UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

SIMULAÇÃO ESPACIAL DA PERDA DE SOLO E NUTRIENTES POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO SOB CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR

Patricia Gabarra Mendonça

Engenheira Agrônoma

2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

SIMULAÇÃO ESPACIAL DA PERDA DE SOLO E NUTRIENTES POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO SOB CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR

Patricia Gabarra Mendonça

Orientador: Prof. Dr. Gener Tadeu Pereira

Tese apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Agronomia (Ciência do Solo).

2013

Mendonça, Patricia Gabarra
M539s Simulação espacial da perda de solo e nutrientes por erosão em um argissolo sob cultivo de cana-de-açúcar. / Patricia Gabarra Mendonça. – – Jaboticabal, 2013
xii, 88 p. ; 28 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 2013
Orientador: Gener Tadeu Pereira
Banca examinadora: Alan Rodrigo Panosso, Zigomar Menezes de Souza, José Marques Júnior, Newton La Scala Júnior
Bibliografia

1. Cana crua. 2. Cana queimada. 3. Krigagem indicatriz. 4. Pedoformas. 5. Simulação sequencial gaussiana. 6. Variabilidade espacial. I. Título. II. Jaboticabal-Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias.

CDU 631.459:633.61

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

PATRICIA GABARRA MENDONÇA – Nascida em Ribeirão Preto – SP, em 18 de janeiro de 1969, graduou-se Engenheira Agrônoma em dezembro de 1992, pela Universidade Estadual Paulista – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Câmpus de Jaboticabal – SP. Durante o curso de graduação, realizou diversos estágios, foi bolsista pela FAPESP. Trabalhou em diversas empresas multinacionais e COOPERCITRUS como representante técnico comercial e emissão de receituário agronômico. Em agosto de 1999, iniciou o Mestrado em Agronomia (Genética e Melhoramento de Plantas) na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/ Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Jaboticabal, finalizando em abril de 2002. Durante o mestrado, foi bolsista da CAPES. Trabalhou como autônoma na área de paisagismo e representante de produtos hortícolas orgânicos. Trabalhou como professora designada na Universidade do Estado de Minas Gerais (UEMG) – Câmpus de Frutal, de fevereiro de 2009 até janeiro de 2011. Foi avaliadora de trabalhos em seminário de iniciação científica e extensão da UEMG; participou da orientação de trabalhos acadêmicos; foi assistente de coordenação de curso; coorientadora e orientadora de projetos de pesquisa e extensão. Ingressou no Doutorado em agosto de 2009, no programa de Ciência do Solo, na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Jaboticabal, finalizando em setembro de 2013. Atualmente, ocupa o cargo de professora contratada pela Universidade de Franca (UNIFRAN) – SP.

Não sei se a vida é curta ou longa para nós, mas sei que nada do que vivemos tem sentido, se não tocarmos os corações das pessoas. Muitas vezes basta ser: colo que acolhe, braço que envolve, palavra que conforta, silêncio que respeita, alegria que contagia, lágrima que corre, olhar que acaricia, desejo que sacia, amor que promove. E isso não é coisa de outro mundo, é o que dá sentido à vida. É o que faz com que ela não seja nem curta, nem longa demais, mas que seja intensa, verdadeira, pura enquanto durar. Feliz aquele que transfere o que sabe e aprende o que ensina.

Cora Coralina

Aos meus pais José Gilberto e Maria Luiza, pela minha formação sólida, "...incentivo e ajuda constantes...jamais teria conseguido trilhar o meu caminho sem os seus apoios".

Ofereço

Aos meus amores, Marcelo e Felipe, pelo amor incondicional que nos une cada dia mais e fortalece-nos a cada barreira que transpomos para seguirmos esperançosos para a próxima etapa de nossas vidas...

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, misericordioso, por guiar-me e iluminar meu caminho, dando-me coragem e esperança para retomar minhas forças e continuar a empreitada e por colocar em meu caminho os “anjos” que me acolheram e fizeram-me acreditar que eu atingiria o objetivo final dessa trajetória.

Aos meus pais, José Gilberto Gabarra e Maria Luiza Arantes Gabarra, pelo apoio e compreensão nas horas de desespero, mesmo sem eu dizer nada.

Às preciosidades de minha vida, meu esposo, Marcelo Barbosa Mendonça e meu filho, Felipe Gabarra Mendonça, por serem meu porto seguro.

Às minhas írmãs, Luiza Helena Gabarra Cardassi, Mônica Arantes Gabarra Pessica, Daniela Arantes Gabarra e Gisela Arantes Gabarra Takeuchi, que de certa forma, contribuíram, ao me liberaram, durante algum tempo, das tarefas domésticas (rsrsrsrs...).

Ao meu sogro, Eurico Mendonça, e minha sogra, Maria Tereza Barbosa Mendonça, pelo incentivo e colaboração.

À Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal (FCAVJ/UNESP) pela acolhida e estrutura no curso de doutorado.

Ao Prof. Dr. Gener Tadeu Pereira, pela orientação, amizade, paciência, respeito, prestatividade e, acima de tudo, por ter acreditado em mim. Um exemplo de pessoa a ser seguido. Tenho orgulho de tê-lo tido como orientador.

Ao Prof. Dr. Marcílio Vieira Martins Filho pela colaboração em algumas etapas de minha vida profissional, principalmente o doutorado.

Aos membros das Bancas Examinadoras do Exame Geral de Qualificação (Prof. Dr. Alan Rodrigo Panosso, Prof. Dr. Luiz Carlos Pavani, Prof. Dr. Newton La Scala Júnior e Profa. Dra. Teresa Cristina Tarlé Pissarra) e de Defesa da Tese (Prof. Dr. Alan Rodrigo Panosso, Prof. Dr. José Marques Júnior, Prof. Dr. Newton La Scala Júnior e Prof. Dr. Zigomar Menezes de Souza), pelas suas sugestões que contribuíram imensamente para a qualidade final deste trabalho.

A todos os professores da FCAVJ/UNESP. O meu sucesso, sem dúvida, é devido à dedicação de cada um desses profissionais, com quem eu tive o prazer de conviver e aprender durante minha vida acadêmica.

À Ismênia Ribeiro de Oliveira, por ter sido uma amiga, mesmo conhecendo-a tão pouco. Sua coragem, determinação e esforço chamou a atenção de muitos. Como disse o Prof. Gener, “pena que não trabalhamos juntas”.

Ao amigo e írmão que não tive, Daniel De Bortoli Teixeira, com toda sua paciência, disposição, preocupação e nervosismo nos dias de minhas apresentações, pois nos aproximaram dia a dia, durante esses 5 anos de convívio. Fico feliz por ter feito parte de uma etapa importante de sua vida, seu casamento. Mesmo não estando de corpo presente no dia, acompanhei-o e senti-me como uma írmã mais velha.

À Luciana Cristina Souza Merlino, um dos anjos que Deus colocou em meu caminho, amiga que compartilhou uma fase difícil de minha vida e em tão pouco tempo de convívio abriu as portas para que eu fizesse parte de sua vida, confiando em mim e ajudando-me incondicionalmente. Pessoa única que merece todo o meu respeito e admiração.

Ao João Fernandes da Silva Júnior, pelo cuidado com as palavras ao me ensinar algo que não compreendia, sempre preocupado em não me magoar ou desanimar. Em momento algum, deixou-me sozinha, nas noites cansativas e nervosas, no departamento. Além dos momentos de descontração que me proporcionou, com suas frases sábias e os sustos que me dava para ver se eu estava concentrada, realmente. Fez-me acreditar, dia após dia, mesmo sem eu perceber, que eu seria capaz de concluir o doutorado.

Ao amigo Elton da Silva Bicalho, mais um anjo que me acompanhou o tempo todo, e em um dos momentos mais desafiadores, sem eu saber o que fazer e como fazer, ele apareceu. Parece-me que me ouvia, mesmo estando longe.

À Lívia Arantes Camargo, uma prima que encontrei. Fez-se amiga rapidinho, aconselhando-me logo que ingressei. Chorou comigo em vários momentos, rezou por mim e por minha família. Sempre falava da minha experiência profissional, que tinha certeza de minha capacidade e que eu não precisava temer nada, que tudo se resolveria em seu tempo.

Ao Diego Silva Siqueira, que aparecia sempre nos momentos desafiadores, pré-qualificação e pré-defesa, perguntando se eu precisava de alguma coisa. Com todo seu jeito especial, aconselhou-me por várias vezes.

À Mara Regina Moitinho, pelos dias que passamos juntas. Sempre preocupada em saber se eu estava bem. A todo momento perguntava do que eu estava precisando.

À Angélica Santos Rabelo de Souza Bahia, pelas orações e mensagens de encorajamento.

Ao José Roberto, de Chapadinha, sempre preocupado em deixar-me confortável para trabalhar, ajeitando uma mesa, uma cadeira. No dia da defesa, acompanhou-me até a sala para arrumar tudo para mim e tentou acalmar-me o máximo que pôde. Não me recordo do que disse, mas que sua presença foi importante, foi.

