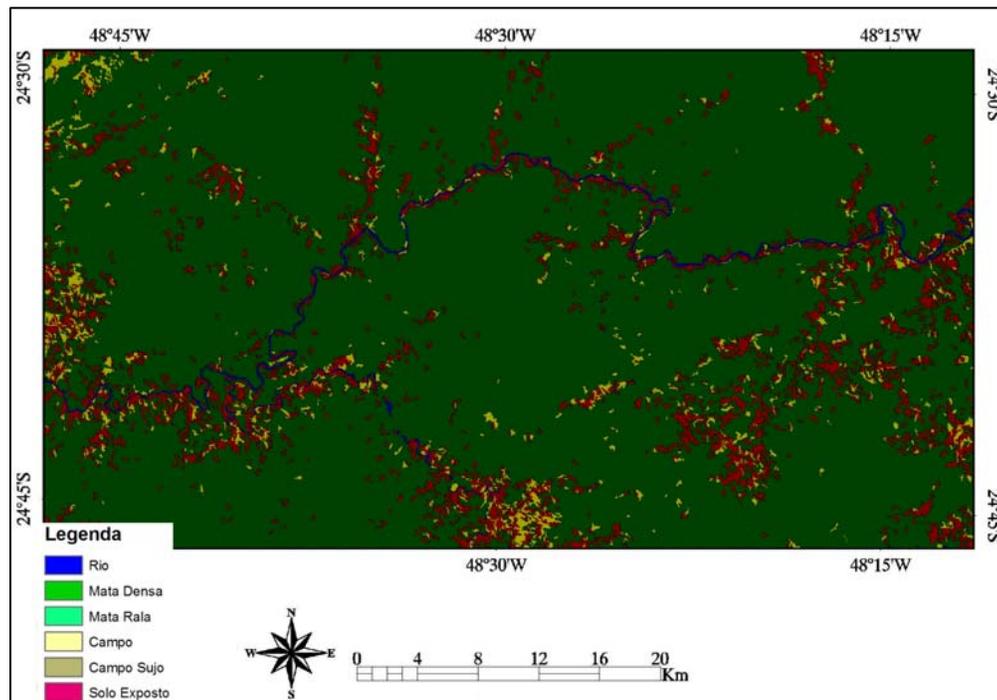
### **5.1.1 Mapas de Uso do Solo**

Mapas de uso do solo para diferentes datas são necessários neste trabalho. Com base nas transições de usos do solo do passado serão avaliadas as tendências e extensões de mudanças para o presente e futuro, assim como seus indutores e/ou condicionantes.

Duas formas de caracterização de padrões espaciais de distribuição de usos do solo utilizando técnicas de Geoprocessamento são comumente utilizadas. A primeira é a classificação de imagens de satélite; a segunda é a digitalização de mapas temáticos analógicos de classes de usos do solo.

Mapas de uso do solo foram obtidos no presente estudo através da classificação supervisionada de imagens (bandas 1,2,3,4,5 e 7) do sensor TM (*Thematic Mapper*), do satélite LANDSAT - 5 (órbita 220, ponto 077), obtidas em 09/09/1990.

A primeira fase do processo de classificação consistiu na identificação de zonas na imagem características de usos de solo representativos. Essas zonas, chamadas de zonas de treinamento, foram utilizadas para a identificação do comportamento espectral de cada uso do solo. Como resultado dessa etapa, através do classificador Maxver, foi produzido o mapa de uso do solo (Fig. 4) da área de estudo para o ano de 1990, contendo 6 classes (mata densa, mata rala, campo, campo sujo, solo exposto, rio).



**Figura 4:** Mapa de uso do solo resultante do processo de classificação de imagens de satélite para o ano de 1990.

## 5.2 Cálculo da Demanda de Área para Uso do Solo

O método utilizado para estimar as tendências de extensão das mudanças de uso do solo foi o método de cadeias de Markov. As principais vantagens deste método são a simplicidade operacional matemática do modelo junto à facilidade com que podem ser aplicados a dados provenientes de Sensoriamento Remoto e implementadas em Sistemas de Informações Geográficas. Suas limitações residem na falta de explicação dos fenômenos e na carência de espacialização de suas projeções (CÂMARA 2003). Porém, a associação feita neste estudo do método de Markov com o método de regressão logística (como meio de análise dos fatores indutores /condicionantes das mudanças) e um modelo de autômatos celulares (como meio para alocação das mudanças de usos do solo), supera parcialmente as limitações citadas.

A análise de cadeias de Markov é um processo no qual o estado futuro do sistema é modelado puramente com base no estado imediatamente precedente. No caso de mudanças de uso do solo, a análise de cadeias de Markov descreve mudanças de uso do solo de um período para o outro e usa isto como base para projetar mudanças futuras. Isto é obtido pelo método através do desenvolvimento de uma matriz de probabilidades de transição do tempo 0 para o tempo 1, que é a base para a projeção de um tempo posterior. A matriz de probabilidades de transição registra a probabilidade que cada categoria de uso do solo tem de mudar para cada uma das demais categorias de uso do solo. Essa matriz é resultado da tabulação cruzada dos mapas de usos do solo, ajustada a uma margem de erro. Então:

$$\Pi_{t+1} = P_n \cdot \Pi_t$$

sendo:

$\Pi_t$ : estado do sistema no tempo  $t$ ;

$\Pi_{t+1}$ : estado do sistema após o instante  $t+1$ ;

$P$ : os estados passíveis de acontecer, que são representados em matrizes de possibilidades de transição;

$n$ : o número de passos do modelo.

O SIG Idrisi Andes possui um módulo que implementa o método de cadeias de Markov. Este módulo usa duas imagens qualitativas de uso do solo, de diferentes datas, e produz uma matriz de probabilidade de transição, uma matriz de áreas de transição, e uma série de imagens de probabilidade condicional.

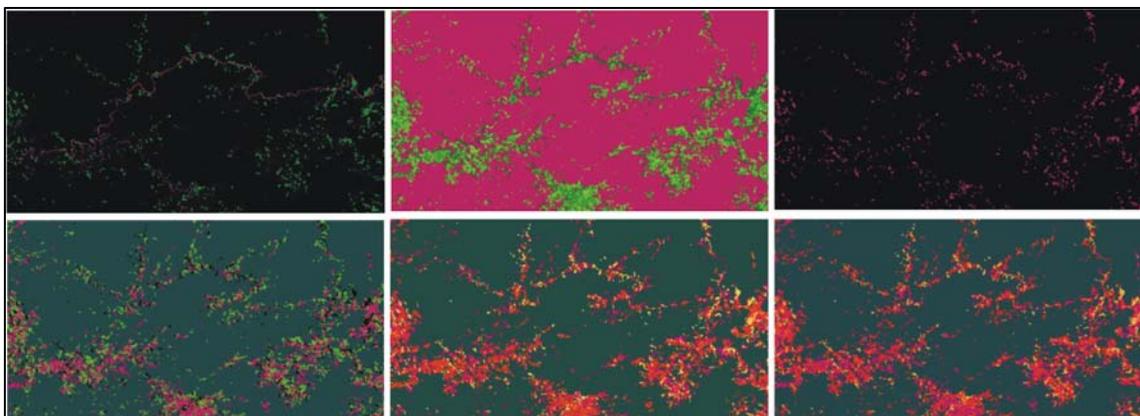
A Tabela 1 ilustra a matriz de probabilidade de transição para um sistema com seis classes, neste caso, a Classe 1 tem 77,75% de probabilidade de permanecer com sua classe atual no próximo período, assim como tem 13,03% de probabilidade de mudar para a Classe 2.

**Tabela 1:** Matriz de probabilidade de transição de Markov para a área de estudo, considerando um sistema com seis classes.

Classes	Probabilidade de Transição (%)					
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6
<b>Classe 1</b> (rio)	77,75	13,03	0	1,71	4,84	2,67
<b>Classe 2</b> (mata densa)	0,12	89,69	0	1,64	4,65	3,91
<b>Classe 3</b> (mata rala)	0,02	75,38	0	8,57	6,25	9,78
<b>Classe 4</b> (campo)	20	20	20	0	20	20
<b>Classe 5</b> (campo sujo)	0,76	33,06	0	4,37	35,01	26,81
<b>Classe 6</b> (solo exposto)	0,6	26,63	0	12,72	27,92	32,13

A matriz de áreas de transição, por sua vez, indica o número de células de cada uso do solo que são esperados que mudem para cada um dos outros tipos de uso do solo, após um determinado período de tempo. Essa matriz é obtida multiplicando-se cada coluna da matriz de probabilidades de transição pelo número de células correspondente aos usos do solo na imagem mais recente.

As imagens de probabilidade condicional (Figura 5), uma para cada classe, expressam a probabilidade de cada uso do solo ser encontrado em uma determinada célula no próximo período, como projeção do mapa de uso do solo mais recente.



**Figura 5:** Imagens da probabilidade condicional nas seis classes.

### ***5.3 Avaliação de Indutores/Condicionantes de Mudanças de Uso do Solo***

A análise estatística por regressão logística foi usada neste estudo para revelar e quantificar as relações entre as localizações de usos do solo (variáveis dependentes) e uma série de fatores explanatórios (variáveis independentes). Esta série de fatores é selecionada com base no conhecimento do autor dos fatores potencialmente causadores das mudanças de uso do solo na área em estudo.

### ***5.4 Regressão Logística***

Todo processo estatístico de regressão busca a identificação de uma função matemática que relaciona diversas variáveis independentes para estimar o valor de uma variável dependente. Diferentes funções de regressão podem ser utilizadas.

O método de Regressão Logística é utilizado neste estudo para avaliar quais os fatores e em que extensão afetam a localização de usos do solo na região de análise. Esse método estatístico de regressão é adequado quando a variável dependente que está sendo analisada é do tipo dicotômica, ou seja, recebe valor binário 0 ou 1. Este é o caso de transições de uso do solo, quando um uso possui duas alternativas no momento da transição: permanecer com seu uso atual ou transformar-se em outro uso (GARSON 2002).

A equação abaixo ilustra a função de regressão logística para uma situação com três variáveis independentes:

$$\text{Logit}(p) = \frac{\ln}{1 - P_i} P_i = \delta + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3$$

onde:

$P_i$  é a probabilidade de ocorrência de uma célula de um tipo de uso do solo em uma locação  $i$ ;

$X_n$  são os fatores locacionais;

$\delta$  é o coeficiente de intercessão do eixo estimado através da regressão logística;

$\beta$  são os coeficientes para cada fator locacional  $X$ , estimados através da regressão logística.

A análise de regressão logística é desenvolvida para cada uso do solo em separado. Inicialmente identificam-se as áreas cobertas pelo uso do solo específico em análise. Posteriormente, é selecionado o conjunto de fatores indutores/condicionantes potenciais para este uso. O SIG Idrisi Andes também possui um módulo que desenvolve a regressão logística. Neste módulo, são analisadas estatisticamente as características locacionais das células ocupadas por um determinado uso do solo descritas pelos mapas de fatores locacionais.

Este processo produz dois resultados: (i) a equação de regressão que descreve a relação matemática entre as variáveis dependentes e independentes consideradas para cada uso do solo; (ii) um mapa para cada uso do solo descrevendo a probabilidade de transição de cada célula deste uso, considerando as características locacionais locais. Esses mapas de probabilidade de transição, baseados estatisticamente nas características de diversos fatores locacionais, serão utilizados como dados de entrada no módulo de simulação de mudanças de usos do solo.

### **5.5 Simulação de Mudanças de Uso do Solo**

O presente estudo desenvolve a simulação de mudanças de uso do solo com as seguintes intenções: (i) baseado em dados do passado, o presente é simulado e

comparado com dados reais. Este procedimento tem o objetivo de calibração da análise dos fatores indutores/condicionantes do processo de mudanças de uso do solo na região de estudo; (ii) para produzir cenários de mudanças de uso do solo que teriam ocorrido no presente, caso diferentes políticas conservacionistas houvessem sido aplicadas no passado.

O SIG Idrisi Andes possui um módulo que implementa um modelo de alocação espacial baseado em autômato celular. Este módulo é utilizado neste estudo para produzir simulações de mudanças de uso do solo e requer os seguintes dados de entrada:

(i) um mapa de usos do solo de uma data específica, a partir do qual as mudanças de uso do solo simuladas ocorrerão.

(ii) uma matriz de áreas de transição para os usos do solo do estudo. Essa matriz descreve a 'quantidade' de transformação para cada uso do solo no período de simulação. Esta matriz pode ser obtida através de diferentes métodos. No presente estudo, ela foi produzida por análise de cadeias de Markov.

(iii) mapas que caracterizam o potencial, probabilidade ou adequação locacional para os usos do solo. Esses mapas indicam as condições empíricas ou ideais de onde ocorrerão as transformações de uso do solo. Neste estudo são utilizados os mapas de potencial de conversão de uso do solo resultantes do processo de regressão logística para cada tipo de uso. Esses mapas indicam, com base em informações de realidade, as localizações mais prováveis de mudança de uso do solo conforme os padrões ocorridos no passado.

Após a inserção dos dados, inicia-se um procedimento iterativo de simulação de usos do solo até chegar à alocação total das áreas prevista na matriz de áreas de transição. O número de iterações é proporcional ao número de anos da simulação (por exemplo, 10 iterações para a alocação de mudanças de uso do solo em um período de 10 anos). A lógica utilizada neste processo é a seguinte:

(i) dentro de uma iteração, cada classe de uso do solo irá perder alguma área para uma ou mais das outras classes, e poderá ganhar também áreas das outras classes.

(ii) cada célula é avaliada quanto ao seu potencial de transição para todos os usos do solo. O potencial de conversão para todos os usos do solo na vizinhança de uma célula (janela 5x5) também é avaliado. Se a vizinhança de uma célula com alto potencial para conversão para um uso tem potencial baixo para esta conversão, o potencial da célula central será diminuído proporcionalmente. Este procedimento funciona como um filtro, reduzindo a probabilidade de conversões de usos do solo isolados e favorecendo uma razoável contigüidade espacial dos usos.

(iii) visto que poderá existir competição por localizações entre os usos do solo, este processo de alocação utiliza um procedimento de alocação multi-objetivos. Neste caso, conflitos são solucionados buscando-se a alocação de toda a demanda de cada uso do solo e uma solução locacional comprometida que encontre as melhores localizações possíveis para cada uso do solo.

O resultado deste processo é um mapa indicando a distribuição de usos do solo para um período do tempo determinado pelo usuário, com base na: (i) demanda de transformação estimada pela cadeia de Markov; (ii) as potencialidades locacionais de transformação segundo a análise estatística por regressão logística; (iii) uma avaliação de contexto local (potencial de conversão de uso do solo na vizinhança das células).

## **6 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

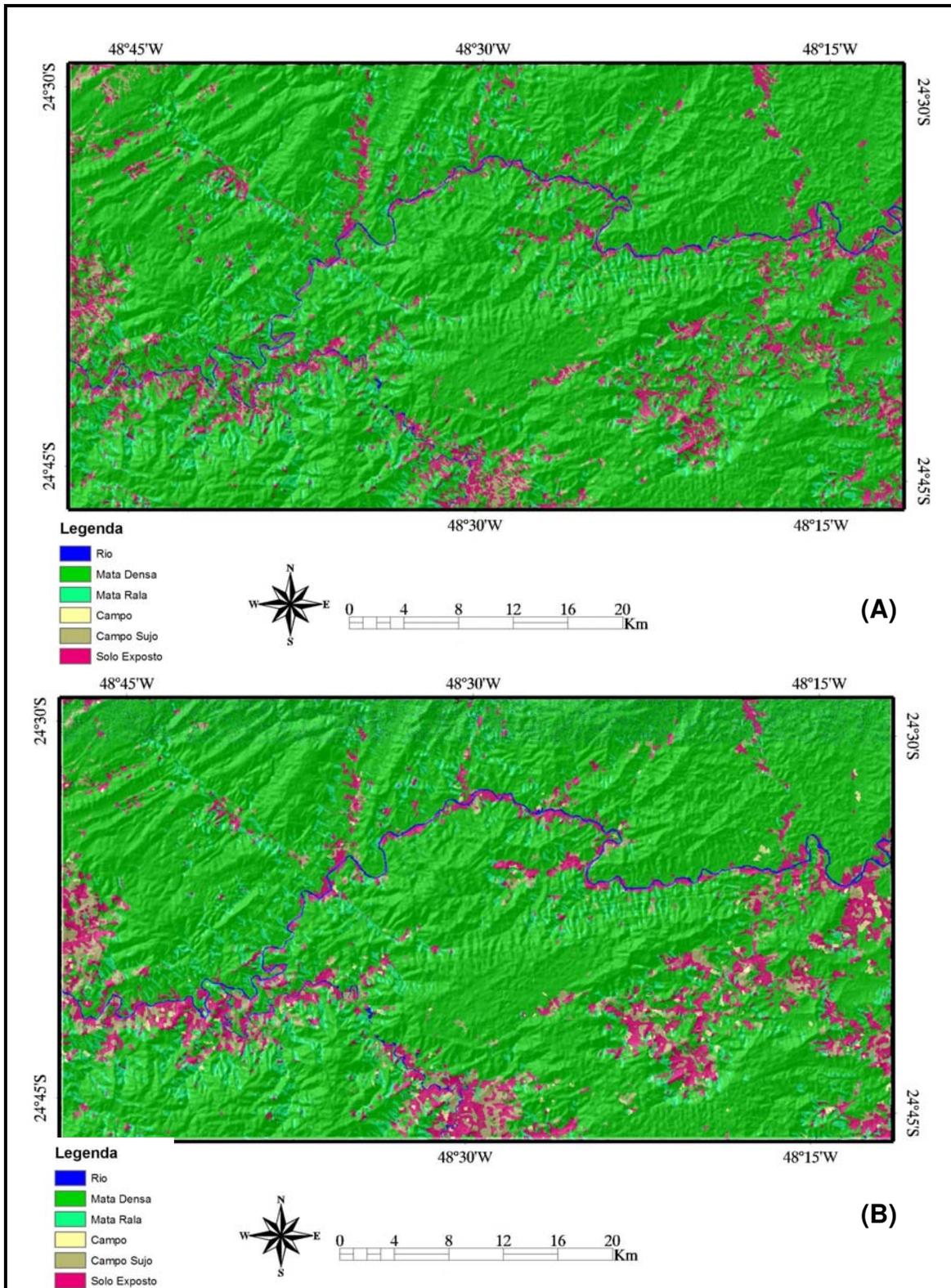
Com base nos mapas de potencial locacional para cada uso do solo, produzidos por regressão logística, e nas demandas de mudança de uso do solo, estimadas por cadeias de Markov, esta etapa de aplicação da metodologia simula a distribuição espacial dos usos do solo na área de estudo para períodos de 10, 15 e 20 anos, por meio de um modelo de autômatos celulares.