Ao Norival e à Zezé, amigos e funcionários do departamento de Ciências Exatas, pelo carinho, incentivo e ajuda.

A todos os que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, gostaria de expressar minha profunda gratidão. Todos foram importantes no desfecho dessa minha história e cada qual teve sua importância para o meu crescimento, tanto profissional quanto pessoal. Obrigada a todos.

SUMÁRIO

Página

RESUMO XI

ABSTRACT XII

1.1 Introdução 1

1.2 Objetivos 3

1.2.1 Gerais 3

1.3. Revisão de literatura 4

1.3.1 Solos e a produção agrícola 4

1.3.2 Erosão hídrica e degradação do solo 6

1.3.3 Erodibilidade do solo 8

1.3.4 Perda de solo e nutrientes e suas relações com a cobertura do solo 10

1.3.5 Relação solo-paisagem 13

1.3.6 Geoestatística 15

1.3.7 Variograma 16

1.3.8 Krigagem 20

1.3.9 Krigagem indicatriz 22

1.3.10 Simulação sequencial gaussiana 24

1.3.11 Incertezas dos interpoladores geoestatísticos 25

1.4 Referências 27

CAPÍTULO 2 – INCERTEZA ESPAÇOTEMPORAL DA PERDA DE SOLO POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO EM CENÁRIOS DE CULTIVO DE CANA-DE--AÇÚCAR 37

CAPÍTULO 3 – INCERTEZA ESPACIAL DA PERDA DE NUTRIENTES POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO EM CENÁRIOS DE CULTIVO DE CANA-DE--AÇÚCAR 63

CAPÍTULO 4 – IMPLICAÇÕES 87

SIMULAÇÃO ESPACIAL DA PERDA DE SOLO E NUTRIENTES POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO SOB CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR

RESUMO – Estudos envolvendo a erosão hídrica do solo são importantes pela necessidade de se conhecer melhor a complexidade de tal fenômeno, fomentada por sistemas de manejo inadequados do solo. Assim, o estudo da avaliação das incertezas espaciais associadas às predições das perdas de solo e nutrientes é relevante para aumentar e fornecer subsídios para o desenvolvimento de tecnologias de manejo conservacionista do solo. O objetivo deste trabalho foi avaliar a incerteza espacial da perda de solo e nutrientes por erosão em um argissolo em cenários de cultivo de cana-de-açúcar. A incerteza da estimativa espacial e temporal da perda de solo, no cenário de cana crua e queimada, em cinco cortes, foi avaliada utilizando-se da técnica de krigagem indicatriz (KI), enquanto a incerteza da estimativa local e espacial das taxas de empobrecimento do solo (ES), pela erosão, dos nutrientes (P, K^{+}, Ca^{2+} e Mg^{2+}) foi avaliada pela técnica da simulação sequencial gaussiana (SSG). O estudo foi realizado em uma área de 200 ha, localizada no município de Tabapuã (SP), Brasil. Uma malha amostral de 626 pontos foi instalada nesta área. Para cada ponto desta malha amostral, a perda de solo por erosão foi estimada pela equação universal da perda de solo. Para a KI, os dados foram transformados em valores binários, 1 ou 0, a partir do limite de tolerância de perda de solo de 6,67 t ha^{-1} ano^{-1}, e a incerteza foi avaliada pelos mapas de probabilidade gerados a partir das variáveis individuais e combinadas. Para cada nutriente, foram geradas 200 realizações da taxa de empobrecimento do solo (ES), as quais foram usadas para estimar mapas médios (E-type) da incerteza espacial global e mapas da incerteza espacial local pelos mapas espaciais do desvio-padrão. Por meio destas técnicas geoestatísticas, foram identificadas áreas que devem ser priorizadas na adoção de práticas conservacionistas visando à minimização das perdas de solo por erosão. A krigagem indicatriz possibilitou a avaliação das incertezas espacial e temporal da perda de solo por erosão delimitando zonas priorizadas de adoção de práticas conservacionistas. No cenário de cana queimada, partes da área estudada com maiores declividades resultaram em menores incertezas. Para o cenário de cana crua e no 5º corte, verificou-se ausência da dependência e espacial e temporal da perda de solo por erosão. Áreas com maiores taxas de empobrecimento do solo estão relacionadas à maior declividade da paisagem. As menores incertezas do empobrecimento do solo estão associadas às áreas com maiores taxas de empobrecimento do solo e maiores declividades. As maiores incertezas do empobrecimento do solo estão associadas às áreas de transição entre as pedoformas côncava e convexa.

Palavras-chave: cana crua, cana queimada, krigagem indicatriz, pedoformas, simulação sequencial gaussiana, variabilidade espacial

SPATIAL SIMULATION OF SOIL AND NUTRIENTS LOSS BY EROSION OF AN ALFISOL UNDER SUGARCANE CULTIVATION

ABSTRACT – Studies involving soil erosion are important due to the need to better understand the complexity of this phenomenon, fostered by inadequate systems of soil management. Thus, the study of the evaluation of the spatial uncertainties associated with predictions of soil and nutrients loss is important in order to increase and provide subsidies to the development of technologies for soil conservation management. The aim of this study was to evaluate the spatial uncertainty of soil and nutrients loss by erosion in an Alfisol in scenarios of sugarcane cultivation. The uncertainty of the spatial and temporal estimate of soil loss in the scenarios of green and burned sugarcane harvesting, in five periods of harvesting, was assessed using the technique of indicator kriging (KI), while the uncertainty of the local and spatial estimate of soil nutrients (P, K^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}) impoverishment (ES) rates by the erosion was evaluated by sequential Gaussian simulation (SGS) technique. The study was conducted in an area of 200 ha located in the city of Tabapuã, São Paulo state, Brazil. A sampling grid of 626 points was installed in this area. For each point of the grid sampling, soil loss due to the erosion was estimated by the universal soil loss equation. For KI the data were transformed into binary values, 0 or 1, from the tolerance limit of soil loss of 6.67 t ha^{-1} yr^{-1} and the uncertainty was evaluated by probability maps generated from the individual and combined variables. For each nutrient we generated 200 realizations of the soil impoverishment (ES) rate, which were used to estimate average maps (E-type) of the global spatial uncertainty, and maps of the local spatial uncertainty by the standard deviation spatial maps. Through these geostatistical techniques, we identified areas that should be prioritized in the adoption of conservation practices in order to minimize soil loss by erosion. KI allowed the evaluation of spatial and temporal uncertainties of soil loss by erosion delimiting priority areas for adoption of conservation practices. In the scenario of burned sugarcane harvesting, part of the studied area with greater slopes resulted in lower uncertainties. For the scenario of green sugarcane harvesting and the 5th period of harvesting, it was found no spatial and temporal dependence of soil loss by erosion. The areas with higher rates of soil impoverishment are related to the higher slope of the landscape. The smaller uncertainties of soil impoverishment are associated with areas with higher rates of soil impoverishment and higher slopes. The greatest uncertainties of soil impoverishment are associated to the transition areas between the concave and convex landforms.

Keywords: green sugarcane harvesting, burned sugarcane harvesting, indicator kriging, landforms, sequential Gaussian simulation, spatial variability

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

1.1 Introdução

A cultura da cana-de-açúcar no Brasil ocupa uma posição de destaque, principalmente no estado de São Paulo, concentrando o maior número de empreendimentos do setor sucroenergético. Tem significativa importância para o agronegócio brasileiro por gerar emprego e renda em escala nacional. Contudo, há alguns anos que a cana-de-açúcar ganhou interesse global como matéria-prima para produção de biocombustíveis devido ao seu equilíbrio de energia ser potencialmente positivo (SMEETS et al., 2009).

No estado de São Paulo, desde 2002, vigora a lei (Decreto Estadual nº 42.056) fixando prazos para a erradicação da queima dos canaviais, processo de colheita que tem como objetivo facilitar as operações de corte, carregamento e transporte. A adoção da colheita mecanizada da cana-de-açúcar (cana crua) tem sido progressiva, devido tal proibição ou limitação no uso do processo de despalha da cultura com o fogo (cana queimada) no período de pré-colheita, em função de demandas socioambientais, como degradação dos solos, principalmente pelo processo de erosão, e a poluição de mananciais e centros urbanos.

O modelo tecnológico atual da produção de cana-de-açúcar tem promovido dúvidas sobre sua sustentabilidade. Embora o desenvolvimento tecnológico atual esteja comprometido com as questões ambientais voltadas à poluição atmosférica, com o fomento do melhoramento genético na busca de variedades de cana mais adaptadas e produtivas, em função da intensa mecanização da cultura, tanto na colheita como no plantio, que vem ocorrendo nos últimos cinco anos, a mesma atenção não tem sido dada aos impactos ambientais decorrentes da erosão do solo.

Pois, dentre as formas de degradação do solo, a erosão é a principal, causando o esgotamento de nutrientes nas áreas agrícolas com implicações diretas sobre a sustentabilidade do solo (HUDSON, 1995). Tal fenômeno está relacionado fatores como a erosividade, a erodibilidade, a cobertura vegetal, o manejo do solo e as práticas de suporte. Esses fatores, combinados com a agricultura intensiva, associada à problemática da compactação do solo, desertificação, salinização e acidificação, aumentam o processo erosivo (MARTINS FILHO, 2007).

Deste modo, a conservação do solo é indispensável para a sustentabilidade do agronegócio da cultura da cana-de-açúcar.A estimativa da perda de solo por erosão é primordial para planejar ações corretivas, porém existem dificuldades para se avaliar de forma exata e precisa a extensão e a magnitude de tal fenômeno, assim como seus impactos ambientais e econômicos (WEILL, 1999).

O sistema de manejo, adotado pela colheita mecanizada, tem como principal benefício o de promover a cobertura do solo com os resíduos vegetais da cana-de--açúcar, prática de manejo importante, principalmente em solos suscetíveis à erosão, como os Argissolos.

O efeito da translocação do solo como uma combinação dos processos erosivos aumenta a variabilidade espacial das produções agrícolas, assim como a do declínio global da produtividade do solo (SCHUMACHER et al., 1999). Técnicas geoestatísticas mostram-se promissoras para o desenvolvimento de novos conceitos e/ou tecnologias dentro das relações solo-paisagem e para os processos de erosão (MARTINS FILHO, 2007). No entanto, pouca atenção tem sido dada na representação espacial do processo de erosão ou de parâmetros que o afetam.

As formas da paisagem coordenam e direcionam o fluxo de águas de um terreno. As variações dos atributos do solo e seu padrão de variabilidade espacial na paisagem estão associados às características do relevo, como declividade e formas (curvaturas). As formas do relevo controlam a distribuição de água e de materiais solúveis, provocando convergência desses materiais em áreas côncavas, divergência em áreas convexas e erosão e deposição em áreas de forma linear com presença de declividade (HUGGETT, 1975; PENNOCK; JONG, 1987). Deste modo, é fundamental entender a relação solo-paisagem como um fator determinante na dinâmica do processo de erosão.

Portanto, ao estudar fenômenos complexos de perdas de solos e de nutrientes, baseando-se na média de resultados e ignorando a dependência espacial, pode acarretar em resultados errôneos na tomada de decisão, pela adoção de práticas de manejo ineficientes no controle da degradação dos solos. É essencial caracterizar espacialmente as perdas de solos e nutrientes considerando a influência do relevo. Na literatura, é possível encontrar vários trabalhos relacionados a perdas de solos e nutrientes e suas possíveis causas. Entretanto, pouco se leva em

consideração a variabilidade espacial, destacando-se a importância deste trabalho.

Além disso, não basta apenas produzir mapas de distribuição espacial de perdas de solos e nutrientes, e, sim, concomitantemente à predição, qualificar a informação que está sendo gerada pelos modelos matemáticos dos métodos geoestatísticos. Faz-se necessário avaliar a incerteza da informação que está sendo gerada. Deste modo, tem-se noção do risco que se pode incorrer na adoção de determinada prática de manejo conservacionista do solo. Assim, tem sido sugerida a aplicação de métodos geoestatísticos, que sejam capazes de estimar as perdas de solo, bem como as perdas de nutrientes e, ao mesmo tempo, fornecer parâmetros de incerteza local e espacial nos mapas de distribuição espaciais estimados e/ou simulados.

1.2 Objetivos

1.2.1 Gerais

1. A palha de cana-de-açúcar apresenta eficácia no controle da erosão por interferir nos fatores envolvidos na predição da perda de solo, influenciados pela relação solo-paisagem;

2. Utilizar a técnica da krigagem indicatriz na estimação do padrão da variabilidade espaçotemporal da perda de solo por erosão;

3. Utilizar a técnica da simulação sequencial gaussiana no estudo do padrão da variabilidade espacial do empobrecimento do solo.

1.2.2 Específicos

1. Estudar a relação da perda de solo em função do cenário de cana queimada e crua, como prática conservacionista;

2. Caracterizar o padrão da variabilidade espaçotemporal da perda de solo sob cenários de cultivo de cana queimada e crua, utilizando-se da técnica da krigagem indicatriz;

3. Caracterizar o padrão da variabilidade espacial do empobrecimento do solo por fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), sob cenários de cultivo de cana queimada e crua, utilizando-se da técnica da simulação sequencial gaussiana;

4. Avaliar a incerteza espaçotemporal da predição da perda de solo sob cenários de cultivo de cana queimada e crua, utilizando-se da técnica da krigagem indicatriz;

5. Avaliar a incerteza espacial da predição do empobrecimento do solo por P, K, Ca e Mg sob cenários de cultivo de cana queimada e crua, utilizando-se da técnica da simulação sequencial gaussiana.

1.3. Revisão de literatura

1.3.1 Solos e a produção agrícola

O conceito de solo, segundo a Embrapa (2006), é “uma coleção de corpos naturais, constituídos por partes sólidas, líquidas e gasosas, tridimensionais, dinâmicos, formados por materiais minerais e orgânicos que ocupam a maior parte do manto superficial das extensões continentais de nosso planeta, contém matéria viva e pode ser vegetado na natureza onde ocorrem e, eventualmente, terem sido modificados por interferências antrópicas”.

O índice de produtividade específico para cana-de-açúcar é comumente conhecido como TCH, tonelagem de cana por hectare. Em estudo desenvolvido com o objetivo de se avaliar a relação dos atributos químicos do solo e a produtividade da cultura de cana-de-açúcar por meio do emprego da técnica geoestatística, chegou-se à conclusão de que as variáveis altitude e potássio apresentaram os maiores valores de correlação com a produtividade de cana-de-açúcar (SOUZA et al., 2010a). Este fato confirma o resultado obtido por Montezano, Corazza e Muraoka (2008), ao avaliaram a variabilidade de nutrientes em plantas de milho cultivado em talhão manejado homogeneamente, verificando que houve uma correlação positiva da altitude com a produtividade de milho, demonstrando a influência dessa variável no fluxo da água no solo, diretamente associado à produtividade das culturas.

A busca pela necessidade de aumento de produtividade, mantendo a

sustentabilidade do sistema solo-água-planta, necessita da busca do conhecimento das variáveis intrínsecas ao sistema produtivo (POCAY, 2000). Sendo que, para isso, é preciso diagnosticar as causas da variabilidade dos atributos do solo como subsídio para adequação às técnicas de manejo a serem adotadas. Pois a produtividade das culturas varia espacialmente, e determinar as causas dessas variações é fundamental para o estabelecimento de zonas específicas de manejo (FARIAS et al., 2003). A erosão do solo pode reduzir a produtividade de uma cultura na proporção de cerca de 4% para cada 10 cm de solo perdido (BAKKER; GOVERS; ROUNSEVELL, 2004).

As grandes quantidades de dinheiro e tempo, nas últimas décadas, foram gastas no desenvolvimento e na aplicação de tecnologias, com o intuito de manejar a variabilidade das culturas nas áreas cultivadas (MARTINS FILHO, 2007). Muitos desses esforços foram destinados ao estudo da variabilidade solo-paisagem, especialmente em relação à fertilidade do solo, caso típico do setor sucroenergético brasileiro (MARTINS FILHO, 2007).

A adoção de técnicas de cultivo e de colheita intensamente mecanizadas na cultura de cana-de-açúcar tem provocado alterações no comportamento das propriedades físicas do solo e na produtividade dos canaviais (SOUZA et al., 2004a, b), interferindo diretamente na compactação dos solos, sendo necessários estudos de avaliação deste processo para a otimização da produção da cultura. A avaliação da perda de solo, bem como dos fatores envolvidos na predição da erosão são fundamentais para o diagnóstico do grau de compactação, como subsídio no planejamento agrícola conservacionista do solo.

As causas da variabilidade nas produções das culturas são a umidade do solo (excesso de umidade do solo nas partes mais baixas do relevo (depressões) e déficits de água no topo dos relevos); adoção de híbridos ou variedades específicas para cada tipo de solo; ataque de pragas e doenças; infestação de plantas daninhas; rotação de culturas; sistemas de preparo de solo adequados; compactação do solo (métodos de preparo de solo adotados e tráfego de máquinas e implementos); pH do solo; manejo de herbicidas (seleção do herbicida correto e erros de aplicação); condições subsuperficiais do solo (compactação e permeabilidade); manejo de fertilizantes (dosagem e posição do adubo); fertilidade do solo (níveis e equilíbrio

dos nutrientes) e população de plantas (stand de semeadura e stand emergência), em função de tudo que foi exposto, a variabilidade na produção de uma cultura está direta ou indiretamente relacionada com a erosão do solo (LOBB, 2011).