As Figuras 6 e 7 mostram a evolução das mudanças de uso do solo na área de estudo. Considerando o ano de 1990 como base do trabalho, pode-se observar que nessa época já existe um processo de degradação do uso do solo, provavelmente por falta de práticas conservacionistas. Como a região tem padrões de subdesenvolvimento, pode-se

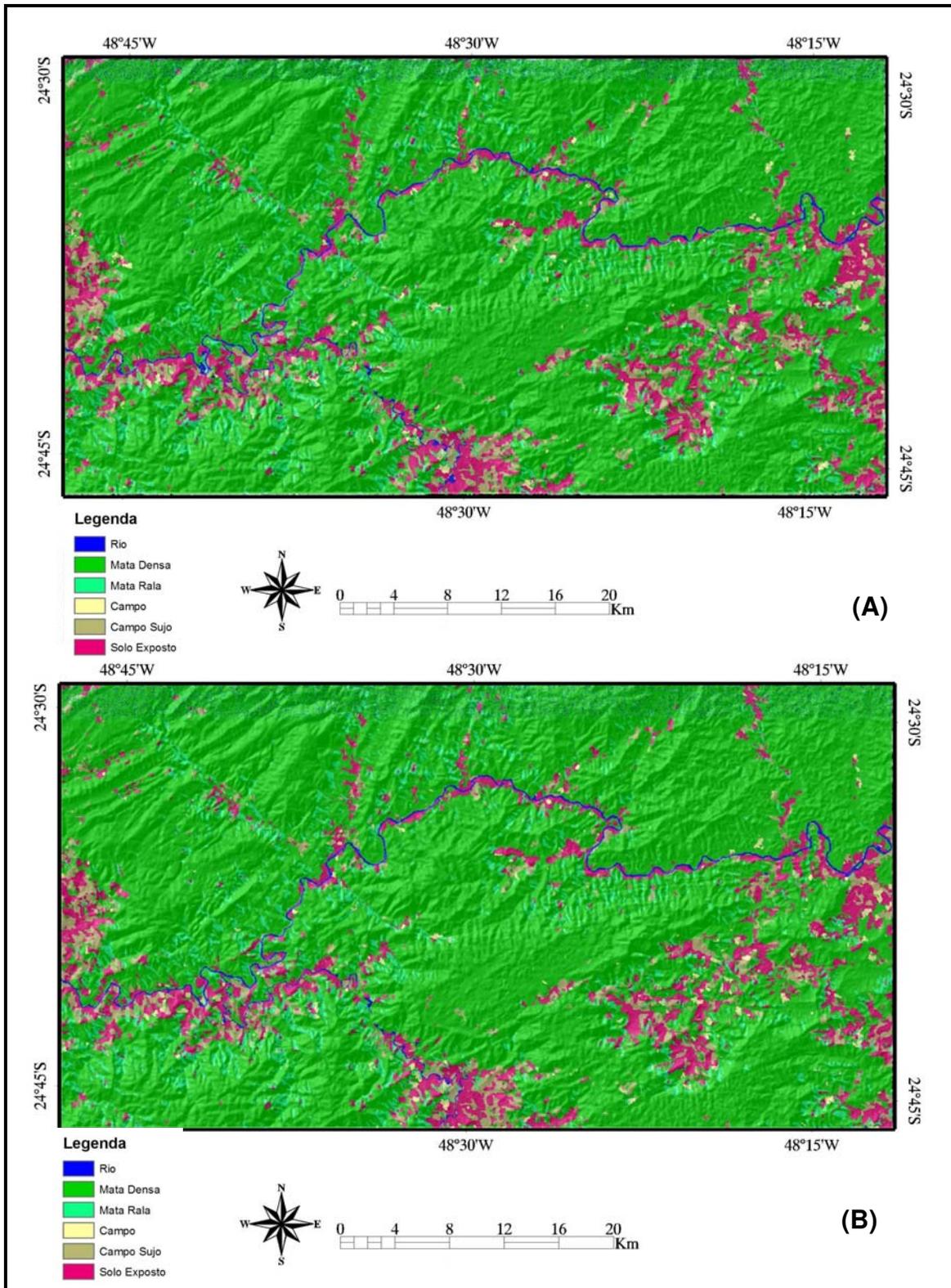
observar, ao longo do curso do rio Ribeira de Iguape, áreas de solo exposto que são mais suscetíveis a erosão, que carrega sedimentos para o rio.

Simulando um cenário de 10 anos (ano 2000), com os mesmos usos, observa-se que a área de solo exposto aumenta e a floresta nativa (Mata Atlântica) perde espaço para vegetação do tipo campo (Figura 6).

Seguindo os processos de simulação de cenários, agora para um período de 15 anos (ano 2005), nota-se que continua o aparecimento de solos sem cobertura vegetal, tem-se mais áreas cobertas por campo e a floresta nativa perde espaço considerável na paisagem (Figura 7).

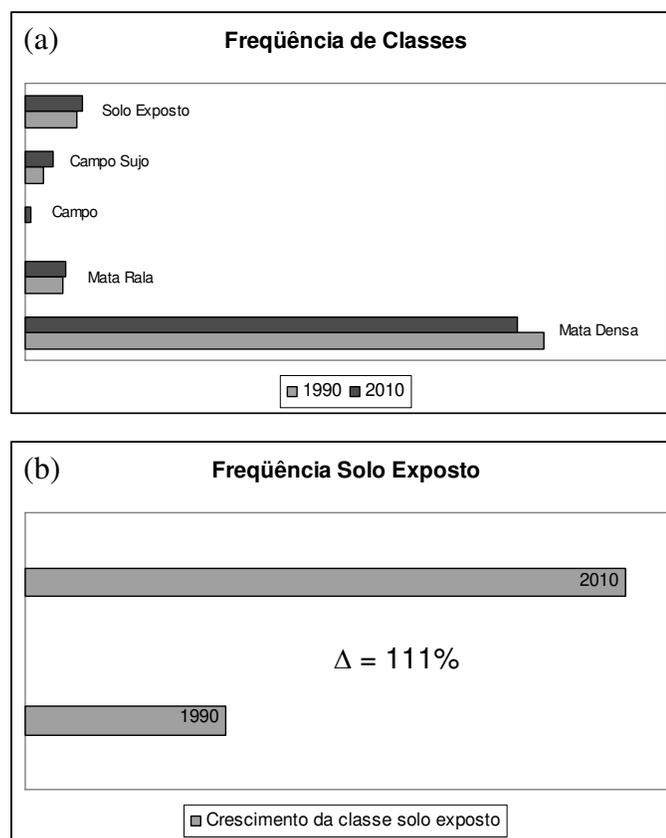


**Figura 6:** (A) Mapa base utilizado para o processo de simulação por autômatos celulares, considerando a situação de elementos da paisagem no ano de 1990. (B) Mapa resultante do processo de simulação para um período de 10 anos (2000).



**Figura 7:** (A) Mapa gerado pelo processo de simulação por autômatos celulares para uma simulação de 15 anos (ano 2005). (B) Mapa resultante do processo de simulação para um período de 20 anos (ano 2010).

Para o processo de simulação de um cenário de uso do solo para 20 anos (ano 2010) (Figura 7B), observa-se que o aumento da área de solo exposto é significativa, o que deverá acarretar na erosão dos sedimentos para dentro do curso do rio. Pode-se observar que a mata nativa teve sua área original diminuída e que a classe campo aumentou. Para avaliar estes resultados, dois gráficos foram produzidos com as classes e a freqüência de cada uma para o período inicial (1990) e para o período final (2010) de análise (Figura 8a), com destaque para a evolução da classe solo exposto (Figura 8b). Constata-se que a área com floresta nativa diminuiu ao longo do tempo, ao passo que todas as outras classes aumentaram significativamente.



**Figura 8:** Gráficos representativos das mudanças de uso do solo para os períodos de 1990 a 2010 (a), com destaque para o crescimento previsto para a classe solo exposto, para o mesmo período (b). A freqüência de *pixels* relacionados a cada classe foi o elemento utilizado na análise.

A quantificação da classe de solo exposto (Tabela 2) é relevante, pois a falta aparente de solo pode ser indicativa de vegetação rala ou desprovimento total, que em eventos de chuva poderá ocasionar a erosão e transporte de sedimentos para as drenagens.

**Tabela 2:** Quantificação da classe solo exposto nos processos de simulação de uso do solo temporal.

Quantificação da classe solo exposto	
Ano	Área
1990	182 km <sup>2</sup>
2000	283 km <sup>2</sup>
2005	297 km <sup>2</sup>
2010	309 km <sup>2</sup>

Com o objetivo de avaliar os resultados da modelagem realizada por autômatos celulares e medir a eficácia do método usado, foi utilizada uma matriz de confusão ou de erros (Tabela 3). Esta matriz é composta pela quantidade de *pixels* que foram incluídos erroneamente em uma classe. Este tipo de erro é denominado erro de comissão ou inclusão. Esta matriz também apresenta os *pixels* que foram excluídos erroneamente de uma classe, ou seja, *pixels* que deveriam pertencer a uma determinada classe, mas foram classificados em outra. Esse erro é conhecido como erro de omissão.

**Tabela 3:** Matriz de erros obtida pela comparação entre o mapa de entrada do modelo (1990) e o mapa resultante do processo de simulação (2010), acompanhado do Índice *Kappa*.

	Rio	Mata Densa	Mata Rala	Campo	Campo Sujo	Solo Exposto	Erro Comissão
Rio	22388	8210	924	167	128	811	0.3138
Mata Densa	8779	1882546	11515	3071	2759	3322	0.0154
Mata Rala	1017	11070	144553	15	102	345	0.0799
Campo	3	3883	7	6651	862	7625	0.6496
Campo Sujo	90	2546	136	1795	98156	6431	0.1008
Solo Exposto	615	1968	284	8436	7094	204336	0.0826
Erro Omissão	0.3139	0.0145	0.0817	0.6697	0.1003	0.0832	0.0383

90% Intervalo de Confiança = +/- 0.0002 (0.0381 - 0.0385)

95% Intervalo de Confiança = +/- 0.0002 (0.0381 - 0.0386)

99% Intervalo de Confiança = +/- 0.0003 (0.0380 - 0.0386)

Índice Kappa (k): 0,90

A matriz resultante indica a acurácia do método utilizado na modelagem e o quanto as classes se confundem entre si. Neste caso, as classes rio, campo e campo sujo são as que possuem maiores valores de erros, tanto de comissão como de omissão.

Um subproduto da matriz de erros que auxilia na avaliação do processo de modelagem é o índice *kappa* (*k*). Este índice estatístico inclui todos os *pixels* da imagem, os classificados corretamente ou aqueles classificados erroneamente, sendo que o valor máximo é igual a 1 (um). O índice *Kappa* obtido com a análise dos mapas desse estudo foi de 0,90. Esse índice, quando contraposto a valores genéricos de *Kappa* classificados qualitativamente (Landis e Koch 1977), indica que o grau de concordância encontrado situa-se no intervalo “excelente”, ou seja, que o modelo gerado é bastante confiável.

**Tabela 4:** Classificação qualitativa do índice *Kappa*.

<b>Índice Kappa</b>	<b>Grau de Concordância</b>
< 0,00	Péssimo
0,00 – 0,20	Ruim
0,21 – 0,40	Razoável
0,41 – 0,60	Bom
0,61 – 0,80	Muito Bom
0,81 – 1,00	Excelente

Fonte: Landis e Koch (1977)

## 7 CONCLUSÕES

É importante ressaltar o avanço produzido pela incorporação da representação espacial nos modelos de mudanças de uso do solo, assim como pela evolução de modelos estáticos em dinâmicos. Modelos dinâmicos espaciais, dos quais os autômatos celulares constituem um dos melhores representantes, são meios promissores para se

tornar as saídas de simulações de mudanças de uso do solo comunicáveis e transparentes aos planejadores e tomadores de decisão.

Através da análise espacial e temporal observou-se o aumento da área de solo exposto e de outras classes afins e, conseqüentemente, a diminuição da área de floresta na área de estudo. Para validação do modelo, foram utilizados métodos estatísticos que confirmaram o grau de concordância como excelente, ou seja, o modelo pode ser considerado válido.

No processo de simulação de uso do solo, utilizando autômatos celulares, pode-se observar que a classe solo exposto poderá ter um crescimento de até 127 km<sup>2</sup>, o que corresponde a um aumento de 111% em 20 anos (1990-2010). Esta modelagem também permitiu caracterizar a evolução de outras classes. Para a mata densa prevê-se uma diminuição de 87% da área de floresta nativa no mesmo período; a mata rala, campo e campo sujo deverão ter seus domínios incrementados em 27%, 5% e 51%, respectivamente.

Com base nesses resultados é evidente a necessidade imediata de implantação de políticas de conservação ambiental, com o uso de práticas conservacionistas e reflorestamento das áreas apontadas como sob risco, visando à diminuição do previsto para aumento de solos expostos e outros tipos de uso capazes de acelerar os processos erosivos na região.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, A. P. D., 2003. Modelagem de mudanças de uso e cobertura do solo na Amazônia: Questões Gerais (Capítulo 4). In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto: Introdução à Modelagem Dinâmica Espacial.

ALMEIDA, C. M.; MONTEIRO, A. M. V.; CÂMARA, G. SOARES-FILHO, B. S.; CERQUEIRA, G. C.; ARAÚJO, W. L. E PANTUZZO, A. D., 2003. Simulating urban land use change through CA-based modelling and logistic regression. *Anais... XI SBRS*, Belo Horizonte, Brasil, p. 1687 – 1994.

BATTY, M., 1976. Urban modelling: algorithms, calibrations, predictions. Cambridge:Cambridge University Press. 381 p.

BRIASSOULIS, H., 2000. Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches. Lesvos, Greece. Tese (Doutorado em Geografia) - University of Aegean.

BURROUGH, P., 1998. Dynamic Modelling And Geocomputation. Geocomputation: A Primer. P. Longley, M. Batty and R. McDonnel. London, John Wiley & Sons.

CÂMARA, A., 1999. Autômatos Celulares. Análise de sistemas e simulação em ambiente – notas de aula.

CÂMARA, G., MONTEIRO, A. M. V., 2003. Introdução à Modelagem Dinâmica Espacial. São José dos Campos.

CHADWICK, G. F., 1973. Uma vision sistematica del planeamiento. Barcelona: Editorial Gustavo Gili. 283p.

CLARKE, K., BRASS, J. A. and RIGGAN, P. J., 1994. A cellular automaton model of wildfire propagation and extinction. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Vol. 60 (11), p.1355–1367.

CLARKE, K.; GAYDOS, L., 1998. Loose-coupling a cellular automaton model and GIS: long-term urban growth prediction for San Francisco and Washington/Baltimore. **International Journal of Geographical Information Science**, vol 12 (7), p.699–714.

COUCLELIS, H., 1997. From Cellular Automata to Urban Models: New Principles for Model Development and Implementation. **Environment and Planning B: Planning and Design**, 24: 165-174. London.

ENGELEN, G.; WHITE, R.; ULJEE, I., 1997. Integrating constrained cellular automata models, GIS and decision support tools for urban planning and policy-making (Chapter 8). In: Harry Timmermans (Ed). *Decision Support Systems in Urban Planning*. London, UK : E & FN Spon.

FAO/IIASA, 1993. Agro-ecological assessments for national planning: the example of Kenya. Rome: FAO. (FAO Soils Bul, n. 67).

GARDNER, M., 1970. The fantastic combinations of John Conway's new solitaire game 'Life'. **Scientific American**, v. 223, p. 120-123.

GARSON, G.B., 2002. Statenotes: An online textbook.

HOOVER, E. M. & GIARRATANI, F., 1984. *An introduction to regional economics*. New York: Alfred K.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA), 1998. *Diagnóstico Socioambiental do Vale do Ribeira: Documento Síntese*. São Paulo.

JONES, A. & CLARK, J., 1997. Driving forces behind European land use change: an overview. *In*: The user needs for more harmonized land use information at the national and EU level. **Report on the CLAUDE** (Coordinating Land Use and Cover Data Analyses in Europe) **Workshop**. Wageningen: CLAUDE, Concerted Action, EC. v. DGXII, p. 24-31.

KUHN, C., 2005. Uma análise sistêmica das transformações de uso do solo como suporte à decisão para o planejamento de Unidades de Conservação. Estudo de caso: Parque Nacional do Superagui – PR. Dissertação de Mestrado. UFRGS, Porto Alegre. 163p.

LAMBIN, E. F., 1994. Modeling Deforestation Processes - A Review, Trees series B: Research Report . European Commission, Luxembourg.

LANDIS J.; KOCH G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Washington, DC, v. 33, n.159-74.

LI, X. & YEH, A. G-O., 2000. Modelling sustainable urban development by integration of constrained cellular automata and GIS. **International Journal of Geographical Information Science**, Vol. 14, p. 131–152.

NOVAES, A. G., 1981. Modelos em planejamento urbano, regional e de transportes. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 290 p.

SOEPBOER, W., 2001. CLUE-S- An application for Sibuyan Island , The Philippines. Laboratory of Soil Science and Geology - Environmental Sciences. The Netherlands: Wageningen University.

TURNER, B. L. II & MEYER, B. L., 1994. Global land use and land cover change: An overview. *In*: Meyer, W. B.; Turner, B. L. II. Ed. **Changes in land use and land cover: a global perspective**. Cambridge, UK: Cambridge University Press. p: 3-10.

WAGNER, D. F., 1997. Cellular automata and geographic information system. **Environment and Planning B**. Vol 24, p.193–204.

WHITE, R.; ENGELEN, G., 1997. Cellular automata as the basis of integrated dynamic regional modelling. **Environment and Planning B**, London, vol 24, p. 235–246.

## CAPÍTULO 3

# MODELAGEM DA PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO RIBEIRA DE IGUAPE

## 1 INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas são objetos de diversos estudos ambientais. Para autores como Browner (1996), EPA (1996), Botelho et al. (1999), Guerra (1998), Cooke e Doornkamp (1990) e Morgan (1986), Wanielista et al. (1997) e Ward e Elliot (1995), podem ser definidas como sistemas que captam e despejam águas sobre canais de escoamento e que desembocam numa única saída.