1.3.2 Erosão hídrica e degradação do solo

O conceito da degradação do solo resume-se na deterioração da qualidade ou a perda parcial ou completa de uma ou mais finalidades do solo (BLUM, 1988). Para a agricultura, interessam as atribuições ecológicas do solo como agente supridor de nutrientes, ar e água, meio de suporte para raízes, facilitando a produção de matéria vegetal, além da capacidade de filtrar, tamponar ou armazenar água da chuva e de servir de habitat para flora e fauna. A degradação do solo reduz sua capacidade em desempenhar funções, deixando de ser capaz de manter ou sustentar a vegetação.

As principais causas da degradação do solo podem ser físicas: erosão, compactação; ou químicas: perdas de matéria orgânica, contaminação, salinização; ou ainda degradação biológica: perda de matéria orgânica e consequente diminuição das comunidades microbiológicas. Uma vez degradadas, a recuperação é uma tarefa a longo prazo e de alto custo, que envolve ações multidisciplinares, visando a restabelecer o equilíbrio e a sustentabilidade anteriormente encontrados (GRIFFITH; DIAS, 1998).

A superfície terrestre sofre o processo de erosão natural constantemente, sendo que rios, geleiras e as enxurradas deslocam, transportam e depositam as partículas do solo e os nutrientes nelas adsorvidos (LEPSCH, 2011). Além do que, a erosão pode ser facilmente acelerada pelo homem (DREGNE, 1982). Estima-se, no Brasil, que 16 milhões de hectares foram produtivos um dia; hoje, porém, encontram-se depauperados pelo uso de manejo inadequado ou pela exploração de áreas de baixa aptidão agrícola. Entre as práticas de manejo que mais contribuem e fomentam o processo erosivo, estão o preparo intensivo do solo; monocultura; plantio de culturas pouco protetoras do solo; plantio em linhas dirigidas a favor do declive; queima de restos culturais; pastoreio excessivo; não priorizar a capacidade de uso do solo; manutenção do solo desprovido de cobertura vegetal, e cultivo em

terrenos declivosos sem adoção de práticas conservacionistas (PIRES; SOUZA, 2006).

Portanto, a erosão hídrica é uma das formas mais graves de degradação dos solos, poluindo o meio ambiente, classificada como uma fonte de poluição difusa, oriunda de resíduos e efluentes de áreas agrícolas (MARTINS FILHO, 2007). Segundo Hernani et al. (2002), juntamente com o escoamento superficial, existe o transporte de nutrientes e de matéria orgânica em suspensão, junto às partículas de solo e/ou de fertilizantes ainda não dissolvidos, ou em solução, causando a poluição dos recursos hídricos.

Ao se estimar a valoração da perda ocasionada pelo fenômeno de erosão no Brasil, desde a propriedade rural, referindo-se aos custos relativos à reposição de corretivos e fertilizantes, perda de produtividade e elevados custos de produção até o cálculo dos custos externos à propriedade rural, como tratamento de água, reposição da capacidade de acumulação de reservatórios, manutenção de estradas, recarga de aquíferos, maior consumo de combustíveis e maior consumo de energia elétrica em áreas irrigadas, chegou-se a um custo total da ordem de US$ 4,24 bilhões por ano (HERNANI et al., 2002).

A água que não infiltra em um solo saturado é um agente do balanço hídrico que condiciona a intensidade da erosão. A magnitude e a importância desses condicionantes dependem de uma série de fatores, como o clima, o solo, a topografia, as práticas de manejo do solo e cultural, as práticas conservacionistas, as condições antecedentes de umidade e o tamanho da área considerada (BEZERRA; CANTALICE, 2006).

O impacto da gota da chuva é a principal causa do fenômeno da erosão hídrica do solo, classificado em três etapas principais: 1) a desagregação das partículas do solo; 2) o transporte dessas mesmas partículas na superfície do solo, e 3) a deposição dessas partículas em algum ponto afastado do local de origem (ELLISON, 1946).

A desagregação das partículas do solo ocorre pelo efeito da energia cinética das gotas da chuva e da força cisalhante do escoamento superficial, o que constitui o estágio inicial e mais importante da erosão hídrica (BAHIA et al., 1992). Quanto ao transporte das partículas finas desagregadas, ocorre quando o solo está saturado ou

quando a velocidade da água precipitada é superior à capacidade de infiltração de água no solo, ocasionando o escoamento superficial do excesso de água, em áreas com declive. Finalmente, o material transportado deposita-se nas depressões naturais do terreno ou em reservatórios de água, concluindo o processo erosivo (ELTZ et al., 1984).

As modalidades de erosão hídrica são dadas em função do impacto das gotas da chuva e o escoamento da água sobre a superfície do solo, e são elas: a entressulcos, em sulcos e as mais comumente conhecidas, as voçorocas. Erosão entressulcos ocorre quando a desagregação do solo é causada pelo impacto das gotas de chuva sobre superfícies mais lisas, na forma de fluxo laminar delgado, ou ocorre o desprendimento das partículas do solo no local que sofre o impacto da gota da chuva, transportando-as, por salpicamento e imprimindo energia cinética, em forma de turbulência, à água superficial (laminar) (MEYER; FOSTER; NIKOLOW, 1975; BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990).

No caso da erosão em sulcos, tanto a desagregação quanto o transporte são causados pela ação cisalhante e entalhadora da enxurrada que escoa em um fluxo concentrado nos sulcos, segundo Foster e Meyer (1972), mas não em tão grandes proporções de volume e velocidade, como no caso das voçorocas. Ainda tratando-se da erosão em sulcos, o impacto das gotas da chuva tem sua capacidade de desagregação e de transporte aumentada por criar turbulência no fluxo.

A perda da camada superficial do solo é a principal forma de expressão da degradação das terras no Brasil, causada significativamente pela erosão hídrica. Ao expor os horizontes subsuperficiais, isto acarreta menor potencial de produtividade para as culturas (HERNANI et al., 2002). Portanto, a manutenção de resíduos vegetais em contato direto com a superfície do solo é uma das melhores e mais efetivas medidas de controle da erosão (MANNERING; MEYER, 1963).

1.3.3 Erodibilidade do solo

A erodibilidade do solo é uma propriedade intrínseca que representa a vulnerabilidade à ação dos agentes erosivos, dada a características e propriedades físicas, químicas e mineralógicas (FOSTER, 1982). Os atributos do solo que afetam

sua erodibilidade em entressulcos incluem a textura, a mineralogia, a agregação, a matéria orgânica, o pH, o teor de cátions trocáveis, o grau e a forma do declive e da umidade inicial (VEIGA; CABEDA; REICHERT, 1993).

Quanto menor for a estabilidade dos agregados do solo e a capacidade de infiltração de água, mais vulnerável ele está à erosão. Solos ricos em silte e areia, e com pouco agente cimentante, como a matéria orgânica e óxidos de Fe e Al são altamente propensos ao processo erosivo em decorrência da menor resistência atribuída ao desprendimento das partículas durante a precipitação (BEZERRA; CANTALICE, 2006; VOLK; COGO, 2009; OLIVEIRA et al., 2012).

O uso e o manejo do solo alteram as forças de resistência à desagregação, exercendo grande influência sobre a estabilidade dos agregados. A princípio, sistemas que mobilizam menos o solo, como o cultivo mínimo e o plantio direto, promovem a elevação do carbono orgânico na superfície do solo, propiciando aumento da estabilidade dos agregados de tamanho maior (MELISSA et al., 2006; JACOBS; RAUBER; LUDWING, 2009).

A fragilidade dos Argissolos ao processo erosivo hídrico ocorre, pois esses solos possuem um gradiente textural, expondo os horizontes mais superficiais (A e/ou E) na qual possuem menores teores de argila em relação aos subsuperficiais (B textural). Dessa forma, à medida que as águas pluviais penetram no solo, encontram macroporos, porém pouca argila nos horizontes mais arenosos de superfície, infiltrando-se com facilidade. Porém, a água ao atingir o horizonte B, caracterizado pela macroporosidade reduzida e por maior teor de argila, juntamente à capacidade de retenção da água, cria um gradiente de velocidade de infiltração e, conforme a água da chuva cai, satura o horizonte superficial, impedindo a infiltração de água no solo, provocando a formação de enxurradas. Estas agravam o processo erosivo, transportando as partículas de superfície, antes dispersas pela ação das gotas de chuva.

No caso da cultura da cana-de-açúcar, as práticas intensivas do uso do solo e o emprego sistemático de práticas agrícolas inadequadas, com predominância de preparo superficial excessivo e queima dos resíduos culturais, contribuem para elevadas perdas de solo por erosão (SOUZA, 2004). Portanto, sem cobertura vegetal e manejo físico adequado, esse tipo de solo é bastante suscetível aos

processos erosivos.

A confiabilidade das predições mensuradas no processo de erosão requer suficiente entendimento da variabilidade da erodibilidade do solo, sendo assim de grande importância considerar a dependência espacial deste fator de erosão em diferentes escalas. Então, a utilização da geoestatística é uma ferramenta fundamental para as predições da erosão e para tomadas de decisões em atividades de planejamento visando à conservação do solo e da água (MARTINS FILHO, 2007).