Em terrenos íngremes pode ocorrer fluxo lateral sub-superficial nas bacias. No terreno, formam-se então canais por onde a água flui preferencialmente. Esses canais escoam água durante um evento de precipitação, ou imediatamente após, cessando tão logo a água infiltre no solo. Outros canais, por sua vez, permanecem constantemente escoando água, como os cursos efluentes, a menos que, por algum motivo, o nível do lençol freático venha a baixar fazendo com que o canal fique acima da zona de saturação (SOARES & RENNÓ 2003).

O processo de infiltração é muito complexo, mesmo quando assume-se que o solo é um meio homogêneo com conteúdo inicial de umidade uniforme. Para muitos eventos de precipitação existe um período inicial durante o qual toda a água se infiltra no solo. Durante este período, à medida que a água se infiltra, a capacidade de infiltração decresce, até tornar-se menor que a intensidade de precipitação. A partir deste momento, a água começa a acumular-se sobre a superfície do solo e o escoamento superficial pode ocorrer. Para representar adequadamente um evento em que haja escoamento superficial, deve-se prever não somente este instante, mas também, o declínio subsequente na capacidade de infiltração (MEIN & LARSON 1973).

A rugosidade superficial é uma propriedade dinâmica do solo que influencia muitos processos que ocorrem na superfície e afeta a infiltração, o armazenamento superficial, o escoamento superficial, a liberação e o transporte de partículas associadas à erosão hídrica, bem como o perfil do vento sobre a superfície do solo (POTTER 1990).

O escoamento superficial é o principal processo associado à erosão hídrica. Embora o impacto das gotas de chuva desempenhe importante papel na liberação das partículas do solo, é o escoamento da água que promove o transporte das partículas. Essas podem ser liberadas para áreas em que ocorre o escoamento concentrado. A depender da carga de sedimentos e da capacidade de transporte do escoamento pode ocorrer a liberação ou a deposição dos sedimentos (STONE et al.1996).

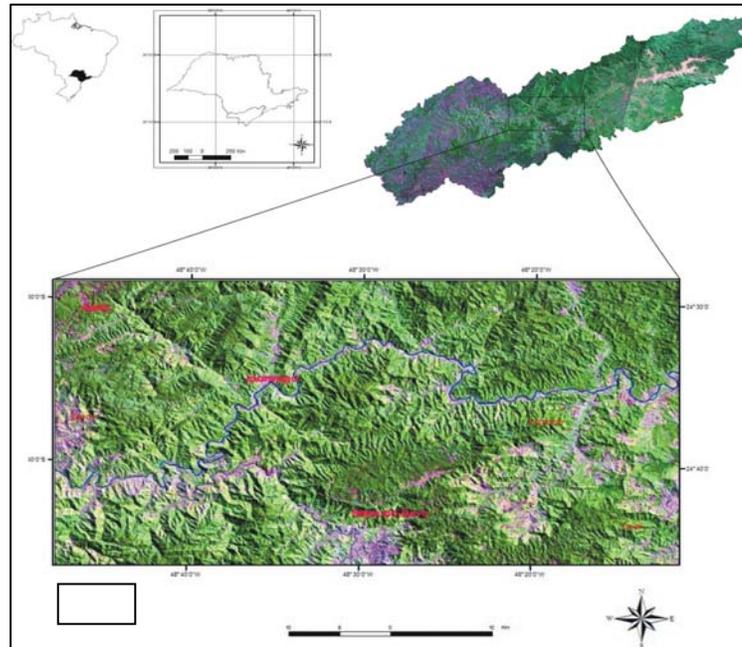
O desprendimento e arraste das partículas do solo ocorrem quando há ruptura do equilíbrio natural existente no solo, e as forças advindas de fatores climáticos, como a chuva e o vento, passam a ser suficientes para desequilibrar esse sistema. Associadas a outros fatores relativos às condições do terreno sobre o qual a chuva incide, essas forças determinam a intensidade do processo erosivo. Dentre os fatores relacionados às condições do terreno que interferem no processo erosivo, destacam-se a declividade, a capacidade de infiltração de água no solo, à distância percorrida pelo escoamento superficial, a rugosidade superficial, a resistência do solo à ação erosiva da água e a percentagem de cobertura do solo existente à época da ocorrência da chuva. A erosão hídrica, causada pelo impacto das gotas de chuva e pelo escoamento superficial, envolve os processos de extração, transporte e deposição das partículas do solo.

O objetivo deste trabalho foi estimar a produção de sedimentos na área de estudo, que está localizada no Vale do Ribeira, região sul do estado de São Paulo (Fig.1), onde existe uma anomalia natural de arsênio. Buscou-se neste estudo fazer uma relação entre as perdas de sedimentos e as áreas anômalas de arsênio, através de operações matemáticas, realizadas num Sistema de Informações Georreferenciadas (SIG). A aplicação deste procedimento pode informar sobre as características da bacia, neste caso, demonstrando se as áreas anômalas estão sofrendo maior processo erosivo. O resultado desse estudo pode ter múltiplas implicações, inclusive para o planejamento e aproveitamento dos recursos hídricos desta região.

## **2 ÁREA DE ESTUDO**

A Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape (Fig. 1), o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá e as diversas bacias hidrográficas encaixadas entre

esta e o Oceano Atlântico, genericamente denominada Vale do Ribeira, possuem uma área de 2.830.666 hectares (28.306 km<sup>2</sup>), abrangendo as regiões sul do estado de São Paulo (1.711.533 ha) e leste do estado do Paraná (1.119.133 ha), (ISA 1998).



**Figura 1:** Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e área de estudo.

Esse conjunto está compreendido, em sua totalidade, em clima sub-tropical úmido, sem estação seca. A diferença de altitude condiciona variações climáticas locais. Regiões que apresentam altitudes superiores à 1000m estão situadas no domínio climático mesotérmico brando, superúmido, com sub-seca, caracterizado por apresentar temperatura média anual em torno de 18°C (cf. classificação proposta por Nimer (1977) para as regiões sul e sudeste do Brasil).

Na geologia da área, segundo Perrotta (1996), predominam filitos carbonosos com espessas intercalações de metabásicas e metaultrabásicas, quase sempre afetadas por alteração hidrotermal dos tipos cloritização e/ou carbonatação. Sericita - quartzo filitos ocorrem como intercalações centimétricas freqüentes, ou localmente como lentes espessas. Rochas metaultrabásicas desta sequência têm assinaturas químicas de vulcanismo basanítico de regime tectônico distensivo, distinto das metabásicas das unidades adjacentes, de composições basálticas, filiação toleítica, e afinidade MORB/arco insular vulcânico. Nesta região ocorre uma anomalia natural de arsênio.

O arcabouço estrutural desta região é definido por um sistema anastomosado de zonas de cisalhamento transcorrentes de caráter dúctil a dúctil-rúptil. Zonas de cisalhamento subhorizontais, de expressão menos significativa na área, são atribuídas em parte a eventos deformais anteriores e em parte contemporâneos às transcorrências (PERROTTA 1996).

### **3 PRODUÇÃO DE SEDIMENTOS**

A erosão é um fenômeno geológico normal na modelagem da superfície terrestre, onde os agentes externos modificam e transportam o material rochoso em fase de desagregação, num processo lento, quase invisível, e de forma permanente.

Faniran & Jeje (1983) destacam que os produtos do intemperismo da rocha, especialmente aqueles resultantes da ação química favorecida por condições ambientais tropicais úmidas, consistem de: (i) uma mistura de fragmentos de rocha e minerais em todos os possíveis estágios de decomposição; (ii) substâncias orgânicas; e (iii) solução e suspensão coloidal. A interação da rocha com o ambiente superficial ocorre gradualmente, sendo que esta interação é maior próximo a superfície, diminuindo em profundidade. Há, portanto, uma progressiva mudança da superfície para o interior do perfil.

Para Kampf & Klamt (1978), a frequência de distribuição dos minerais nos solos varia com intensidade dos fatores de formação. O material de origem fornece o grupo inicial de minerais que, por sua vez, influi na mineralogia do solo como decorrência de sua suscetibilidade relativa ao intemperismo.

O processo sedimentológico em uma bacia hidrográfica é caracterizado pelas etapas de (1) produção de sedimentos, (2) transporte de sedimentos e (3) deposição de sedimentos. Localizando-se espacialmente estas etapas, têm-se as áreas de vertentes e encostas como produtoras de sedimentos, os escoamentos superficiais em encostas e rios de baixa ordem como principais transportadores de sedimentos e rios de alta ordem como locais de deposição de sedimento (SILVA & KOBAYAMA, 2004). A produção de sedimentos, ou seja, a erosão, tem sua origem no impacto das gotas de chuva sobre o solo (*splash erosion*), através do escoamento superficial em encostas

(*laminar erosion*), escoamento em canais efêmeros (*gully erosion*) e a erosão no próprio canal do rio (*fluvial erosion*).

#### **4 EROÇÃO DO SOLO**

A erosão consiste no processo de desprendimento e arraste das partículas do solo causado pela ação da água e do vento, constituindo a principal causa da degradação das terras agrícolas. Com o início da chuva, parte do volume precipitado é interceptado pela vegetação e parte atinge a superfície do solo, provocando o umedecimento dos agregados do solo e reduzindo suas forças coesivas. Com a continuidade da ação da chuva pode ocorrer a desintegração dos agregados, com conseqüente desprendimento de partículas menores. A quantidade de solo desestruturado aumenta com a intensidade da precipitação, a velocidade e o tamanho das gotas (PEREIRA 2000).

Além de ocasionar a liberação de partículas que obstruem os poros do solo, o impacto das gotas tende também a compactá-lo, ocasionando o selamento de sua superfície e, conseqüentemente, reduzindo a capacidade de infiltração da água. O empoçamento da água nas depressões da superfície do solo começa a ocorrer somente quando a intensidade de precipitação excede a velocidade de infiltração ou quando a capacidade de acumulação de água no solo for excedida. Esgotada a capacidade de retenção superficial, a água começa a escoar. Associado ao escoamento superficial ocorre o transporte de partículas do solo, as quais podem sofrer deposição quando a velocidade do escoamento superficial for reduzida.

Segundo Guerra et al. (1999), a erosão ocorre em duas fases: uma que constitui a remoção de partículas e outra que é o transporte desse material, efetuado pelos agentes erosivos. O processo de erosão que mais se observa em ambientes tropicais é a erosão hídrica, definida por Farias (1984), como o processo de desagregação e transporte das partículas do solo pela ação das chuvas.

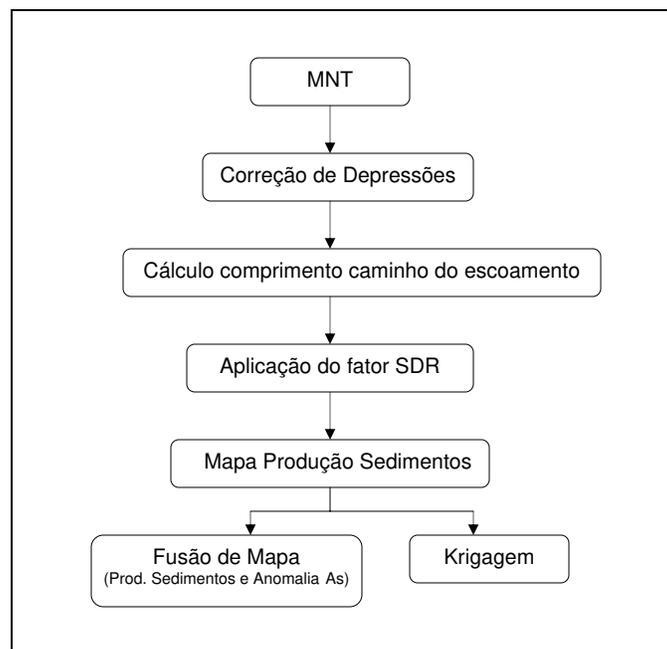
## 5 MATERIAIS

### 5.1 Dados Utilizados

Dados topográficos podem ser utilizados em numerosas aplicações e representam a base para a maioria dos estudos sobre a superfície terrestre (SOUZA FILHO 2003). Neste caso, foi usado o modelo numérico do terreno (MNT) gerado a partir de dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), com resolução espacial de 90 m, e mapas de erosão potencial. Os dados foram processados no *software* Idrisi Andes e processados com a ferramenta *GIS Analysis*.

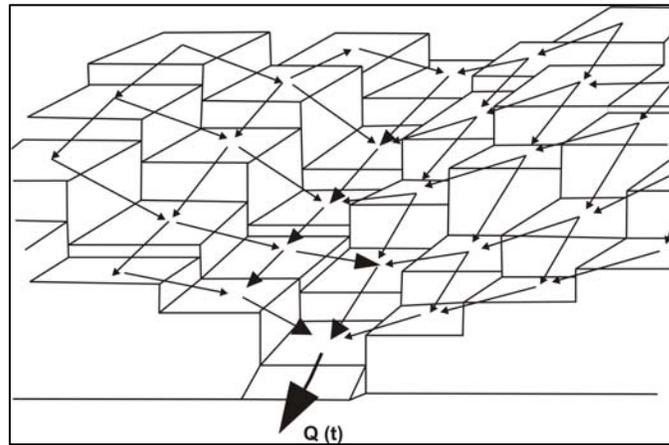
## 6 METODOLOGIA

As etapas da modelagem da produção de sedimentos estão sintetizadas na figura 2. Para realizar esta modelagem, foi utilizado como ponto de partida o modelo numérico do terreno (MNT).



**Figura 2:** Fluxograma das etapas seguidas para a modelagem da produção de sedimentos.

O início da modelagem se dá com o cálculo dos caminhos de escoamento (Fig. 3). Esse foi realizado com base nos dados do MNT, considerando-se as diferenças de elevação entre pontos vizinhos. Em cada célula da imagem, o algoritmo inicialmente considera existir uma quantidade pré-determinada de água que escoará para os vizinhos mais baixos. A quantidade de água que escoar para cada vizinho é proporcional ao seu valor de declividade. O cálculo é aplicado recursivamente a todos os vizinhos mais baixos possuindo uma quantidade de água maior do que um limiar (SILVA et al. 2002).

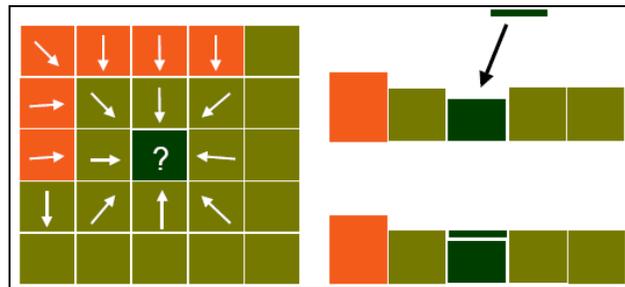


**Figura 3:** Representação esquemática de como é estabelecida a direção do escoamento (adaptado JULIEN & SAGHAFIAN 1995).

Para obter as direções de fluxo, o MNT não deve apresentar depressões. Depressões são células ou grupos de células com elevação altimétrica inferior àquela de todas as células de sua vizinhança, onde a direção de fluxo é indeterminada. Essas situações são corrigidas acrescentando-se um valor de elevação artificial a essa célula (Fig. 4). O processo de remoção de depressões e de obtenção das direções de fluxo é realizado simultaneamente e de forma interativa, sendo concluído quando o algoritmo que determina a direção de fluxo corrige as depressões em todo o MNT. Para realizar este procedimento, utilizou-se a rotina *Pit Removal* do *software* Idrisi Andes.

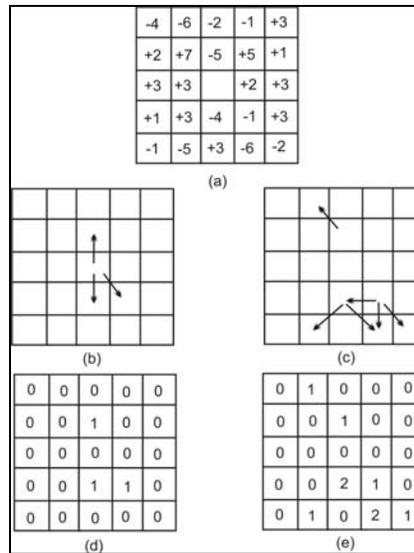
A obtenção da direção de fluxo em cada *pixel* pode ser realizada por procedimentos usuais como o descrito por Jenson e Domingue (1988). Nesse caso, o sentido do escoamento de um *pixel* para um de seus oito vizinhos é determinado com base na diferença de cota ponderada pela distância entre eles. Como resultado, a cada *pixel* é atribuído um número indicativo de uma das oito direções de fluxo possíveis. Seguindo as direções de fluxo, obtém-se a quantidade de *pixels* de montante que drenam para

cada um dos *pixels*, gerando o segundo plano de informações requerido pelo algoritmo (COLLISCHONN 2001). É importante ressaltar que alguns programas computacionais comerciais de geoprocessamento dispõem de rotinas que empregam algoritmos similares ao aqui referido e geram automaticamente tais planos de informação, como é o caso do Idrisi.



**Figura 4:** Depressão ou célula com direção de fluxo indeterminada, e o processo de correção das depressões (COLLISCHONN 2001).

Para a extração das redes de drenagem, o algoritmo mantém uma matriz com as mesmas dimensões da imagem original e, inicialmente, contendo valor zero em todas as suas posições. Cada posição está associada a uma célula da imagem. O valor de cada posição da matriz é incrementado para cada célula correspondente por onde a água é escoada. A figura 5 ilustra o funcionamento do algoritmo. A figura 5a representa uma região do MNT onde a célula sob investigação é a do centro. Os valores nas outras células representam a diferença entre seus valores de elevação e o valor de elevação da célula central. Por exemplo, o valor -4 da célula localizada no canto superior esquerdo indica que ela representa um valor de elevação com 4 unidades abaixo do valor contido na célula central. O algoritmo verifica para quais vizinhos a água escoará. Isto é ilustrado na figura 5b. A figura 5c mostra as células da matriz de acumulação que são incrementadas nesta etapa. Em seguida, o algoritmo faz recursivamente o mesmo cálculo para cada célula para onde a água escoou. Este processo é ilustrado na figura 5d. O incremento correspondente na matriz de acumulação é mostrado na figura 5e.



**Figura 5:** Matriz de acumulação da rede de drenagem: (a) oito vizinhos adjacentes; (b) modelo de elevação; (c) direção de fluxo; (d) e (e) caminhos do fluxo (SILVA et al. 2002).