1.3.4 Perda de solo e nutrientes e suas relações com a cobertura do solo

A estimativa da quantidade de solo que pode ser perdida pela erosão é fundamental como guia na adoção de um programa de manejo e conservação do solo, segundo Vieira e Lombardi Neto (1995), além de ser útil ao prever os impactos antes mesmo de determinado cultivo, ou prática agrícola, ser implementado. Para isso, existem modelos matemáticos que descrevem o processo de desprendimento, transporte e deposição do material erodido, dentre os quais, o mais utilizado é a Equação Universal de Perda de Solo (EUPS), descrita por Wishmeier e Smith (1978), que considera as variáveis de erodibilidade do solo, comprimento e grau de declive, uso e manejo do solo e prática conservacionista.

Para a quantificação de perdas de solo, água e nutrientes como consequência do fenômeno da erosão dos solos, trabalhos têm sido desenvolvidos, correlacionando aspectos como a declividade, por Jorge (2009); práticas de manejo, por Volk e Cogo (2009) e Garbiate et al. (2011); coberturas vegetais, por Martins Filho et al. (2009) e Silva et al. (2012); rugosidade do solo, por Zoldan Júnior et al. (2008) e Luciano et al. (2009), e erodibilidade (FREITAS et al., 2008).

A grande função da manutenção dos resíduos vegetais está na proteção direta contra o impacto das gotas de chuva, isto é, interceptando-as e dissipando sua energia cinética, evitando a desagregação das partículas e a formação do selamento superficial (MARTINS FILHO et al., 2009). Os resíduos vegetais proporcionados pela cana crua formam uma rede, como se fosse um filtro, sobre a superfície do solo, no qual provocam a deposição das partículas, especialmente as

de maior diâmetro, transportadas pela enxurrada (SILVA et al., 2012).

Os resíduos vegetais no solo aumentam a rugosidade da superfície do terreno, reduzindo a velocidade de escoamento e facilitando o aumento da infiltração da água no solo (FOSTER, 1982). Em trabalho realizado com cana crua, além de manter mais altas as taxa de infiltração da água, aumenta drasticamente a retenção de água no solo, pois a palhada promove elevada redução nas taxas de evaporação (BALL COELHO et al.,1993; TOMINAGA et al., 2002).

Em trabalho desenvolvido por Silva et al. (2012), conduzido em um Latossolo Vermelho distrófico, testando quantidades variadas de palha de cana-de-açúcar, concluiu-se que a perda de solo, água e nutrientes foi reduzida com o aumento da quantidade de palha na superfície do solo. A taxa de desagregação do solo diminuiu, e o coeficiente de rugosidade e a taxa de infiltração aumentaram com o incremento de palha de cana-de-açúcar na superfície do solo. Além disso, para minimizar a perda de solo, água, nutrientes e matéria orgânica devem ser mantidos, no mínimo, 50% de cobertura do solo com palha de cana-de-açúcar.

O sucesso do controle da erosão em função da manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo depende do tipo e da quantidade de resíduos vegetais utilizados para tal controle (BRAIDA; CASSOL, 1999). Estes concluíram que, para as mesmas quantidades de palha de milho e trigo, apesar de os resíduos de milho não cobrirem o solo tão eficientemente quanto os do trigo, são igualmente eficientes em reduzir a erosão, devido à similaridade de seus efeitos sobre o fluxo superficial.

Trabalhos realizados em duas áreas de manejo de Cambissolos cultivados com cana-de-açúcar puderam constatar que, mesmo não recebendo qualquer adubação ou correção de acidez, a área sem cultivo apresentou médias superiores de cátions trocáveis na primeira camada, em relação às médias observadas na área de cultivo contínuo (BERNER et al., 2007). A reposição de matéria orgânica bruta e de nutrientes, resultante da colheita da cana sem queima, estimulando a atividade biológica, parece contribuir para esse comportamento (BERNER et al., 2007).

Em estudo com intuito de se avaliarem as perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes em uma vertente localizada em uma área de Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, cultivada com cana crua, sob ação de chuva simulada, com diferentes porcentagens de cobertura de palha sobre a superfície do solo, concluiu-se que

houve maiores perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes nos sedimentos oriundos das parcelas com 0% e 25% de cobertura, e com 50% houve redução da perda de solo e matéria orgânica, significativamente, bem como diminuição da concentração de nutrientes no sedimento erodido e independentemente da posição na vertente, ou seja, da declividade do terreno, sendo as perdas de solo reduzidas em função do aumento da quantidade de palha sobre a superfície do solo (SOUSA; MARTINS FILHO; MATIAS, 2012).

As perdas de nutrientes podem ocorrer associadas ao transporte pelo fluxo ou adsorvidas aos sedimentos que são transportados pela enxurrada, pois tanto a perda de solo quanto a da água estão intimamente ligadas às condições físicas da superfície do solo (WALTON et al., 2000).

No estudo da avaliação do impacto financeiro decorrente da perda de nutrientes por erosão, em trabalho realizado por Andrade et al. (2011), para um Argissolo, o cultivo com cana queimada apresentou maior custo de produção em relação à cana crua, decorrente do maior gasto financeiro com a reposição de nutrientes perdidos por erosão, nos cinco cortes avaliados e também pela redução da produtividade. O custo de reposição de nutrientes, em média, na cana queimada, foi de R$ 33,92 ha^{-1} ano^{-1}, superior ao da cana crua, que foi de R$ 21,12 $ha^{-1}ano^{-1}$ (ANDRADE et al., 2011).

A lucratividade de uma cultura está diretamente relacionada com o incremento da produtividade, juntamente com a redução do custo de produção. O cultivo com cana crua contribuiu para aumentar o faturamento, pela diminuição da perda de nutrientes, fator importante no aumento da produtividade (ANDRADE et al., 2011). Isto demonstra que, ao se adotar práticas mais sustentáveis de cultivo, o custo com a erosão é menor, como demonstrado por Pugliesi (2007) e Bertol et al. (2007).

O empobrecimento de um solo é dado pela concentração de nutrientes que se encontram no sedimento que foi erodido do solo em relação ao total de nutrientes do solo original, isto é, uma taxa que é um número adimensional, como explicam, Bertol et al. (2004), que significa o mesmo que taxa de enriquecimento do sedimento erodido. Quando o empobrecimento do solo é maior que 1, significa que o sedimento

erodido se encontra enriquecido por nutrientes do solo original (HERNANI; KURIHARA; SILVA, 1999).

Em trabalho que teve como objetivo determinar as perdas de matéria orgânica (MO) e nutrientes (P, K, Ca e Mg), em área cultivada com cana-de-açúcar, para um Argissolo Vermelho-Amarelo, com declive de 0,052 m m^{-1} e com 0%, 50% e 100% de cobertura sobre a superfície do solo, sob chuva simulada, concluiu-se que as análises do sedimento erodido indicaram taxas de enriquecimento da seguinte ordem: 2,7 a 1,9 (MO), 3,8 a 2,7 (P), 1,3 a 1,7 (K), 3,9 a 3,6 (Ca) e 2,9 a 2,6 (Mg) vezes em relação ao solo original para 0% e 50% (MARTINS FILHO et al., 2009). Com 50% de cobertura, não houve redução na concentração de MO e de nutrientes no sedimento erodido; entretanto, para 100% de cobertura, a redução foi significativa para as concentrações de MO (69%), P (88%), K (23%), Ca (74%) e Mg (75%) no sedimento.

Para um Latossolo Vermelho, com declive de 0,08 m m^{-1}, sob cultivo de cana queimada e ação da chuva simulada, ao se avaliarem as perdas de nutrientes por erosão em entressulcos, sulcos e global (entressulcos + sulcos), determinaram-se as taxas de enriquecimento do sedimento erodido por MO, P, K, Ca e Mg da ordem de 1,62; 4,30; 1,17; 1,33 e 1,24 (IZIDORIO et al., 2005). Apesar de ser um Latossolo, menos propenso ao fenômeno da erosão, quando comparado ao Argissolo, a taxa de enriquecimento foi superior a 1, o que significou o empobrecimento do solo.

1.3.5 Relação solo-paisagem

A paisagem é a combinação entre as feições da superfície da terra e os componentes de subsuperfície que são os materiais de origem, segundo Pennock e Veldkamp (2006), enquanto solo é um corpo natural tridimensional e dinâmico que está inserido na paisagem (MINASNY; MCBRATNEY, 2006). Processos superficiais envolvendo erosão, transporte e deposição de materiais atuam na diferenciação dos solos na paisagem, condicionados em grande parte pelo relevo (CAMPOS et al., 2013).

O estudo das formas de relevo que interferem no escoamento da água, em diferentes trajetórias sobre o terreno, é relevante para o entendimento e a

quantificação da erosão e da variabilidade das principais propriedades dos solos (SOUZA et al., 2003). Portanto, a erosão é controlada pelo relevo, enquanto as diferentes trajetórias do fluxo da água, em diferentes formas de paisagem são agentes causadores de variabilidade (SOUZA, 2001). Apesar de as variações do relevo influenciarem sobre os processos de erosão, a maioria das investigações é quantitativa e não relaciona o desenvolvimento do solo com os processos de erosão (CAMPOS et al., 2008).

Baseado nas curvaturas do relevo e no perfil do solo, Troeh (1965) classificou nove tipos básicos de pedoformas que estão relacionadas com os fluxos da água (Figura 1.1).

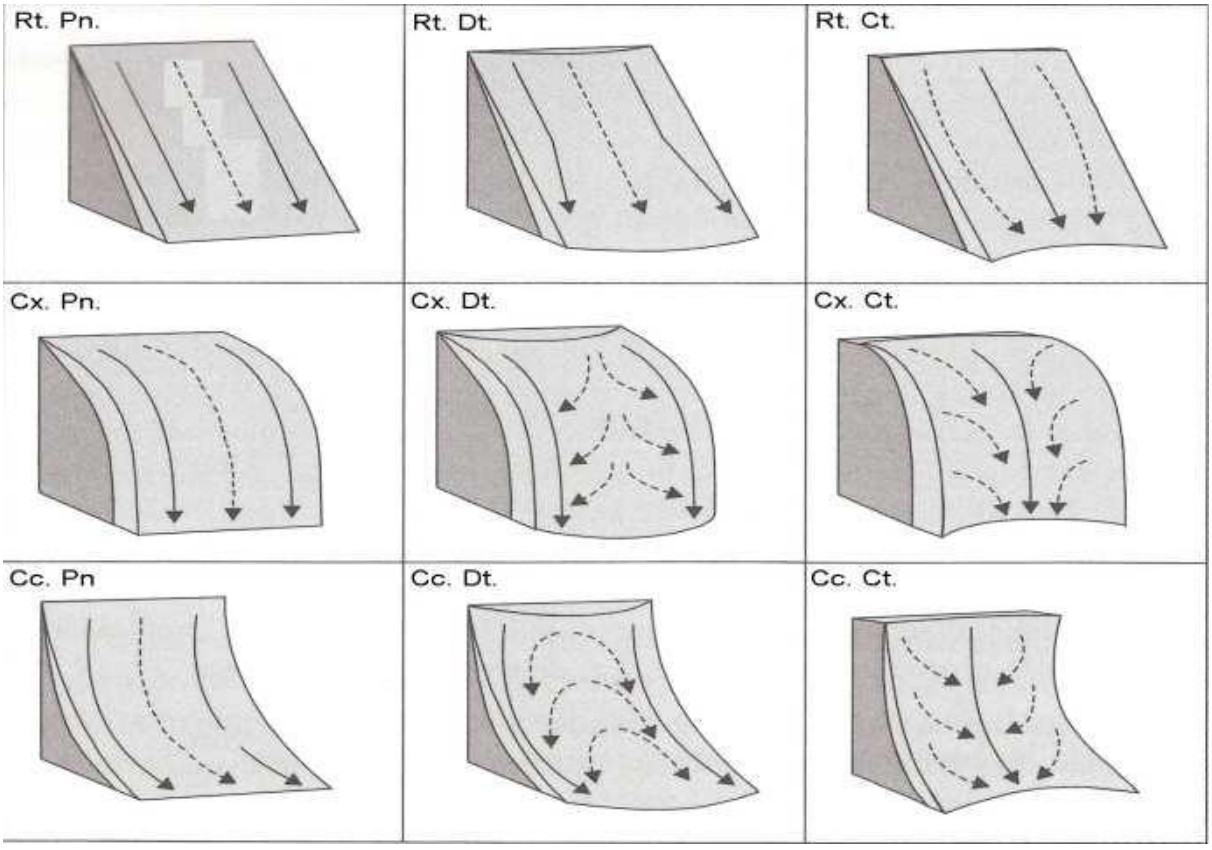


Figura 1.1. Diagrama das nove pedoformas de TROEH (1965) com os fluxos da água no plano de curvatura (setas pontilhadas) e fluxos de água no perfil da curvatura das vertentes (setas contínuas). Fonte: HUGGET (1975).

Estudo realizado por Martins Filho (2007) assume que a variabilidade dos atributos do solo é controlada, também, por processos erosivos que, por sua vez, as formas de relevo determinam o movimento da água no terreno (SCHUMACHER et

al., 1999; OOST; GOVERS; DESMET, 2000; SOUSA; MARTINS FILHO; MATIAS, 2012). Assim, para caracterizar a variabilidade espacial dos atributos dos solos, a técnica recomendada é a geoestatística (WILDING; DREES, 1983). Desta forma, o estudo da incerteza na predição da erosão mostra-se uma ferramenta importante na determinação qualitativa das informações, subsidiando o planejamento agrícola de forma mais realística.

1.3.6 Geoestatística

A variabilidade espacial dos solos sempre existiu e deve ser considerada toda vez que a amostragem de campo for realizada. Em função disso, a geoestatística é uma ferramenta importante no estudo da variabilidade espacial dos solos (MARQUES JÚNIOR et al., 2008). Pesquisas desenvolvidas nesse sentido, voltadas para a ciência do solo e outras áreas agronômicas, têm ocorrido (TRANGMAR; YOST; UEHARA, 1985; VIEIRA, 1997; IZIDORIO et al., 2005; MONTANARI et al., 2008; SOUZA et al., 2010; SILVA JÚNIOR et al., 2012).

Para se entender melhor o fenômeno da erosão do solo, é necessário estudar os vários fatores envolvidos no processo de erosão, bem como suas interações com as posições da paisagem. Assim, a heterogeneidade do solo no tempo e no espaço depende da dinâmica dos atributos de um solo específico e das condições ambientais onde está inserido (WANG et al., 2002).

Mesmo existindo variabilidade espacial e temporal nas variáveis utilizadas nos modelos de predição de erosão, ela é raramente incorporada na análise e no planejamento conservacionista; portanto, a simplificação desses fatores traz consequências nas predições incorretas de perda de solo, com implicações para a sustentabilidade agrícola e ambiental (CHAVES, 2010).

Portanto, o conhecimento da variabilidade espacial das perdas de solo, por meio das técnicas geoestatísticas, faz-se necessário, bem como dos fatores que afetam seu processo erosivo (ELLIOT et al., 2001; WANG et al., 2001; SOUZA et al., 2003; SOUZA et al., 2005; MELLO; BUENO; PEREIRA, 2006; CAMPOS et al., 2008; DELBARI; AFRASIAB; LOISKANDL, 2009; BASKAN et al., 2010).

Ao trabalharmos com uma determinada propriedade que varia de um local

para outro com algum grau de organização ou continuidade, expresso pela dependência espacial, a estatística clássica deve dar lugar à geoestatística. No caso da estatística tradicional utilizam-se variáveis como média e desvio-padrão para representar uma população, além de ser embasada na hipótese principal de que as variações de um local para outro são aleatórias e independentes. Para tanto, estes dois ramos da estatística têm validade de aplicação em condições perfeitamente distintas.

A geoestatística está fundamentada no conceito de variáveis regionalizadas, funções aleatórias e estacionariedade (TRANGMAR; YOST; UEHARA, 1985). Quando uma variável aleatória assume valores diferentes em função da posição de amostragem no campo, define-se uma variável regionalizada (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). O conjunto de todas as possíveis realizações da variável aleatória, em todas as posições de uma área, constitui a função aleatória.

Na teoria das variáveis regionalizadas, uma variável regionalizada, $Z(x_i)$, é uma função espacial numérica que pode ser definida como uma variável aleatória (VA), assumindo diferentes valores Z, em função da posição *x* dentro de uma área *i*, com aparência de continuidade e cuja variação não pode ser representada por uma expressão matemática simples (VIEIRA, 2000).

A continuidade da função aleatória ou dependência espacial é estimada pelo variograma. Quantificada a dependência espacial, por meio do modelo ajustado ao variograma experimental, este pode ser usado na interpolação de valores em locais não amostrados, permitindo o mapeamento das variáveis em estudo.

As etapas que envolvem a técnica geoestatística são quatro: (1) análise exploratória dos dados; (2) análise da dependência espacial para obter o variograma experimental; (3) cálculo e ajuste do modelo ao variograma experimental, e (4) obtenção de valores das variáveis em estudo em local não amostrado (VIEIRA et al., 1983).

1.3.7 Variograma

O variograma é função da semivariância com o vetor distância, conforme equação (1.1), e quantifica a dissimilaridade entre os pontos.

$$\hat{\gamma}(\mathrm{h}) = \frac{1}{2N(\mathrm{h})}\sum_{i=1}^{N(h)}[z(\mathrm{x_i}) - z(\mathrm{x_i} + \mathrm{h})]^2 \qquad (1.1)$$

em que, $\hat{\gamma}(\boldsymbol{h})$ é a semivariância estimada na distância ***h***, *N(**h**)* é o número de pares de valores observados Z ($\boldsymbol{x_i}$); Z ($\boldsymbol{x_i}$ + ***h***) separados pela distância ***h***, e *Z* representa os valores medidos para atributos do solo ou da cultura. O variograma experimental é representado pelo gráfico de $\hat{\gamma}(\boldsymbol{h})$ versus *h*.