O uso do módulo *Macro Modeler (Runoff)* do IDRISI permitiu o delineamento do caminho do escoamento e, com um conjunto determinado de matrizes digitais, realizarem uma simulação de precipitação aplicando-se a equação de transporte de sedimentos (*sediment transport index*, BURROUGH & MCDONNELL 1998), dada por:

$$STI = [A_s/22.13]^{0.6} * [\text{sen } \beta/0.0896]^{1.3}$$

$A_s$ : contribuição da célula ( $m^2$ )

$\beta$ : declividade

Para se obter a produção de sedimentos que aporta no corpo d'água, ou seja, o valor da erosão bruta, foi aplicado na área de estudo o fator SDR (*Sediment Delivery Ratio* – taxa de transferência, VANONI 1975). Para tanto foi utilizada a equação:

$$SDR = 0,42(A)^{-0,125}$$

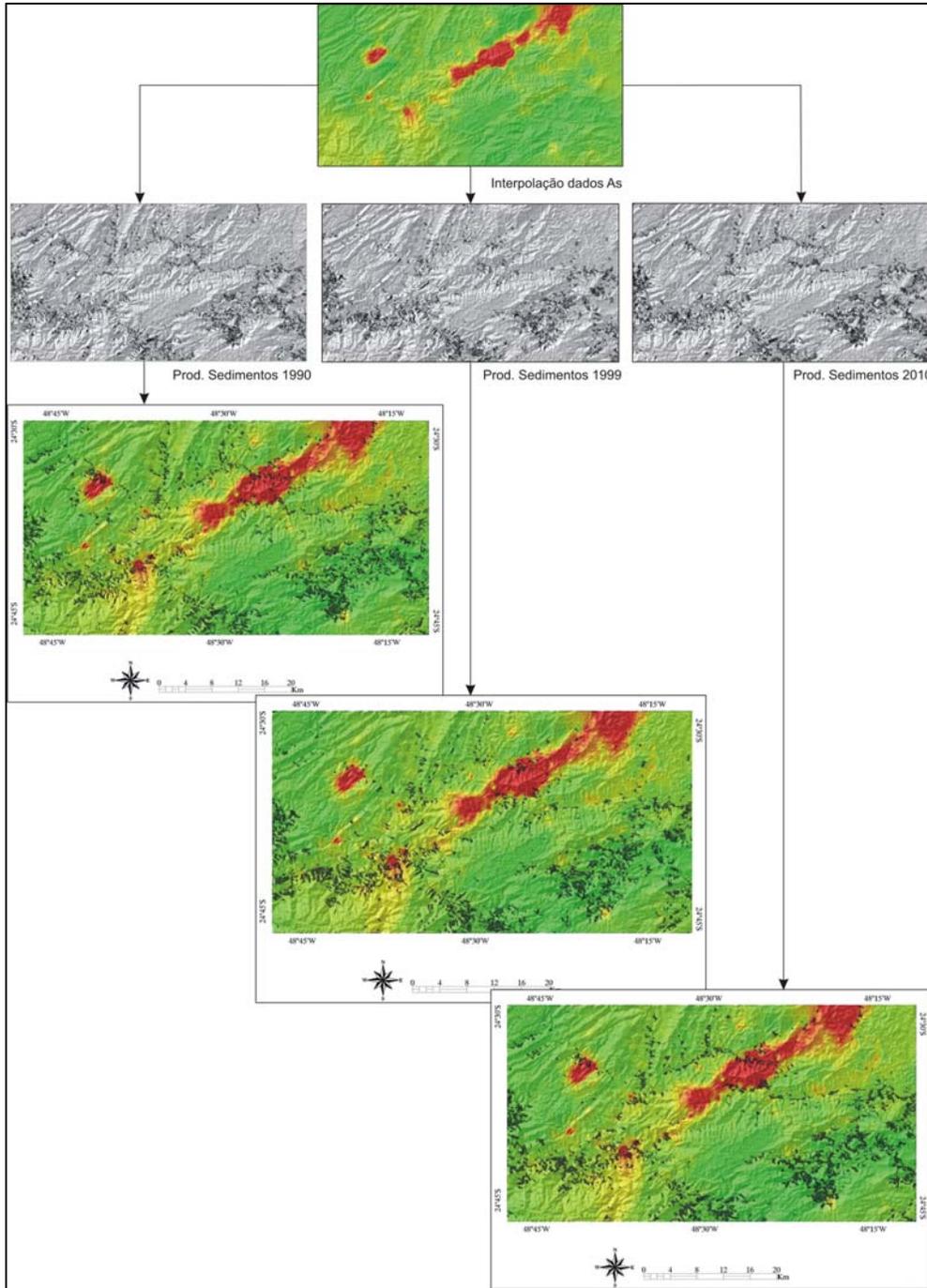
onde  $A$  = área ( $km^2$ ) e 0,42 = constante.

Cabe salientar que trata-se de uma equação empírica, que estima exclusivamente a erosão superficial e não contempla processos de erosão de fluxo ou processos de remoção maciços (BASILLE et al. 2005). O fator SDR é diferente para cada bacia, dependendo das características topográficas, densidade da drenagem e da configuração espacial de tipos e usos dos solos (LU et al. 2006).

Na área de estudo há ocorrência de uma anomalia natural de arsênio. Com o intuito de avaliar se o processo de produção de sedimentos está ocorrendo nesta região, foi feito uma fusão de mapas. Para executar este procedimento foi utilizado o mapa de perda média de sedimento (para os anos 1990, 1999 e 2010) e dados geoquímicos de sedimentos de corrente, que foram interpolados resultando num mapa de isoteores para o elemento arsênio (Fig. 6).

Com a finalidade de avaliar a variabilidade espacial da produção de sedimentos na área de estudo, foi utilizado o método geoestatístico de interpolação por krigagem. A aplicação deste método estima as características espaciais de autocorrelação de variáveis regionais e serviu para detectar as áreas onde existe uma maior produção de sedimentos.

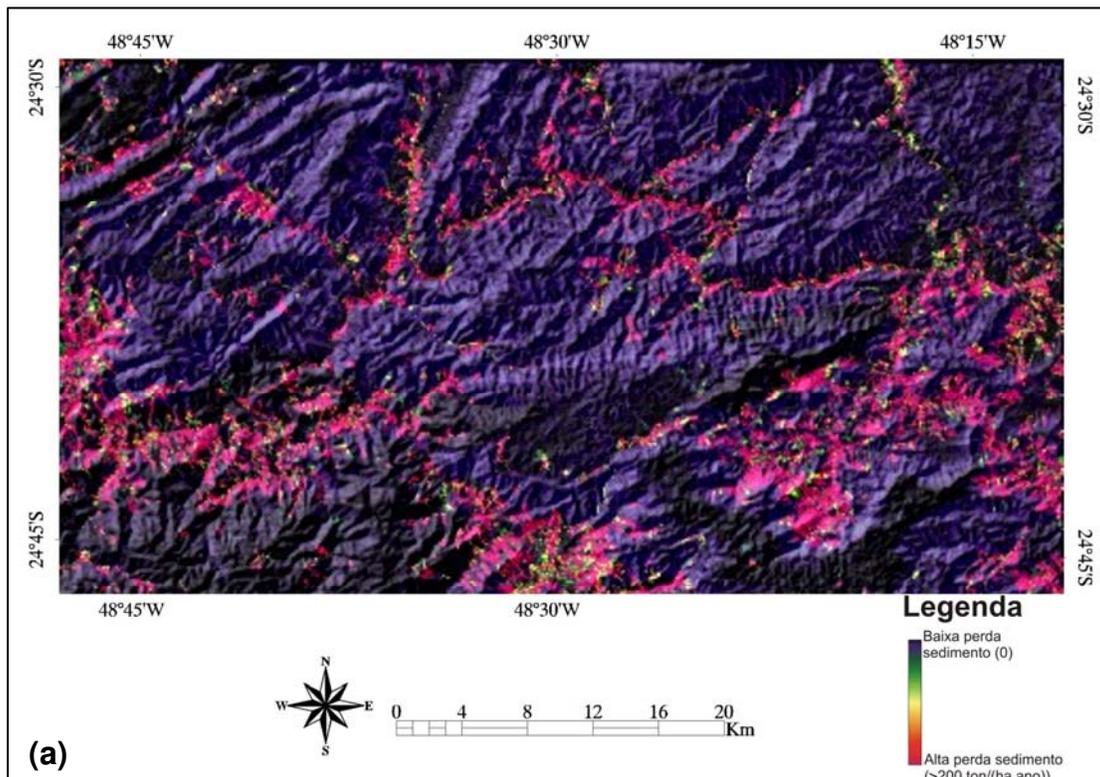
A análise geoestatística, bem como os métodos de interpolação, foi realizada no *software* ArcMap.



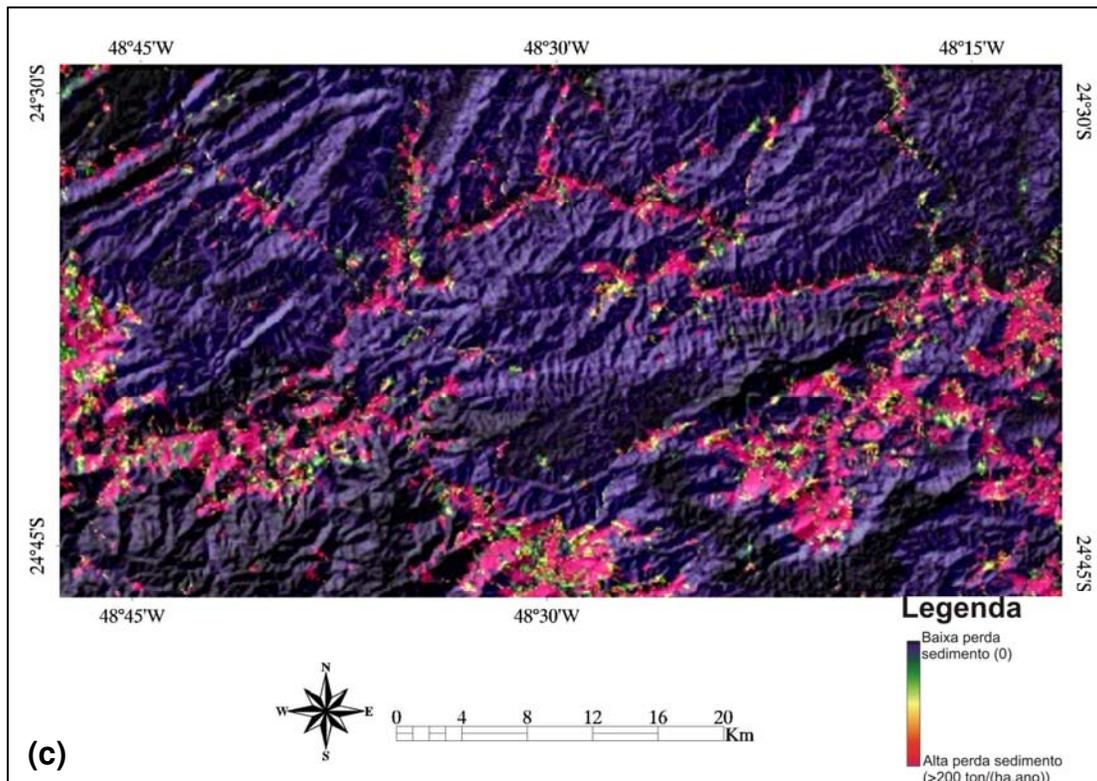
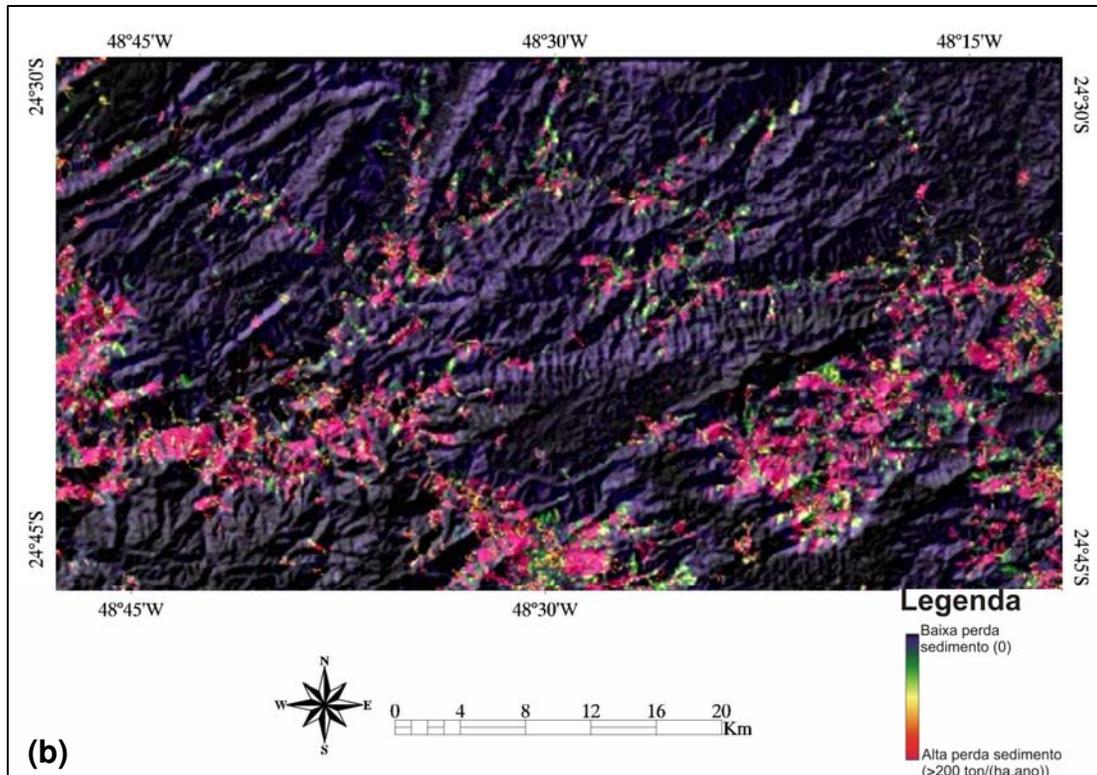
**Figura 6:** Mapa de isoteor de arsênio e mapas da perda média de sedimentos. No produto obtido pela fusão destes dois mapas, pode-se observar a relação entre as áreas com maior produção de sedimentos (verde escuro) e as zonas anômalas, contendo maiores teores de As.

## 7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Objetivando-se avaliar a evolução temporal da produção média de sedimentos na área de estudo, foi calculado considerando-se o estado da paisagem nos anos de 1990, 1999 e 2010 (Fig. 7a, b e c). Estes resultados foram transformados em mapas binários, dos quais foi possível quantificar as áreas com altas perdas de sedimentos (Tabela 1).



**Figura 7a:** Mapas de produção média de sedimentos para os anos de 1990 (a), 1999 (b) e 2010 (c). As áreas com tons rosados e azulados têm, respectivamente, as maiores e menores perdas média de sedimentos.



.**Figura 7b e c:** Mapas de produção média de sedimentos para os anos de 1990 (a), 1999 (b) e 2010 (c). As áreas com tons rosados e azulados têm, respectivamente, as maiores e menores perdas média de sedimentos.

**Tabela 1:** Quantificação das perdas médias de sedimentos calculadas pelo *runoff*.

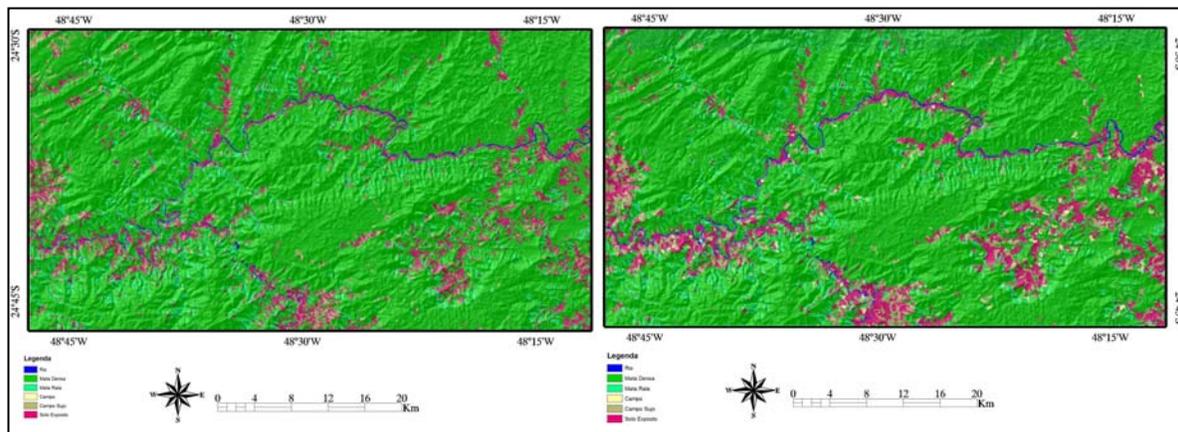
<b>Ano</b>	<b>Área</b>
1990	180,64 km <sup>2</sup>
1999	185,72 km <sup>2</sup>
2010	190,40 km <sup>2</sup>

A produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica engloba dois conceitos básicos: (i) que haja disponibilidade de material suscetível ao transporte e, (ii) que o escoamento tenha capacidade para transportar esse material.

O material disponível para transporte existente nas vertentes da bacia tem sua origem na erosão causada pelo impacto da gota da chuva sobre o solo. Por outro lado, na calha dos rios esse material provém da erosão das margens, do fundo e da descarga de abastecimento de montante (BRANCO 1998).

A partir dos mapas de perdas médias de sedimento (Fig. 7a, b e c) e dos dados da tabela 1, nota-se que houve um aumento das áreas que produzem sedimentos entre 1990-2010. Os mapas de perdas de solo são semelhantes aos mapas potenciais de erosão (cf. capítulo 1). Isso ocorre, pois, onde a presença da cobertura vegetal é rara ou inexistente, há maior produção de sedimentos.

A evolução do uso do solo da área de estudo (Fig. 8, cf. capítulo 2), indica que houve um aumento nas áreas classificadas como solo exposto. Assim, pode-se observar a evolução desta classe, no tempo, em relação à área coberta pela anomalia natural de arsênio. As áreas de solos expostos são caracterizadas como áreas desprotegidas. Dessa forma, com o incremento da precipitação, esses sítios poderão disponibilizar sedimentos enriquecidos em arsênio para as vertentes da bacia.



**Figura 8:** Evolução do uso do solo na área de estudo, para um período de 20 anos (1990 – 2010).

Para se obter uma evolução temporal do processo de produção de sedimento nas áreas anômalas com ocorrência de arsênio, foi realizada uma fusão de mapas. Esta fusão foi realizada para os anos de 1990, 1999 e 2010, separadamente. Os dados quantitativos resultantes (Tabela 2) mostram que as áreas coincidentes de perdas de sedimento dentro da anomalia de As diminuíram de 1990 para 1999. A projeção de 1999 para 2010, no entanto, indica que haverá um aumento da área de solos expostos, o que implica numa maior disponibilidade potencial de sedimentos enriquecidos em As. O principal agente neste caso é a cobertura vegetal, que influencia no processo de interceptação e escoamento da precipitação.