A representação gráfica do variograma experimental ideal de um atributo que apresenta dependência espacial, está ilustrada na Figura 1.2. O variograma é caracterizado por três parâmetros: efeito pepita (C_0), patamar (C_0+C_1) e alcance (a). Como amostras coletadas mais próximas umas das outras devem ser mais parecidas do que aquelas separadas por grandes distâncias, $\hat{\gamma}(\boldsymbol{h})$ aumenta à medida que *h* cresce, até se estabilizar no valor do alcance *a*.

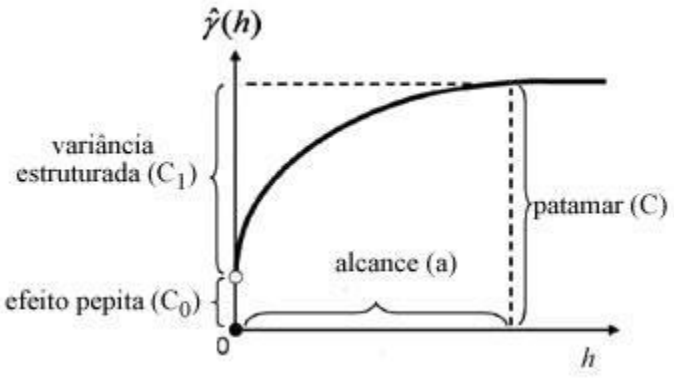


Figura 1.2. Variograma experimental, com os parâmetros C0 (efeito pepita); C1 (variância estruturada); C (patamar = C0+C1) e a (alcance).

O variograma começa com baixo valor, denominado efeito pepita ou "*Nugget effect*" (C_0), o qual expressa tanto a variabilidade para uma escala menor que o menor intervalo de amostragem utilizado, quanto o erro de mensurações e representa a variância aleatória, ou seja, variação não dependente espacialmente sobre a escala avaliada (TRANGMAR; YOST; UEHARA, 1985; SALVIANO; VIEIRA; SPAROVEK, 1998; OLIVEIRA et al., 1999). Quando os dados apresentam uma variabilidade aleatória que não se ajusta a nenhum modelo matemático, diz-se que ocorre o efeito pepita puro. Significa que a estruturação da variável, se existir, não pode ser visualizada na escala utilizada, então não é vantagem utilizar-se do método

geoestatístico para o estudo da mesma (ANDRIOTTI, 2002).

O patamar (C_0+C_1) representa a semivariância na qual o modelo atinge o valor do alcance (a), e determina a distância até a qual o atributo se apresenta espacialmente dependente, isto é, indica o limite de dependência espacial entre amostras. Desta forma, amostras espaçadas acima deste valor não apresentam dependência espacial entre si (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). A razão entre o efeito pepita (C_0) e o patamar (C_0+C_1) pode ser usada para definir classes distintas que representam o grau de dependência espacial das variáveis do solo (CAMBARDELLA et al., 1994): $C_0/(C_0+C_1) \leq 25$ %, variável apresenta forte dependência espacial; 25 % < $C_0/(C_0+C_1) \leq 75$ %, variável apresenta moderada dependência espacial; $C_0/(C_0+C_1) > 75$ %, variável apresenta fraca dependência espacial.

Todos os cálculos de geoestatística dependem do valor do modelo do variograma para cada distância especificada (VIEIRA et al., 1983). Os variogramas apresentam formas variáveis em função dos dados e do intervalo amostral utilizado. Em decorrência da importância de o modelo ser bem ou mal ajustado, todos os cálculos seguintes poderão ser ou não prejudicados. O modelo matemático deve ser ajustado o mais próximo possível dos dados observados (McBRATNEY; WEBSTER, 1986). Entre os modelos disponíveis, os mais utilizados para modelar os fenômenos espaciais nas ciências da terra e do ambiente são: esférico, exponencial e gaussiano (SOARES, 2006).

O modelo esférico, dado pela equação (1.2), é o mais comumente ajustado para os atributos do solo (TRANGMAR; YOST; UEHARA, 1985) e possui comportamento linear até aproximadamente $(1/3)a$ (VIEIRA, 2000).

$$\begin{cases} \hat{\gamma}(h) = C_0 + C_1\left[\frac{3}{2}\left(\frac{h}{a}\right) - \frac{1}{2}\left(\frac{h}{a}\right)^3\right], se\ 0 < h \leq a \\ \hat{\gamma}(h) = C_0 + C_1, se\ h > a \end{cases} \quad (1.2)$$

O modelo exponencial, dado pela equação (1.3), possui comportamento linear próximo da origem. Não existe limite para a dependência espacial descrita pelo modelo em questão (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). Sua grande importância é dada em função de representar a essência da aleatoriedade no espaço e apropriado quando mudanças do tipo de solo são a principal contribuição para a variação.

$$\hat{\gamma}(\mathrm{h}) = C_0 + C_1\left[1 - \exp\left(-3\frac{\mathrm{h}}{\mathrm{a}}\right)\right], se\ 0 < \mathrm{h} < \mathrm{d} \quad (1.3)$$

em que, ***d*** é a máxima distância na qual o variograma é definido. O modelo exponencial e o esférico diferenciam-se fundamentalmente pelo fato de o exponencial atingir o patamar apenas assintoticamente, com o alcance prático definido como a distância na qual o valor do modelo é 95% do patamar (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989).

O modelo gaussiano, representado na equação (1.4), é ajustado para fenômenos regulares e extremamente contínuos, com crescimento lento de $\hat{\gamma}(\boldsymbol{h})$ e muito bem caracterizado pelo comportamento parabólico junto à origem.

$$\hat{\gamma}(\mathrm{h}) = C_0 + C_1\left[1 - \exp\left(-3\left(\frac{\mathrm{h}}{\mathrm{a}}\right)^2\right)\right], se\ 0 < \mathrm{h} < \mathrm{d} \quad (1.4)$$

em que, ***d*** é a máxima distância na qual o variograma é definido. O modelo gaussiano, assim como o exponencial, atinge o patamar assintoticamente, e o parâmetro *a* é definido como o alcance prático ou distância na qual o valor do modelo é 95% do patamar (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989).

O ajuste de uma função ao variograma é muito importante para análise estrutural e interpolação dos dados; entretanto, segundo Souza (2004), na geoestatística, é comum o ajuste visual do modelo selecionado aos pontos experimentais, o que carece de sustentação estatística. Ainda para Isaaks e Srivastava (1989), a definição do modelo da função do variograma não pode ser casual. De acordo com McBratney e Webster (1986), Isaaks e Srivastava (1989), Webster e Oliver (2007), a função tem que satisfazer algumas restrições matemáticas, como as das funções positivas definidas.

A forma do modelo do variograma pode apresentar muitas características da variação espacial do atributo em estudo. Um variograma errático sugere que poucas amostras foram usadas para calcular a semivariância. Para evitar que isso aconteça, o ideal é que, para se obter um variograma estável, são necessários 50 a 100 pontos (BURROUGH; McDONNELL, 2006).

Em um estudo geoestatístico, pode-se definir a obtenção de um modelo de dependência espacial para a variável em estudo, bem como objetivar a predição de valores da variável para locais ou pontos não amostrados numa área. O interesse

pode estar centrado em um ou mais pontos específicos da área ou numa malha de pontos interpolados que permitam visualizar o comportamento da variável numa região através de um mapa de isolinhas ou de superfície. Entretanto, para isto, é necessária a aplicação de um método de interpolação (MARTINS FILHO, 2007).

O processo de interpolação nada mais é do que uma estimativa de valores de um atributo em locais não amostrados, a partir de valores vizinhos resultantes da amostragem realizada. Refere-se a um conjunto de técnicas que visam à criação de superfícies contínuas a partir de amostras pontuais e baseia-se no pressuposto de que pontos que estão mais próximos no espaço tendem a apresentar valores de atributos semelhantes, conhecida como autocorrelação espacial positiva. A maioria dos procedimentos de interpolação assume que existe um gradiente contínuo e regular entre os pontos de amostragem (GOOVAERTS, 1997).

Os métodos de interpolação podem ser classificados como globais, que consideram toda a população de pontos: análise de superfície de tendência; modelos de regressão polinomial e análise espectral (séries de Fourier), e os métodos locais, que consideram uma zona próxima ao ponto que está sendo interpolado, tais como, polígonos de Thiessen; vizinho mais próximo; inverso da distância; spline e krigagem. Os tipos de interpoladores podem ser determinísticos, que não permitem a avaliação de erros associados aos valores previstos, e também estocásticos, que permitem a avaliação de erros de previsão com base na estimativa das variâncias (SOARES, 2006).