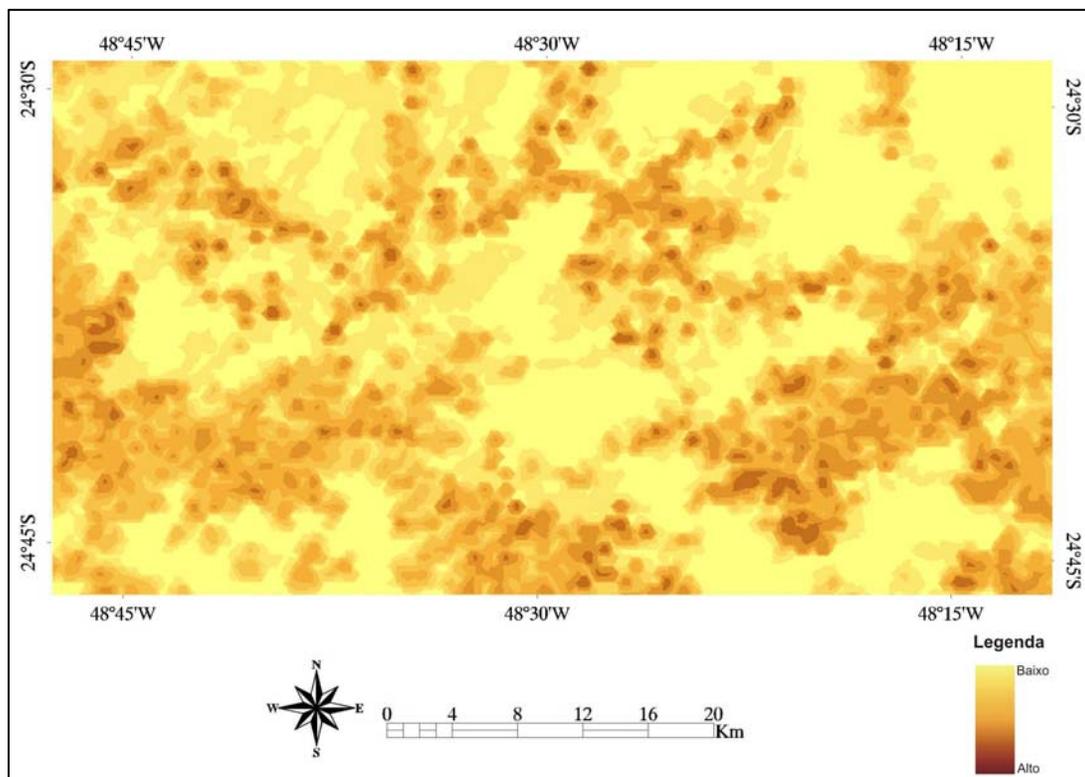
**Tabela 2:** Relação percentual da quantidade da área com maior perda de sedimento que se encontra dentro da anomalia de arsênio.

Ano	Área
1990	6,86 %
1999	4,47 %
2010	6,17 %

As áreas com altas perdas médias de sedimento (Fig. 6 - regiões mais escuras) encontram-se predominantemente na região SE do mapa, distantes das principais anomalias de As (Fig. 6).

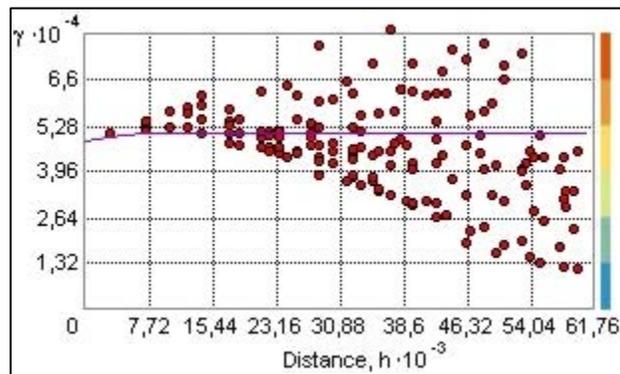
A partir dos valores de erosão bruta, a figura 9 apresenta a distribuição espacial desta variável, que foi determinada pelo fator SDR. As células mais claras e escuras representam menor e maior produção de sedimentos, respectivamente. Um dos fatores que pode contribuir com a maximização do resultado é a coincidência da malha de drenagem com as células escuras, pois após a desagregação das partículas do solo, estas são transportadas pelo fluxo da precipitação, seguindo pelo caminho de pequenas drenagens e posteriormente em leitos maiores de rios.

A deposição destes sedimentos começa a ocorrer quando a força peso das partículas sólidas transportadas torna-se maior que a energia de transporte, podendo estar muito próxima do local de desagregação ou até depositada fora da bacia de onde foi removida, dependendo do tamanho da partícula e intensidade da chuva.



**Figura 9:** Mapa da distribuição espacial da erosão bruta média, obtido através da interpolação de dados de produção de sedimentos (média) por krigagem.

O semivariograma (Fig.10) expressa o comportamento espacial da variável regionalizada ou de seus resíduos e mostram (i) o tamanho da zona de influência em torno de uma amostra, (ii) a variação nas diferentes direções do terreno e (iii) a continuidade da característica estudada no terreno (LANDIM 1998). Para a área de estudo observa-se que há uma variação na população amostrada, indicando que, possivelmente, não há uma dependência espacial destes dados.



**Figura 10:** Semivariograma escalonado do comportamento espacial da erosão.

Na modelagem de produção de sedimentos, deve-se ressaltar que nem todo sedimento removido pelos agentes erosivos é transportado pela rede de drenagem, podendo haver processo de deposição.

O deslocamento dos sedimentos na rede de drenagem depende diretamente de fatores como topografia, clima, solo, vegetação e condições de uso do solo.

## 8 CONCLUSÕES

Este estudo demonstrou que as áreas onde há maior produção de sedimentos são aquelas que estão classificadas como áreas de solo exposto, desprovidas ou com pouca vegetação. Conseqüentemente, terão um maior potencial erosivo, carreando sedimentos enriquecidos em arsênio para as drenagens.

A estimativa das áreas com altas perdas médias de sedimentos mostram que para o ano de 1990 houve uma perda de aproximadamente 181 km<sup>2</sup>, em 1999 de 186 km<sup>2</sup> e a projeção para o ano de 2010 é que haja uma perda de 191 km<sup>2</sup>.

As áreas com altas perdas de sedimento são coincidentes com as áreas classificadas como solo exposto.

A relação percentual, da quantidade de área com maior perda de sedimento que se encontra dentro da anomalia natural de arsênio é de aproximadamente 7% para o ano de 1990, 5% para o ano de 1999. Na projeção para o ano de 2010, esta relação é de aproximadamente 6%.

Com a aplicação da equação de Vanoni (1975; fator SDR), que mede a erosão bruta, observa-se na distribuição espacial (obtida através de interpolação por krigagem) que as áreas com alto potencial erosivo encontram-se na região onde está a classe de solo exposto.

A degradação dos solos da área onde está localizada a anomalia de arsênio é aparentemente pequena e provavelmente deve-se ao fator desmatamento. Não havendo práticas para controle e contenção da erosão, a situação, com o passar dos anos, poderá se agravar.

Para uma melhor avaliação dos processos de produção de sedimentos faz-se necessário a coleta de dados temporais sedimentométricos e dados de vazão, que permitem prever o transporte dos mesmos quantitativamente no tempo, para uma melhor avaliação da área de estudo.

A estimativa das variações na carga de sedimentos é de suma importância, devido às alterações no uso do solo no futuro, seja com a finalidade de manejo, seja para avaliar impactos de determinados tipos de uso do solo.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

BASILE, P.A. ; RICCARDI, G.A. ; STENTA, H., 2005. Modelación de la producción de sedimentos a escala de cuenca em el sistema del Aº Ludueña, Santa Fé, Argentina. XX Congreso Nacional del Agua – Mendoza, 16 p.

BOTELHO, R. G. M., GUERRA, A.J. & SILVA, A.S., 1999. Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 340p.

BRANCO, N., 1998. Avaliação da produção de sedimentos de eventos chuvosos em uma pequena bacia hidrográfica rural de encosta. Dissertação de Mestrado. UFSM, Santa Maria, RS,135 p.

BROWNER, C. M., 1996. Watershed approach framework. Washington: U. S. Enviromental Protection Agency.

BURROUGH, P.A.; McDONNELL, R.A., 1998. Principles of geographical information systems. Oxford University Press. 333 p.

COLLISCHONN, W., 2001. Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. Tese Doutorado. Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 194 p.

COOKE, R. U. & DOORNKAMP, J. C., 1990. Geomorphology in Environmental Management: a new introduction. New York: Oxford University Press. 410 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1996. Why watersheds. Washington: U.S. Environmental Protection Agency.

FANIRAN, A. & JEJE, L.K. 1983. Humid tropical geomorphology. New York: Longman. 414p.

FARIAS, I. C., 1984. **Guia para la elaboracion de estudios del medio fisico: contenido y metodologia**. 2.ed. Madrid: Ministério de Obras Publicas y Urbanismo, Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente, 587p.

GUERRA, A. J. T., 1998. Processos erosivos nas Encostas. **In:** GUERRA, A. J, T. & CUNHA, S. B. *Geomorfologia – Uma Atualização de Bases e Conceitos*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

GUERRA, A.J.T; SILVA, A.S; BOTELHO, R.G.M., 1999. Erosão e conservação dos solos: conceitos temas e aplicações. 1. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 340p.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA), 1998. Diagnóstico Socioambiental do Vale do Ribeira: Documento Síntese. São Paulo.

JULIEN, P. & SAGHAFIAN, B., 1995. Raster-based hydrologic modeling of spatially-varied surface runoff. **Water Resources Bulletin**, v.31, n.3, p.523–536.

JENSON, S. K.; DOMINGUE, J. O., 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis, **Photogrammetric Engineering Remote Sensing**, 54(11), p. 1593-1600.

KAMPF, N. & KLAMT, E., 1978. Mineralogia e gênese de Latossolos (Oxisols) e solos Podzólicos da região nordeste do Planalto Sul-Riograndense. **Revista brasileira de Ciência do Solo**, v. 2, p.68-73.

LANDIM, P. M. B., 1998. Análise estatística de dados geológicos. São Paulo, Ed. UNESP, 226p.

LU, H.; MORAN, C.J.; PROSSER, I.P., 2006. Modelling sediment delivery ratio over the Murray Darling Basin. **Environmental Modelling & Software** (21):1297 – 1308.

MEIN, R.G. & LARSON, C.L., 1973. Modeling infiltration during a steady rain. **American Geophysical Union**, Washington, v.9, n.2, p.384-394. 1973.

MORGAN, R.P.C., 1982. Splash detachment under plant covers: results and implications of a field study. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, 25:987-991.

MORGAN, R. P. C., 1986. Soil Erosion & Conservation. New York: Longman Inc.

NIMER, E., 1977. Clima **In:** Geografia do Brasil – Região Sudeste – Rio de Janeiro, SERGRAF/IBGE, v.3, p 51-89.

PEREIRA, S.B. 2000. Desprendimento e arraste do solo em decorrência do Escoamento Superficial. Dissertação de Mestrado. UFV, MG, 95 p.

PERROTTA M.M., 1996. Potencial aurífero de uma região no Vale do Ribeira, São Paulo, estimado por modelagem de dados geológicos, geofísicos, geoquímicos e de sensores remotos num sistema de informações geográficas. São Paulo, IG/USP, Tese de Doutorado, 149 p.

POTTER, K.N., 1990. Soil properties effect on random roughness decay by rainfall. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.33, n.6, p.1899-1892.

SILVA, M.V.G ; VAN KAICK, O.M. ; SCHWARTZ, W.R. ; PEDRINI, H., 2002. Extração de redes de drenagem a partir de Modelos Digitais de Terreno. In: Simpósio Brasileiro de Geomática. **Anais...** Presidente Prudente, p. 452-457.

SILVA, R. V.; KOBAYAMA, M., 2004. Mapeamento de erosão potencial de encostas por meio de delineamento automático do escoamento superficial. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE DESASTRES NATURAIS. **Anais...** Florianópolis: EDN/UFSC, p.129-143.

SOARES, J. V. & RENNÓ, C. D., 2003. Conceitos de Modelagem Hidrológica. In: CÂMARA, G. e MONTEIRO, A. M. V. *Curso de Introdução à Modelagem Dinâmica*. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte.

SOUZA FILHO, C. R., 2003. O Relevo das Américas como nunca antes visto. **InfoGeo**, nº 30, p.54-58.

STONE, J.; RENARD, K.G.; LANE, L.J., 1996. Runoff estimation on agricultural fields. ***In:*** Agassi, M. (ed.) Soil erosion, conservation, and rehabilitation. New York: Marcel Dekker. Cap. 10, p.203-238.

VANONI, V.A., 1975. *Sedimentation Engineering*. Prepared by ASCE Task Committee for the Preparation of the Manual of Sedimentation, New York. 745 p.

WALLING, D. E., 1983. The sediment Delivery Problem. **Journal of Hydrology**, (65): 209 -237 p.

WANIELISTA. M., KERSTEN, R. & EAGLIN. R., 1997. Hydrology: water quantity and quality control. 2<sup>a</sup> Ed. New York: John Wiley e Sons Inc. 567 p.

WARD, A. D. & ELLIOT, W. J., 1995. Environmental Hydrology. New York: Lewis Publishers, 462 p.

## CAPÍTULO 4

# RECONHECIMENTO DE PADRÕES ANÔMALOS DE CHUMBO EM SOLOS APLICANDO REDES NEURAIS ARTIFICIAIS

## 1 INTRODUÇÃO

As observações da Terra, no futuro, deverão aliar “inteligência” aos sistemas de coleta e análise de dados. O desenvolvimento da tecnologia espacial tem o intuito de adquirir informações sobre os processos e estruturas que ocorrem na superfície terrestre para fins de manejo de recursos naturais e planejamento ambiental. Algumas das aplicações desta tecnologia, como por exemplo, a previsão e monitoramento de desastres naturais causados ou não pelo homem, demandam o desenvolvimento de sistemas inteligentes e capazes de gerar informação em tempo quase real para subsidiar as medidas de prevenção e mitigação (ASPRS 2002).

As redes neurais oriundas das idéias da Inteligência Artificial são parte da disciplina de reconhecimento de padrões que visa investigar a possibilidade de simulação de decisões inteligentes através de modelos baseados no funcionamento do cérebro humano (BRAGA et al. 1998; TSO e MATHER 2001). Uma vantagem encontra-se na alta taxa de computação encontrada pelo seu volumoso paralelismo, resultante de um denso arranjo de interconexões (pesos) e processadores simples (neurônios), que permite o processamento de conjuntos de dados muito grande em tempo real (TSO e MATHER 2001).

A utilização de uma rede neural artificial (RNA) passa inicialmente por uma fase de aprendizagem, onde a rede extrai informações relevantes de padrões de dados apresentados para a mesma, criando assim uma representação própria para o problema. A etapa de aprendizagem consiste em um processo iterativo de ajuste de parâmetros da rede, os pesos das conexões entre as unidades de processamento, que guardam, ao final do processo, o conhecimento que a rede adquiriu do ambiente em que está operando (BRAGA et al. 1998).

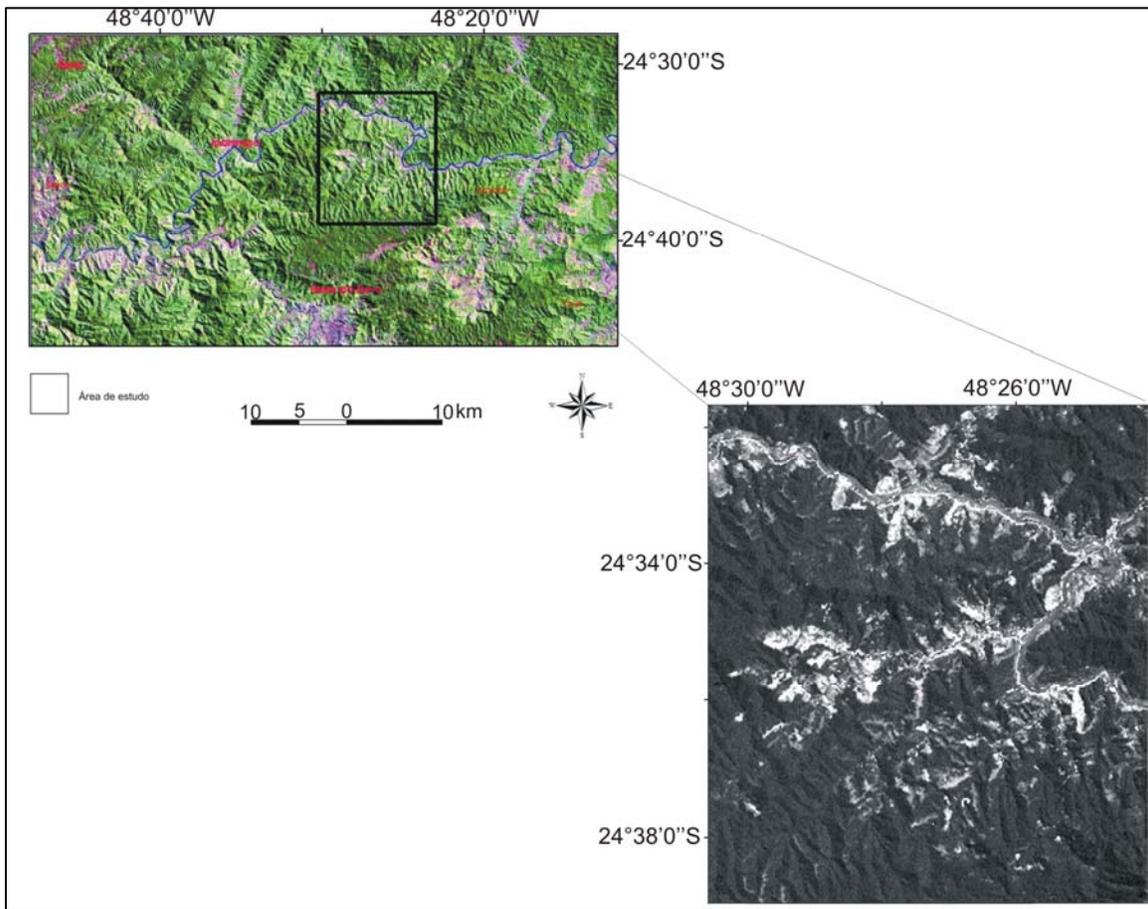
As Redes Neurais Artificiais (RNAs) têm sido aplicadas para reconhecimento de padrões. Neste sentido, pode-se descrever que as redes neurais desempenham bem esta função, ou seja, melhor que técnicas estatísticas, já que não requerem a natureza paramétrica da distribuição dos dados sob classificação (Lee et al. 1990 *apud* Rojas, 2004). Sendo assim, as RNA's estão baseadas em uma arquitetura de elementos de processamento simples de entrada e saída, parecido aos neurônios no cérebro humano, e estão demonstrando sucesso em uma ampla variedade de aplicações, incluindo processamento e interpretação de dados de sensores remotos (ATKINSON & TATNALL 1997).

Nesse contexto, esse trabalho utilizou um sistema de redes neurais artificiais (RNA) para a classificação supervisionada de mapas evidenciais multifonte, visando à análise de possíveis padrões ocultos contidos nesses dados que tenham associação espacial a locais ricos em Pb. Para tanto, pontos que exibem concentrações mais altas de Pb no solo e em sedimentos de corrente (valores anômalos em relação ao background geoquímico) foram utilizados para treinamento de RNAs.

## **2 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO**

A Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape (Fig. 1), o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia-Paranaguá e as diversas bacias hidrográficas encaixadas entre esta e o Oceano Atlântico, genericamente denominada Vale do Ribeira, possuem uma área de 2.830.666 hectares (28.306 km<sup>2</sup>), abrangendo as regiões sul do estado de São Paulo (1.711.533 ha) e leste do estado do Paraná (1.119.133 ha), (ISA, 1998).

Nesta região, a exploração de ouro data desde século XVI e um depósito de ouro primário, conhecido como Morro do Ouro, nas proximidades de Apiaí, foi explorado até o início dos anos 40. Com a descoberta do minério de Pb, Zn e Ag, ainda no século 19, iniciou-se a lavra desses minérios, que perdurou até a década de 90. A partir da década de 70, projetos de reconhecimento geoquímico regional, desenvolvidos pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), indicaram anomalias significativas de Cu, Pb e Zn, que nortearam as pesquisas locais visando à prospecção de ouro e sulfetos associados (SILVA e CÂMARA 1990).



**Figura 1:** Localização da bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape e da área de estudo.

Esse conjunto está compreendido, em sua totalidade, em clima sub-tropical úmido, sem estação seca. A diferença de altitude condiciona variações climáticas locais. Regiões que apresentam altitudes superiores à 1000m estão situadas no domínio climático mesotérmico brando, superúmido, com sub-seca, caracterizado por apresentar temperatura média anual em torno de 18°C (cf. classificação proposta por Nimer (1977) para as regiões sul e sudeste do Brasil).

Na geologia da área, segundo Perrotta (1996), predominam filitos carbonosos com espessas intercalações de metabásicas e metaultrabásicas, quase sempre afetadas por alteração hidrotermal dos tipos cloritização e/ou carbonatação. Sericita - quartzo filitos ocorrem como intercalações centimétricas freqüentes, ou localmente como lentes espessas. Rochas metaultrabásicas desta seqüência têm assinaturas químicas de

vulcanismo basanítico de regime tectônico distensivo, distinto das metabásicas das unidades adjacentes, de composições basálticas, filiação toleítica, e afinidade MORB/arco insular vulcânico.

O arcabouço estrutural desta região é definido por um sistema anastomosado de zonas de cisalhamento transcorrentes de caráter dúctil a dúctil-rúptil. Zonas de cisalhamento sub-horizontais, de expressão menos significativa na área, são atribuídas em parte a eventos deformais anteriores e em parte contemporâneos às transcorrências (PERROTTA 1996).

Segundo Hogan et al. (2000), a região apresenta os mais baixos índices de desenvolvimento do Estado de São Paulo, tendo sua economia baseada principalmente na agricultura (banana e chá), mineração e extrativismo vegetal (palmito). Os parâmetros sócio-econômicos e demográficos, relacionados com mortalidade infantil, abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, condições de habitação e níveis de renda e escolaridade, contrastam com o resto do Estado.

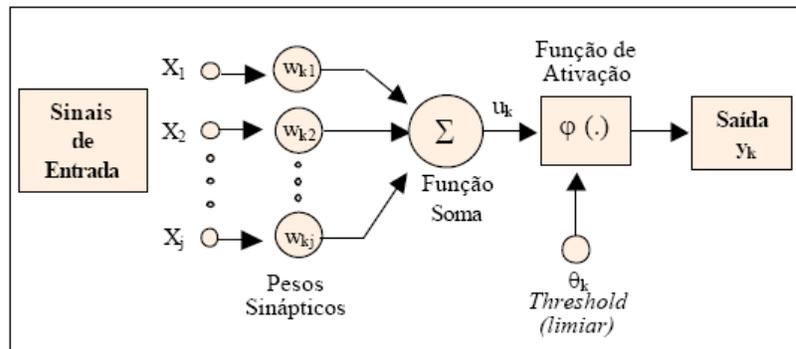
Trata-se de uma região peculiar, onde o confronto entre os aspectos ambientais e as atividades antrópicas assume posição de destaque. Nesse sentido, alguns estudos desenvolvidos nos últimos anos, realçam essas duas vertentes: (a) o interesse pelos recursos minerais (PERROTTA 1996; MOURA 1997); (b) a preocupação pelos problemas ambientais e da saúde humana (SILVA 1997; MORAES 1997; ROSA 1999; PAOLIELLO 2002; CUNHA 2003).

### **3 CONCEITOS**

#### *3.1 Redes Neurais Artificiais*

Redes Neurais Artificiais (RNA) são técnicas computacionais baseadas no funcionamento do cérebro humano. Utilizam um modelo matemático guiado pela estrutura neural e adquirem conhecimento através da experiência (CARVALHO et al. 1993). O processamento em redes neurais ocorre na sua maioria de modo paralelo, diferentemente da computação convencional, que apresenta processamento seqüencial.

Um neurônio artificial tem um funcionamento análogo ao processo biológico descrito anteriormente, o qual é ilustrado na Figura 2. Consiste de uma unidade ou elemento de processamento que recebe uma ou mais entradas, transformando-as em saída, onde cada entrada tem um peso associado, que determina sua intensidade (HAYKIN 2001).



**Figura 2:** Modelo de neurônio (BRONDINO 1999).

Os principais elementos na estrutura no neurônio artificial são (HAYKIN 2001):

- **sinapses (conexões):** caracterizadas por um peso,  $w_{kj}$ , cujo papel é multiplicar o sinal  $x_j$  na entrada da sinapse  $j$ , conectada a um neurônio  $k$ . O peso  $w_{kj}$  é positivo se a sinapse associada é excitatória e negativo se a sinapse associada é inibitória;
- **somatório:** realiza a soma das entradas, ponderadas pelos seus respectivos pesos, ou seja, a saída  $u_k$  é definida por:

$$u_k = \sum_{i=1}^n w_{ij} x_j$$

- **limiar (threshold),  $\theta_k$ :** tem papel determinante na saída do neurônio, já que é usado para controlar a intensidade da função de ativação e obter o desempenho desejado da rede. Se o valor de  $u_k$  for menor que esse limiar  $\theta_k$ , então a saída do neurônio fica inibida, caso contrário, o neurônio fica ativo;

- **função de ativação:** funciona como um fator limitante à amplitude de saída do neurônio, ou seja, a entrada é normalizada dentro de um intervalo fechado, comumente  $[0,1]$  ou  $[-1,1]$ ;
- **saída do neurônio,  $y_k$ :** corresponde ao valor de saída, especificado por:  $y_k = \varphi(u_k - \theta_k)$ , onde,  $\varphi$  é a função de ativação.

Segundo Raia (2000), a função de ativação define a saída do neurônio, em termos de nível de atividade do mesmo. Costa (2003) destaca que dentre as funções de ativação as mais comuns são as funções: Linear, Linear por Partes, *Threshold* e Sigmóide Logística.

De acordo com Venturieri e Santos (1998), as RNAs se organizam em camadas que definem sua estrutura topológica. Redes neurais de camada simples (*perceptron*) são formadas por um grupo de neurônios arranjados em apenas uma camada. Redes multicamadas (*feedforward*) possuem várias camadas intermediárias ou simplesmente são constituídas pela combinação de várias redes de camadas simples. A topologia de uma RNA se dá pela maneira como os seus elementos de processamento se organizam e afetam o desempenho da rede.

Gonzales e Woods (2000) esclarecem que o número de elementos de processamento da primeira camada corresponde à dimensionalidade do vetor de atributos dos dados de entrada. A camada de saída terá tantos elementos quantas forem às classes a serem separadas.

O potencial das redes neurais direcionado ao reconhecimento de padrões foi destacado, por exemplo, por He e Kundu (1991). Os autores utilizaram uma classificação baseada em Cadeias de Markov, explorando a relação entre segmentos consecutivos de um padrão a ser classificado. Zwicke e Kiss (1983) e Perelmuter et al. (1995) usaram a Transformada de Mellin para tornar um sistema invariante a transformações de rotação, translação e escalonamento.

Moreira e Costa (1996) apresentaram um método de segmentação baseado em cores a partir de uma rede neural do tipo Self-Organizing Map (SOM).

Huang e Liu (1997) propuseram um sistema de reconhecimento de padrão híbrido, baseado em um Algoritmo Genético (AG) com uma rede neural modelo Hopfield (HP), capaz de reconhecer padrões. Nos trabalhos de Loesch (1998) e Davoli et al. (1999) foi proposto um sistema neural híbrido projetado para o reconhecimento de padrões singulares.

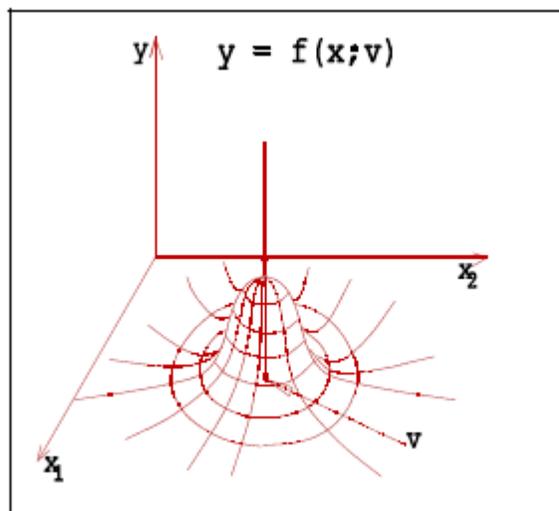
Entre as características das redes neurais está a não necessidade de uma suposição *a priori* da distribuição de um modelo paramétrico de probabilidade dos dados. As redes neurais têm a habilidade de aprender as propriedades de distribuição dos dados no espaço de atributos durante a fase de treinamento, bem como a habilidade de generalizar e incorporar informações e conhecimentos, de difícil modelagem estatística, que podem ser potencialmente valiosos (TSO e MATHER 2001).

Para o processo de reconhecimento de padrões ou tarefas mais específicas as redes neurais são uma ferramenta significativa devido: (i) a habilidade em extrair padrões ocultos em conjuntos de dados que podem ser imperceptíveis aos humanos e às técnicas estatísticas tradicionais; (ii) a capacidade de analisar dados sem nenhum conhecimento prévio, não necessitando de um modelo ou padrão de distribuição dos dados; (iii) a possibilidade de trabalhar com dados ruidosos, limitados, interdependentes ou não-lineares; (iv) pelo desempenho e rapidez; (v) pela possibilidade de adição contínua de novos dados; (vi) facilidade para análise de grandes conjuntos de dados (BROWN et al. 2000, NÓBREGA & SOUZA FILHO 2003, ROJAS 2004, LAMMOGLIA 2006).

A arquitetura inicial da rede é projetada através de variáveis de entrada  $n$ -dimensionais (onde  $n$  é representado pelos mapas evidenciais multifontes), uma camada de saída que contém os resultados, e uma ou duas camadas ocultas que são representadas por funções que irão estabelecer os pesos associados aos dados de entrada. Este tipo de modelagem pode ser aplicado em qualquer série de dados (ZHANG et al. 2007). A configuração final vai depender de um processo iterativo que ajusta o peso das conexões em função dos dados, chamado de processo de treinamento (ALCÁZAR et al. 2008).

A modelagem por RNAs testada neste trabalho foi feita através do programa GeoXplore (LOONEY & YU 2000), que trabalha em combinação com o software ArcGIS. O GeoXplore possui três sistemas de treinamento e classificação de dados: *Fuzzy Clustering* (não supervisionado), *Radial Basis Functional Link Network* (RBFLN) e *Probabilistic Neural Network* (PNN) (supervisionados). Uma breve descrição dos sistemas supervisionados é fornecida a seguir.

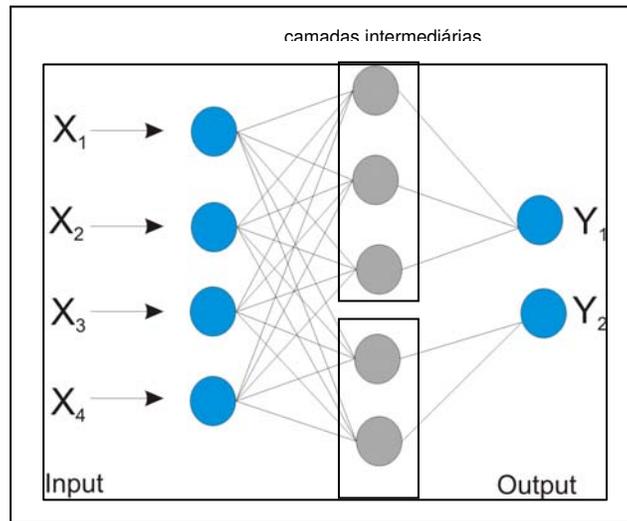
O sistema *Radial Basis Functional Link Network* (RBFLN) consiste numa classificação supervisionada, onde os pontos de treinamento são fundamentais tanto para áreas anômalas quanto não-anômalas para o reconhecimento de padrões. Funciona com um arranjo baseado em três camadas: entrada, intermediária e saída. A camada de entrada é representada pela combinação dos mapas evidenciais (*feature vector map*), onde cada evidência pode ser definida como um vetor-índice (*feature vector*). Na camada intermediária são estabelecidas as funções gaussianas de base radial (Fig. 3) que tem como finalidade definir valores iguais para os vetores posicionados a distâncias iguais ao centro desta base (LOONEY & YU 2000).



**Figura 3:** Funções de base radial (RBF's), em três dimensões. Fonte: LOONEY & YU (2000).

O sistema *Probabilistic Neural Network* (PNN) também utiliza uma classificação do tipo supervisionada. Sua estrutura possui três camadas: entrada, intermediária e saída (Fig. 4). A camada da entrada é composta por  $N$  nodos, sendo um para cada vetor-índice (*feature vectors*). Os nodos intermediários recebem informações de todos os nodos de entrada e são associados a uma função gaussiana centrada no vetor de entrada

associado à determinada classe. A camada de saída recebe os valores de função das gaussianas pertencentes à mesma classe na camada intermediária, que são somadas e compõem a função de densidade de probabilidade (SAWATZKY et al. 2004, COLEMAN 2008).



**Figura 4:** Sistema PNN e seu arranjo em camadas para duas classes. Adaptado de Principe et al. (2000).

### 3.2 Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

A distribuição espacial e temporal da cobertura vegetal de uma região é fortemente influenciada por um conjunto de fatores ambientais, incluindo condições climáticas, topográficas e outras propriedades associadas. Sendo a vegetação um indicador das condições ambientais dominantes ( $\text{CO}_2$ , ozônio, temperatura, ciclo hidrológico, etc.), as mudanças na sua dinâmica pode ser um indicador útil das variações destas condições.

O comportamento espectral de folhas na região do visível deve-se à absorção da radiação solar pela clorofila em comprimentos de onda do azul e vermelho. Sua alta reflectância na região do infravermelho próximo deve-se ao espalhamento (reflectância e transmitância) da radiação no interior das folhas em função da estrutura celular (e.g., SHIMABUKURO et al. 1998). Portanto, o comportamento espectral das folhas depende da sua composição química e de sua estrutura interna.

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, conhecido por NDVI (Normalized Difference Vegetation) (ROUSE et al. 1974), é uma aplicação dos processos de realce por operações matemáticas entre bandas e explora muito bem propriedades espectrais diagnósticas da condição da vegetação. O NDVI é muito utilizado na estimação de biomassa, cobertura vegetal e na detecção de mudanças de padrão de uso e cobertura da terra. É dado pela seguinte equação:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{R}) / (\text{NIR} + \text{R})$$

onde:

**NDVI** = Índice de Vegetação por Diferença Normalizada;

**NIR** = Reflectância no comprimento de onda correspondente ao Infra-Vermelho Próximo (0,76 a 0,90 $\mu\text{m}$ );

**R** = Reflectância no comprimento de onda correspondente ao Vermelho (0,63 a 0,69 $\mu\text{m}$ ).

As bandas 3 e a banda 4 do sensor/satélite ETM/LANDSAT apresentam os valores de refletância nos comprimentos de onda do vermelho e infravermelho próximo, respectivamente. Com o aumento da cobertura vegetal a quantidade de vermelho refletido diminui, e aumenta a refletância na faixa de radiação do infravermelho. A partir do NDVI é possível determinar a densidade de fitomassa foliar fotossinteticamente ativa por unidade de área.

O NDVI apresenta variações de [-1] até [+1]. As superfícies desprovidas de cobertura vegetal, como solos expostos ou preparados para a agricultura, zonas urbanas, entre outras, apresentam valores aproximados a [-1]. Áreas com densa cobertura vegetal, como florestas de grande porte, apresentam valores aproximados a [+1]. Os valores de NDVI ([-1] e [+1]) representam áreas de transição entre não-floresta e floresta (ou solo exposto e não exposto).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados utilizados como base para modelagem através de redes neurais artificiais compreendem: (i) geoquímica de solos e sedimentos de corrente para o elemento Pb e (ii) um conjunto de mapas evidências multifonte.

### 4.1 Dados Geoquímicos

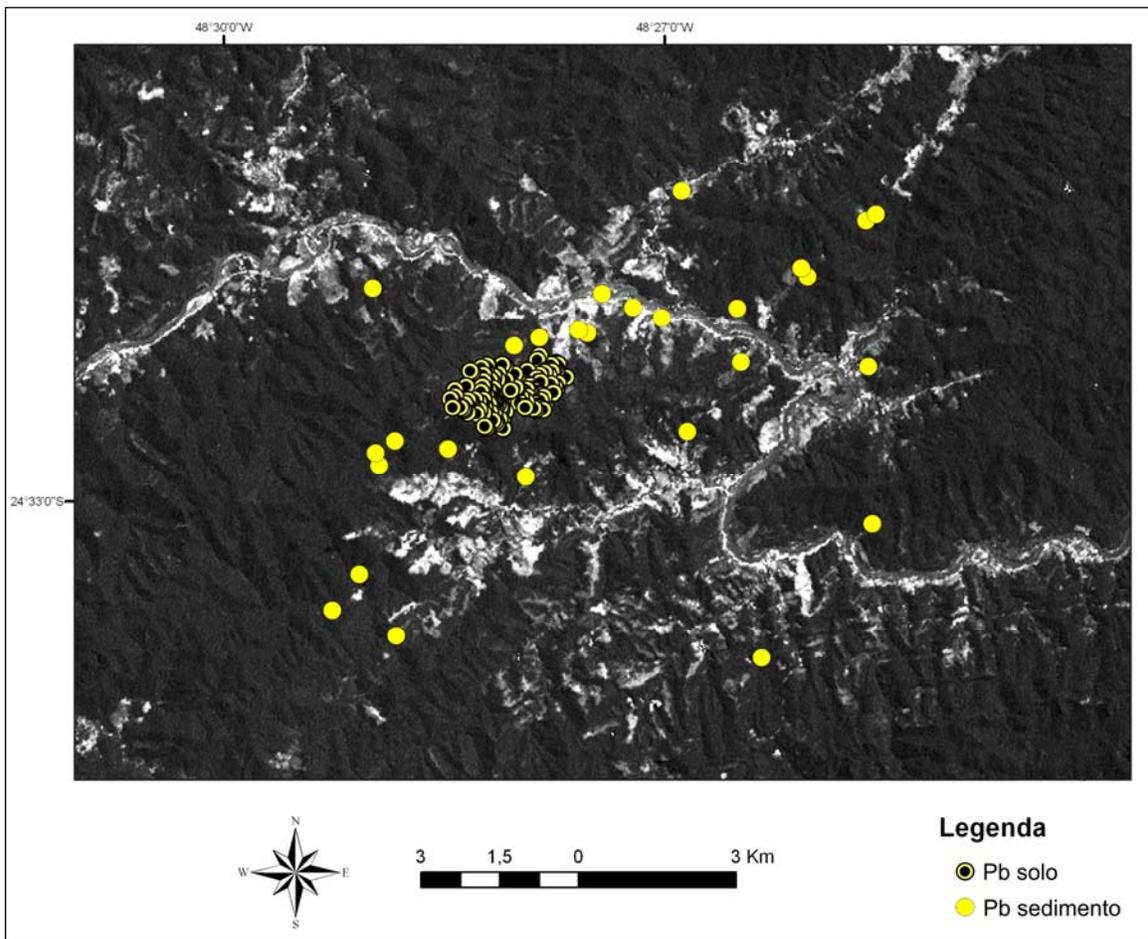
As seguintes bases de dados geoquímicos foram utilizadas nesse trabalho:

- base geoquímica do Vale do Ribeira (CPRM 1982) para solos. Essa base foi constituída no final da década de 70 e início da década de 80. A preparação das amostras foi feita através de secagem em estufa a 100°C, desagregação e peneiramento, tendo sido analisado a fração menor que 180 µm por absorção atômica para Cu, Pb e Zn.

- base geoquímica de sedimentos de corrente (CPRM 2005). As amostras foram analisadas por fluorescência de raios X, em pastilhas prensadas, num espectrômetro do tipo seqüencial (Philips, PW 2404).

Os dados de geoquímica de Pb obtidos em amostras de solo serão utilizados como pontos de treinamento para o reconhecimento de padrões anômalos nos dados multifontes. Os dados de Pb derivados da análise de amostras de sedimentos de corrente serão empregados na aferição dos resultados.

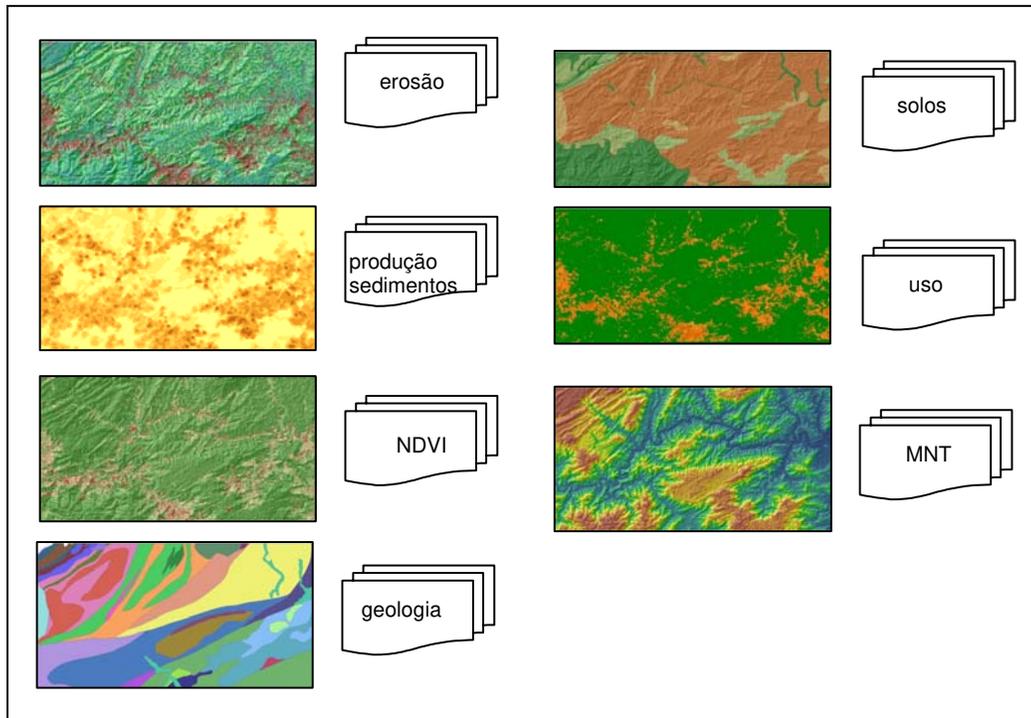
Os pontos de treinamento (Fig. 5) foram escolhidos com base em estatística. O valor de *cut off* estabelecido como anômalo foi acima de 94 ppm para solos e 54 ppm para os sedimentos de corrente.



**Figura 5:** Mapa de localização dos pontos de amostragem de Pb em solos e sedimentos de corrente na área de estudo. A imagem de fundo é a banda 3 do Landsat ETM+.

## 4.2 Mapas Evidenciais

Os mapas evidenciais (Fig. 6) utilizados foram os seguintes: geologia, solos, uso e modelo digital do terreno. Também foram utilizados os mapas de erosão potencial (gerado através do modelo EUPS – cf. Capítulo 1) e da produção de sedimentos (cf. Capítulo 3).



**Figura 6:** Mapas evidenciais – variáveis de entrada para modelagem através de RNAs.

### 4.3 Imagem Landsat 7 ETM+

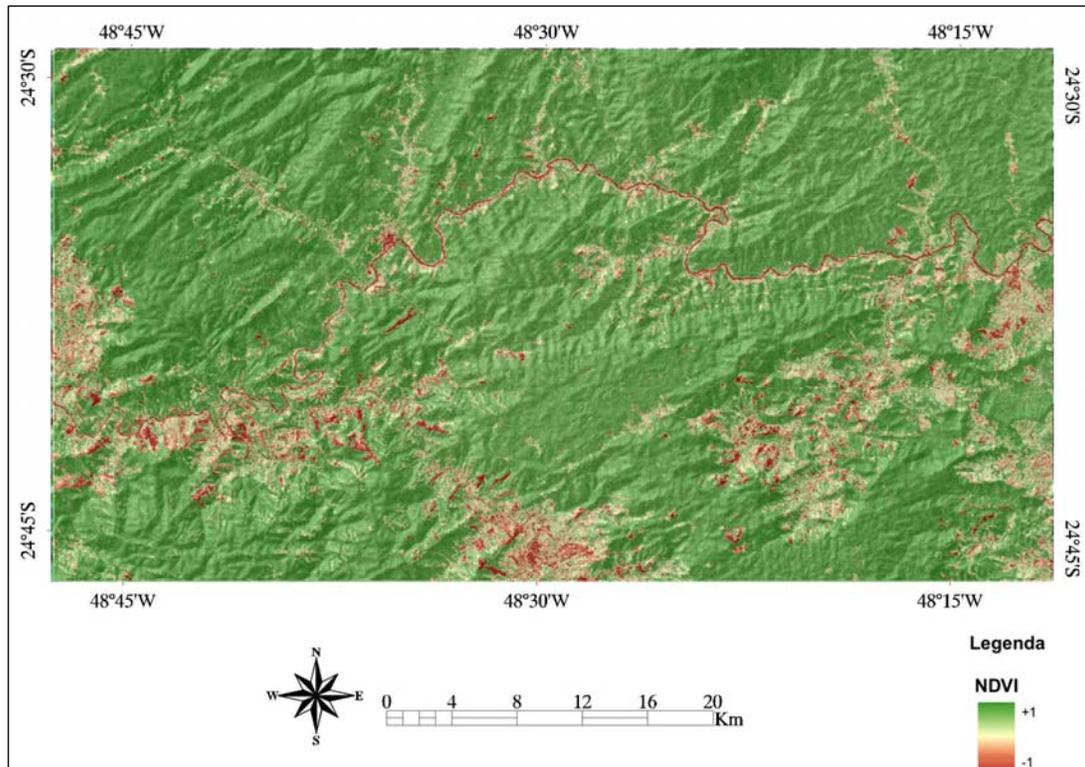
O sensor ETM+ mede a energia solar refletida em 3 bandas do visível (*visible* - VIS), 1 do infravermelho próximo (*near infrared* - NIR) e 2 bandas no infravermelho de ondas curtas (*shortwave infrared* - SWIR) com resolução espacial de 30m; 1 banda no infravermelho termal (*thermal infrared* - TIR), com resolução de 60m, além de uma banda pancromática com resolução espacial de 15m. A cena utilizada (ponto/órbita 220/77) foi adquirida no dia 09 de setembro de 1999.

#### 4.3.1 Análise por NDVI

Os dados do ETM+ foram utilizados para o cálculo do NDVI. A partir desse índice foi possível quantificar a área de fitomassa foliar fotossinteticamente ativa. Segundo Novo (1989), conforme aumenta a vegetação verde, há uma maior reflexão na banda do infravermelho próximo, diminuindo a reflexão na banda do vermelho, tornando o aumento da razão potencializado, realçando assim a vegetação.

A Figura 7 é o resultado da aplicação do NDVI, em um mesmo tipo de vegetação, neste caso, mata atlântica. A utilização deste índice corresponde às correções potenciais da

reflectância em áreas afetadas por acidentes topográficos. Considerando que a iluminação solar possui a mesma inclinação, determinadas áreas apresentarão maiores influências do sombreamento topográfico. Sendo assim, as respostas espectrais em áreas sombreadas e iluminadas apresentarão valores espectrais similares.



**Figura 7:** Índice de Vegetação por Diferença Normalizada para a área de estudo.

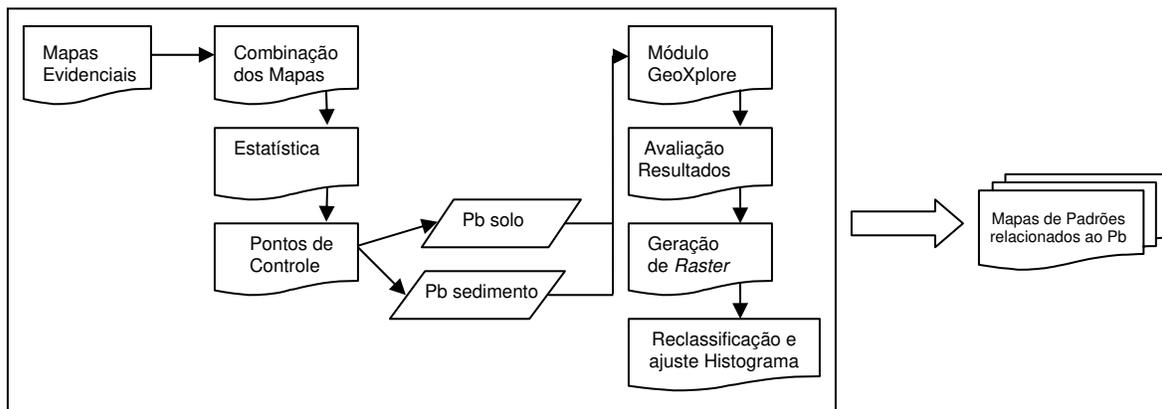
Nesse sentido, o NDVI é considerado como um pré-requisito para a classificação temática de imagens, pois pode fornecer noções de uso e cobertura da terra e as respectivas alterações no tempo e no espaço, que é um pressuposto básico da análise e modelagem ambiental.

#### 4.4 *Desenvolvimento RNAs*

O início do processo de modelagem deu-se com a seleção da área de estudo, onde o critério utilizado para escolha foi uma área onde houvesse a melhor cobertura dos dados geoquímicos, tanto de solo como de sedimentos. Após a escolha da área, foi desenvolvida a primeira etapa de processamento dos dados que se deu através da

combinação dos mapas evidenciais multifonte, como são dados provenientes de naturezas distintas, é necessário combiná-los num mapa (*raster*) único, que contém o conjunto de evidências agrupadas (*feature vector map*).

Os pontos de treinamento utilizados foram os de dados geoquímicos de Pb em solos e sedimentos de corrente provenientes do banco de dados do Serviço Geológico do Brasil. Após esta etapa de pré-processamento, deu-se início a modelagem por RNAs (Fig.8) pelo módulo GeoXplore. Como produto deste processamento, obteve-se dois mapas de classificação com valores ordenados, cujos limites de classes foram ajustados pelo método de *quantis*, para uma melhor visualização dos resultados, eliminando-se os valores não associados às regiões anômalas.



**Figura 8:** Fluxograma da metodologia aplicada para modelagem espacial utilizando RNAs.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

As técnicas de modelagem espacial têm como premissa a orientação pelos dados, onde os pontos de treinamento em quantidade e qualidade são fundamentais para reconhecimento de padrões. O trabalho aqui desenvolvido utilizou dados de análises geoquímicas de Pb em amostras de solo (com concentrações mais altas, acima de 94 ppm) como pontos de treinamento na classificação de dados multi-fonte, através de redes neurais.

O sistema de classificação *Probabilistic Neural Network* (PNN) foi o que apresentou o melhor resultado. Através da aplicação dessa rede neural foi obtido um mapa com áreas classificadas que possuem um padrão inter-mapas evidenciais (Figura 9). Isso demonstra que há uma associação espacial entre os pontos que exibem teores mais elevados de Pb no solo e um conjunto de informações temáticas que foram detectadas como um determinado padrão pelas RNAs, na forma de áreas.

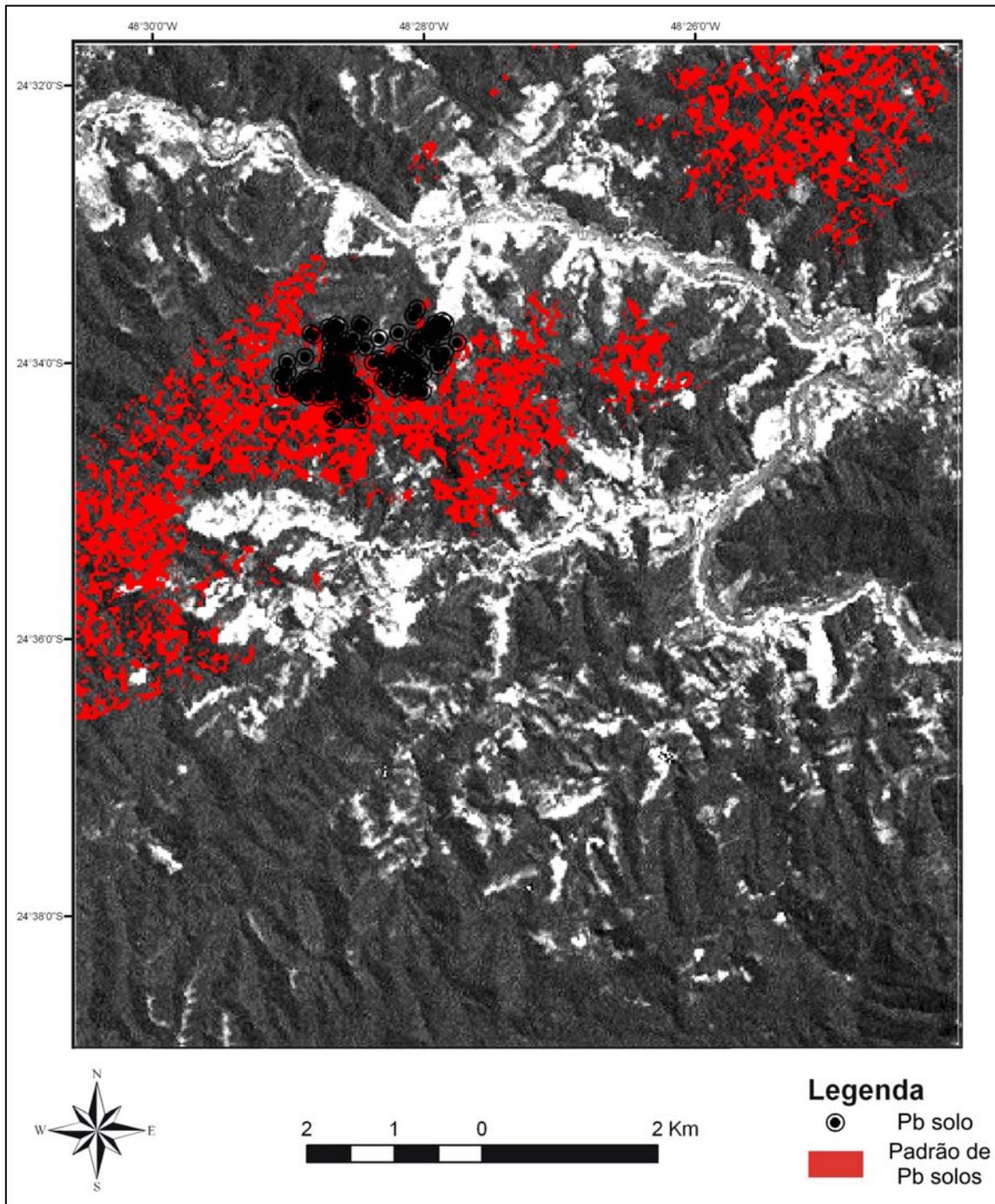
Objetivando verificar uma provável repetição dos padrões mapeados para uma região mais ampla em relação aquela onde foi realizada a amostragem de solos, uma nova classificação foi testada com a rede PNN, mas utilizando-se dados regionais de geoquímica de Pb derivados de sedimentos de corrente. Os resultados dessa classificação são ilustrados na Figura 10.

Esses resultados permitem as seguintes ponderações:

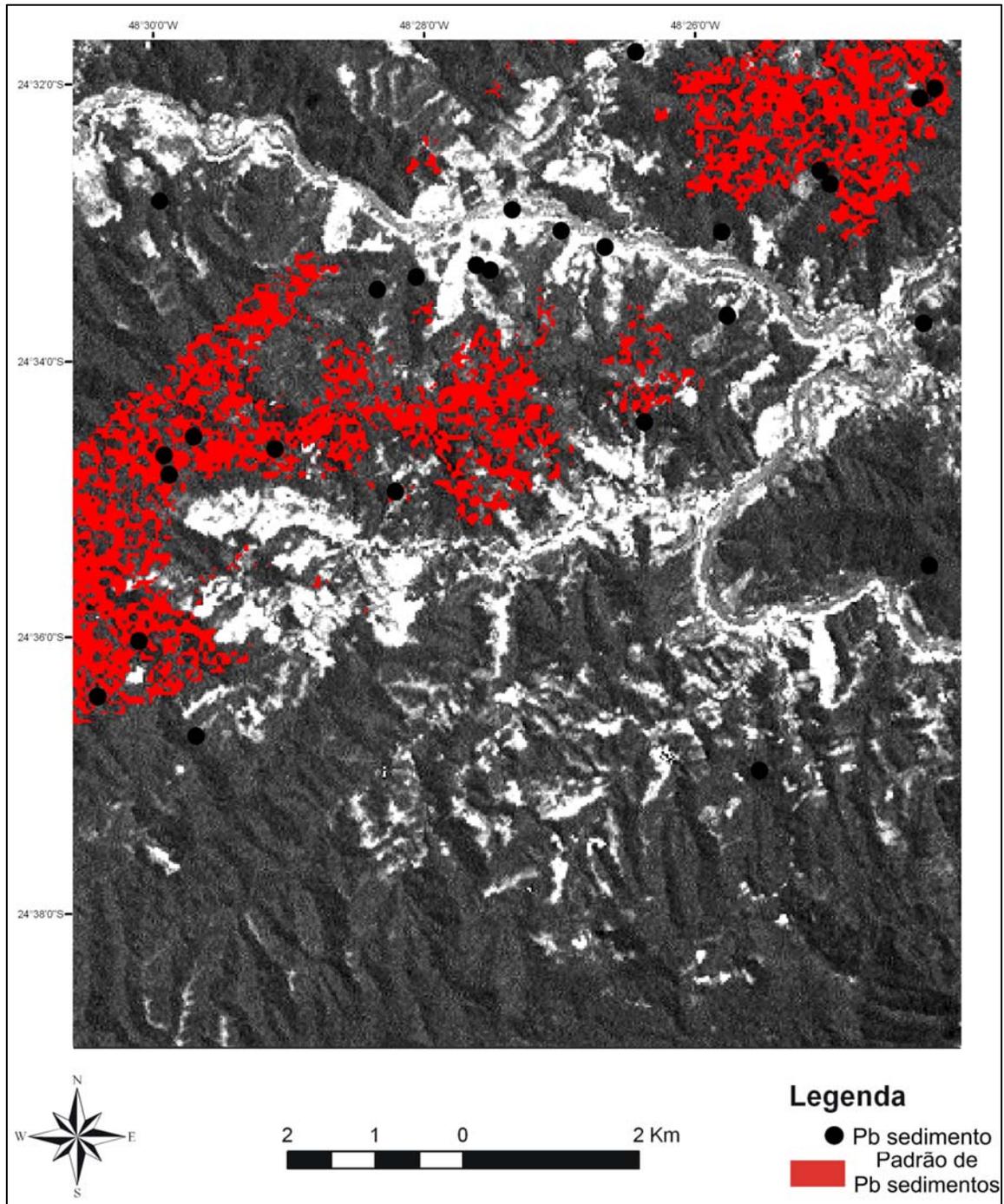
(i) o resultado da classificação obtido por RNA (Figura 9), mostra que a assinatura extraída dos dados multi-fonte aparece tanto em setores da área de estudo para os quais se tem amostras de geoquímica de solos (utilizadas como pontos de treinamento), como também em setores aonde inexistem amostras de solos coletadas e analisadas.

(ii) a análise conjunta do resultado da classificação por RNAs apresentadas nas Figuras 9 e 10 mostra que as áreas que apresentam, simultaneamente, geoquímica de solos e de sedimentos de corrente como pontos de treinamento na classificação, foram mapeadas como zonas equivalentes, ou seja, com o mesmo padrão nos mapas multi-fonte.

(iii) outro fato interessante é que áreas onde não se tem geoquímica de solos para uso no processo de classificação, mas que foram mapeadas com base nos pontos de treinamento de geoquímica de solo, coincidem com as áreas mapeadas na classificação através de pontos de treinamento de sedimentos de corrente.



**Figura 9:** Mapa de padrões anômalos de Pb em solo como resultado da classificação pelo sistema *Probabilistic Neural Network* (PNN) na área de estudo. A imagem de fundo é a banda 3 do Landsat ETM+.



**Figura 10:** Mapa de padrões anômalos de Pb em sedimentos de corrente como resultado da classificação pelo sistema *Probabilistic Neural Network* (PNN) na área de estudo. A imagem de fundo é a banda 3 do Landsat ETM+.

A interpretação desses resultados tem desdobramentos interessantes, entre os quais destaca-se os seguintes:

(i) possivelmente há uma correlação entre a geoquímica de solos e a de sedimentos de corrente nessa área, independente de época e condições de levantamento. Alba & Souza Filho (2008), analisaram dados geoquímicos de solos e sedimentos de corrente no médio Vale do Ribeira e demonstraram, através de outros métodos de análises de dados, a existência dessa mesma correlação. Este fato deve-se a diversos aspectos, tais como relevo, tipo de vegetação, litologia, pedologia ou uma combinação parcial ou total desses elementos.

(ii) considerando essas coincidências de resultados, é plausível que seja possível utilizar um ou outro levantamento como pontos de treinamento para se mapear padrões nos dados multifonte que sejam espacialmente compatíveis com zonas de maior concentração de Pb.

(iii) na medida em que esse comportamento seja bem equacionado, pode-se estender a classificação por RNA para outras áreas vizinhas, sem nenhum levantamento geoquímico.

A qualidade dos resultados obtidos pela modelagem por redes neurais associa-se aos atributos dos dados de entrada, de forma que determinadas variáveis podem contribuir mais (ou menos) no resultado da classificação. Analisando-se os ponderadores que a rede PNN calculou para cada mapa evidencial utilizado, observa-se que o mapa geológico, o mapa de uso e o NDVI são as evidências com maior peso e são as que mais influenciaram no modelo final.

## **6 CONCLUSÕES**

O processo de modelagem espacial aqui realizado através de RNAs, visando o reconhecimento de áreas que possam ter um padrão multi-fonte associado a anomalias geoquímicas de Pb, foi realizado através da extensão *Arc Spatial Data Modeller (ArcSDM)* no *software Arc Gis 9.2*. A modelagem compreendeu testes com dois sistemas supervisionados, nos quais o PNN mostrou melhor *performance* ao detectar

uma assinatura pouco ambígua nos dados multifonte, que possui ampla coerência espacial aos pontos de treinamento (anomalias de Pb em solos).

A validação das áreas classificadas com base em dados geoquímicos de Pb em amostras de solos, foi feita com os dados geoquímicos de Pb em sedimento de corrente. Esses dados mostram superposição de áreas com mesmo padrão, sendo assim, os resultados apresentam-se similares entre si. É importante salientar que os dados geoquímicos, sob o aspecto de concentração, são semelhantes, o que favorece o treinamento da rede na busca de padrões nos mapas fontes.

O modelo proposto é ainda experimental. Para sua melhor validação, serão necessárias novas etapas de campo, seguidas de análises geoquímicas de amostras extraídas de locais onde os mapas indicam áreas que possuem o mesmo padrão. Neste caso, a área alvo escolhida seria a região nordeste da região de estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBA, J.M.F. & SOUZA-FILHO, C.R., 2008. Estudo comparativo da geoquímica de solos e de sedimentos de correntes no Médio Vale do Ribeira: Inferências sobre os efeitos ambientais. **Revista Brasileira de Geociências**. (em impressão)

ALCÁZAR, J.; PALAU, A.; VEGA-GARCÍA, C., 2008. A neural net model for environmental flow estimation at the Ebro River Basin, Spain. **Journal of Hydrology**, 349: 44-55.

AMERICAN SOCIETY FOR PHOTOGRAMMETRY AND REMOTE SENSING (ASPRS), 2002. The Imaging & Geospatial Information Society **PECORA 15 - Landsatellite information IV**

ATKINSON, P. M.; TATNALL, A.R.L., 1997. Neural networks in remote sensing. **International Journal of Remote Sensing**, v. 18, n. 4, p. 699-709.

BRAGA, A. P.; CARVALHO, A. P. L. F.; LUDEMIR, T. B., 1998. Fundamentos de Redes Neurais Artificiais. Rio de Janeiro: UFRJ, 246 p.

BRONDINO, N.C.M., 1999. Estudo da Influência da Acessibilidade no Valor de Lotes Urbanos Através do Uso de Redes Neurais. Tese Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 97 p.

BROWN, W.M., GEDEON, T.D., GROVES, D.L., BARNE, R.G., 2000. Artificial neural networks: a new method for mineral prospectivity mapping. **Australian Journal of Earth Science**, 47(4):757-770.

CARVALHO, G. M. B.; VALÉRIO FILHO, M.; MEDEIROS, J. S., 1993. Aplicação de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento na identificação da erosão dos solos na Bacia do rio Aracoiaba - CE. **In: VII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Curitiba.

COLEMAN, A. M., 2008. An Adaptive Landscape Classification Procedure Using Geoinformatics and Artificial Neural Networks. Dissertation. Faculty of Earth and Life Sciences, Vrije Universiteit, Amsterdam, 195 p.

COSTA, P.T.B., 2003. Uma análise do consumo de energia em transportes nas cidades portuguesas utilizando redes neurais artificiais. Dissertação Mestrado – Escola de Engenharia, Universidade do Minho, 133 p.

CPRM, 1982. Relatório técnico: Projeto Geoquímica no Vale do Ribeira - relatório final. São Paulo. 326p.

CPRM, 2005. Atlas Geoquímico do Vale do Ribeira – Geoquímica dos Sedimentos de Corrente. 84p.

CUNHA, F.G., 2003. Contaminação Humana e Ambiental por Chumbo no Vale do Ribeira, nos Estados de São Paulo e Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Campinas: IG – UNICAMP, 109p.

DAVOLI, R., TAMBURINI, F., 1993. Data Algorithm: A Numerical Method to Extract Shape Information from Gray Scale Images. Technical Report UBLCS-93-15, University of Bologna, Italy.

HAYKIN, S., 2001. Redes Neurais: princípios e práticas. 2ed. Porto Alegre, Brasil, Bookman, 900p.

HE, Y., KUNDU, A., 1991. 2-D Shape Classification using Hidden Markov Model. **IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence**, Vol. 13, No. 11.

HOGAN, D. J. ; CARMO, R. L.; ALVES, H. P. F. ; RODRIGUES, I. A., 2000. Sustentabilidade no Vale do Ribeira (São Paulo): conservação ambiental e melhoria das condições de vida da população. **In:** Daniel Joseph Hogan; José Marcos Pinto da Cunha; Rosana Baeninger; Roberto Luiz do Carmo (Org.). Migração e Ambiente em São Paulo. Aspectos Relevantes da Dinâmica Recente.. 01 ed. Campinas, SP, v. 01, p. 385-412.

HUANG, J. S., LIU, H. C., 1997. Object Recognition using Genetic Algorithms with a Hopfield's Neural Network. **Expert Systems With Applications**, Vol. 13, Nº. 3, pp. 191-199.

INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA), 1998. Diagnóstico Socioambiental do Vale do Ribeira: Documento Síntese. São Paulo.

LAMMOGLIA, T. 2006. Caracterização de Microexsudações de Hidrocarbonetos na Bacia do Tucano Norte (BA) por geoestatística, classificação hiperespectral e Redes Neurais. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Geociências, UNICAMP, 83 p.

LEE, J.; WEGER, R.; SENGUPTA, S.; WELCH, R., 1990. A neural network approach to cloud classification. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v.28, n.5, p.846-855.

LOESCH, C., 1998. Reconhecimento de Objetos em Imagens Bidimensionais. **Rev. Ciências Exatas**, Vol. 4, Nº. 1/2, pp. 31-38.

LOONEY, C.G. & YU, H., 2000. Special Software Development for Neural Network and Fuzzy Clustering Analysis in Geological Information Systems. Geological Survey of Canada, 34 pp.

MORAES, R. P., 1997. Transporte de chumbo e metais associados no Rio Ribeira de Iguape, São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado, Campinas: Instituto de Geociências – UNICAMP, 94p.

MOREIRA, J., COSTA, L. F., 1996. Neural-based Color Image Segmentation and Classification using Self-organizing Maps. **Anais do IX SIBGRAPI**, pp. 47-54.

MOURA, P. A., 1997. Potencialidade Mineral da porção média do Vale do Ribeira (SP) para Mineralizações Auríferas, obtida de um Sistema de Informação Geográfica – SIG. Campinas: IG-UNICAMP, 110 p. (Dissertação de Mestrado).

NIMER, E., 1977. Clima **In:** Geografia do Brasil – Região Sudeste – Rio de Janeiro, SERGRAF/IBGE, v.3, p 51-89.

NOVO, E. M. L. M., 1989. Proposta Metodológica para Geração de Imagens NDVI derivadas do AVHRR/NOAA-14. **In:** *Anais do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. São Paulo: Seção de Comunicações Técnico-Científicas.

NÓBREGA, R.P. & SOUZA-FILHO, C.R., 2003. Análise Espacial Guiada Pelos Dados (Data-Driven): O uso de Redes Neurais para Avaliação do Potencial Poli-Mineráfico na região Centro-Leste da Bahia. **Rev. Bras. de Geociências**, 33(2-Suplemento):111-120.

PAOLIELLO, M.B., 2002. Exposição humana ao chumbo em áreas de mineração, Vale do Ribeira, Brasil. Tese de Doutorado, Campinas: FCM – UNICAMP, 239p.

PERELMUTER, G., CARRERA, E. V., VELLASCO, M., PACHECO, A., 1995. Reconhecimento de Imagens Bidimensionais utilizando Redes Neurais Artificiais. **Anais do VIII SIBGRAPI**, pp. 197-203.

PERROTTA M.M., 1996. Potencial aurífero de uma região no Vale do Ribeira, São Paulo, estimado por modelagem de dados geológicos, geofísicos, geoquímicos e de sensores remotos num sistema de informações geográficas. São Paulo, IG/USP, Tese de Doutorado, 149 p.

PRINCIPE, J.C., EULIANO, N.R. & LEFEBVRE, W.C., 2000. *Neural and Adaptive Systems: Fundamentals Through Simulations*. Wiley, New York, 647 p.

RAIA, A. A. J., 2000. Acessibilidade e Mobilidade na Estimativa de um Índice de Potencial de Viagens Utilizando Redes Neurais Artificiais. Tese Doutorado - Universidade de São Paulo, São Carlos, 196 p.

ROJAS, E.H.M., 2004. Síntese Genética de Redes Neurais Artificiais ART2 na Classificação de Imagens ASTER para Mapeamento de Uso e Cobertura da Terra na Região Norte do Mato Grosso. Dissertação de Mestrado, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Jose dos Campos – SP, 124 p.

ROSA, R.T.,1999. Arsênio e metais associados na região aurífera do Piririca, Vale do Ribeira - SP, Brasil. Dissertação de Mestrado, IG - UNICAMP, 56p.

ROUSE, J.W.Jr.; HAAS, R.H.; DEERING, D.W.; SCHELL, J.A.; HARLAN, J.C., 1974. Monitoring the Vernal Advancement and retrogradation (Green Wave Effect) of Natural vegetation. NASA/GSFC. Type III Final Report, Greenbelt, MD, 371p.

SAWATZKY, D. L., RAINES, G. L., BONHAM-CARTER, G. F., LOONEY, C. G., SOUZA FILHO, C. R. 2004. ARCSDM3.1: ArcMAP extension for spatial data modelling using weights of evidence, logistic regression, fuzzy logic and neural network analysis.

SILVA, C.R. & CÂMARA, M.M., 1990. Depósito de ouro e prata do Ivaporunduva, município de Eldorado Paulista (SP). *In*: SBG, Congresso Brasileiro de Geologia, 36, Natal.

SILVA, R.H.P., 1997. Geoquímica e impacto ambiental do Arsênio no Vale do Ribeira (SP-PR). Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas, 100p.

SHIMABUKURO, Y. E.; NOVO, E.M.; PONZONI, F.J., 1998. Índice de Vegetação e Modelo Linear de Mistura Espectral no monitoramento da região do Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. (33): 1729-1737.

TSO, B.; MATHER, P. M., 2001. Pattern recogniton using artificial neural networks. In: **Classification Methods for Remotely Sensed Data**. London: Taylor & Francis, v. 1, Cap. 3, p. 103-140.

VENTURIERI, A.; SANTOS, J. R., 1998. Técnicas de Classificação de Imagens para Análise de Cobertura Vegetal. *In*: ASSAD, E. D.; SANO, E. E., eds. Sistema de Informação Geográfica: Aplicações na Agricultura. ed 2. Brasília, DF. Embrapa – SPI/Embrapa-CPAC, p.351- 371.

ZHANG, W.; BAI, C.J.; LIU, G.D., 2007. Neural network modeling of ecosystems: A case study on cabbage growth system. **Ecological Modelling**, 201: 317-325.

ZWICKE, P. E., KISS, I. Jr., 1983. A New Implementation of the Mellin Transform and its Application to Radar Classification of Ships. **IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence**, Vol. PAMI-5, N<sup>o</sup>. 2