1.3.8 Krigagem

Krigagem é o nome genérico designado pelos geoestatísticos, para a família de algoritmos de regressão de mínimos quadrados (WEBSTER, 1996). É um dos mais importantes métodos locais de interpolação, dando origem a todo campo da geoestatística (MATHERON, 1962). É uma técnica desenvolvida que tem como base estimar valores para locais não amostrados, a partir da correlação espacial modelada pelo variograma (MARTINS FILHO, 2007), sem tendência e com variância mínima. Também conhecido como BLUE (Best Linear Unbiased Estimator), ou seja, o melhor estimador linear não tendencioso. Entretanto, para Journel e Huijbrets

(1978), a forma com que os dados variam de um local para outro no campo não deve seguir, necessariamente, uma equação linear.

Por meio da técnica de krigagem, há possibilidade de se estabelecer mapas da área em estudo, para os atributos do solo, permitindo a definição de linhas de isovalores, as quais podem ser de grande utilidade no planejamento experimental e na interpretação do comportamento espacial dos dados (BURGESS; WEBSTER, 1980), auxiliando no planejamento das atividades agrícolas e no fornecimento de subsídios para tomadas de decisões (BERTOLANI et al., 2000).

A medida do erro, associada à estimativa, distingue o método dos demais algoritmos e, quando utilizado, sempre resultam dois mapas: um com a distribuição dos valores interpolados, e outro com as variâncias ou os desvios-padrão, referentes aos valores estimados (LANDIM, 2006). O valor interpolado para os locais não amostrados é definido através da equação (1.5):

$$\hat{z}(x_0) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i z(x_i) \qquad (1.5)$$

em que, $\hat{z}(x_0)$ é o valor estimado para locais não amostrados (x_0); λ_i é o peso atribuído a cada valor amostrado $Z(x_i)$; n é o número de pontos vizinhos usados na estimativa, e $Z(x_i)$ é o valor da variável Z no local x_i.

Existem diferentes algoritmos de krigagem, sendo que a maioria foi revisada por Goovaerts (1998), em relação à aplicação em solos. Veja algumas: krigagem simples; krigagem ordinária; krigagem universal; krigagem em blocos; krigagem fatorial; krigagem indicatriz simples, e krigagem indicatriz ordinária.

A krigagem ordinária (KO) é o estimador mais utilizado dentre os algoritmos de krigagem. É um método preferível porque não requer conhecimento da estacionariedade da média sobre a área estudada. A KO é um método robusto que minimiza a variância do erro, obtêm-se estimativas não viesadas de variáveis regionalizadas em locais não amostrados e é um interpolador exato. É caracterizada também pela precisão local das estimativas resultantes em termos da correlação entre os valores estimados e os valores dos pontos de dados (GOOVAERTS, 1997).

A KO é uma média ponderada, sendo que os pesos são escolhidos da melhor forma possível, tornando-a diferente de outros interpoladores lineares ponderados por estar baseada em um modelo de probabilidade. Usa o modelo do variograma

com função ponderada, acarretando na atribuição dos pesos, de forma que reflete a correlação espacial dos dados (GOOVAERTS, 1997). Em função de suas características, a KO representa um passo importante frente aos interpoladores que usam pesos arbitrários, pois possui pouca relação com a natureza da distribuição espacial dos dados (BURGESS; WEBSTER, 1980).

1.3.9 Krigagem indicatriz

A krigagem indicatriz (KI) é uma das alternativas que possibilitam a estimação, não só da esperança, mas de toda a função de distribuição acumulada (fda) da variável em cada ponto (ALMEIDA; RIBEIRO JÚNIOR, 1996). É um tipo não paramétrico de krigagem ordinária condicional, que leva em conta a posição e os valores dos dados para produzir uma distribuição local e não uma distribuição global das propriedades analisadas. A KI tem a vantagem de não sofrer efeitos de valores discrepantes, conhecidos como “outliers” (ISAAKS; SRIVASTAVA, 1989). Para Smith, Halvorson e Papendick (1993), o método da KI tem uma grande utilidade para conjuntos de dados assimétricos.

As variâncias de krigagem, sendo condicionadas apenas pelo arranjo geométrico dos pontos, isto é, independentes dos valores das amostras, não são, geralmente, medidas de acurácia da estimativa local. A KI vem, justamente, solucionar essa falha, pois, neste caso, o princípio não é estimar um determinado valor, como na KO, mas, sim, definir áreas com maior ou menor probabilidade de que um determinado evento ocorra (LOURENÇO; LANDIM, 2005).

De acordo com Isaaks e Srivastava (1989), o método baseia-se na transformação binária dos dados, em que cada dado é transformado em um indicador antes de ser submetido às análises geoestatísticas e à krigagem, propriamente ditas. Convencionalmente, os dados são codificados em 0 ou 1, se estiverem acima ou abaixo de determinado nível de corte, respectivamente. Este procedimento, estabelecido para vários níveis de corte de uma distribuição acumulada, conduz a uma estimativa de vários valores dessa distribuição em um determinado local, cuja função poderá ser ajustada.

O valor de corte é arbitrário e depende do objetivo do estudo. O resultado da

transformação é um novo conjunto de dados, composto de 0 e 1, o qual é então submetido às análises geoestatísticas, determinando o variograma indicador, que reflete o modelo de continuidade espacial para o valor de corte preestabelecido, além de poder ser utilizado para estimar valores, pela krigagem, em outros locais não amostrados, porém dentro da área onde ele foi ajustado, os quais terão valores entre 0 e 1. Estes números correspondem à probabilidade de que os valores estimados estejam acima ou abaixo de determinado nível de corte, ou seja, o valor esperado em um local não amostrado é equivalente à distribuição cumulativa da variável em estudo.

Pelo fato de a krigagem ordinária fornecer apenas estimativa da esperança da variável Z em pontos desconhecidos, as possibilidades de interpretação e uso destes resultados acabam tornando-se limitadas. Porém, a krigagem indicatriz possibilita a estimação, não só da esperança, mas de toda a função de distribuição acumulada da variável em cada ponto.

A KI consiste na aplicação da krigagem ordinária para a variável resultante da aplicação da função não linear *f(z)* = 0 ou 1 (LANDIM; STURARO, 2002; LOURENÇO; LANDIM, 2005). Oliveira e Rocha (2011) corroboram, em estudo desenvolvido para estimativa de litologias, em depósitos minerais, que a grande vantagem de se aplicar a técnica da KI está no grande número de dados geralmente à disposição, permitindo bons ajustes variográficos e resultados visuais simples, de fácil interpretação.

Por meio do emprego da técnica de krigagem indicatriz, em estudo que teve como objetivo identificar zonas diferenciadas de manejo por meio de indicadores de fertilidade em Latossolos, sob cultivo de cana-de-açúcar, como aprimoramento na utilização de técnicas de agricultura de precisão, obtiveram-se resultados que propiciaram a confecção de mapas de probabilidade de cada variável (individual e combinada), a qual possibilitou identificar regiões com diferentes níveis de fertilidade do solo na área experimental (MOTOMIYA; CORÁ; PEREIRA, 2006).

O primeiro passo, na aplicação do método da krigagem indicativa, é a codificação da função aleatória z (x) em um vetor de indicadores $I(x_\alpha;z_k)$, transformando os valores que estão acima de um determinado nível de corte, z_k, em zero (0), e os que estão abaixo, em um (1), segundo a equação (1.6):

$$I(x_\alpha;z_k)=\begin{cases}1\ se\, z(x_\alpha \le z_k)\\ 0 caso contrário\end{cases} \quad ,k=1,...,K \quad \alpha=1,..,n \tag{1.6}$$

A estimativa da fdac, fornecida pela KI, para um determinado corte, é dada pela equação (1.7):

$$\hat{I}(x_\alpha;z_k)=E[\hat{I}(x_0;z_k)\,|\,(n)]=P[\hat{Z}(x_0)\le z_k\,|\,(n)] \tag{1.7}$$

em que, *n* representa o condicionamento das informações disponíveis nas vizinhanças da posição x_0, na qual será realizada a estimativa. O processo KI é repetido para uma série de *K* valores de cortes que subdividem o intervalo de variabilidade de um atributo contínuo, ou para cada uma das classes de uma variável categórica.

1.3.10 Simulação sequencial gaussiana

Os métodos de simulação são utilizados em situações em que a reprodução da variabilidade espacial, honrando a heterogeneidade inferida nos dados e a avaliação do impacto das incertezas, é necessária (GOOVAERTS, 1999). As simulações estocásticas são processos de desenhos alternativos, igualmente prováveis, de realizações conjuntas da componente de uma variável aleatória, a partir de um modelo de função aleatória (DEUTSH; JOURNEL, 1998). Desta forma, inúmeras realizações equiprováveis devem ser conduzidas para possibilitar a avaliação das incertezas por meio das simulações.

Na simulação sequencial gaussiana (SSG), muitos mapas igualmente prováveis da distribuição da propriedade são produzidos usando o mesmo modelo da correlação espacial como requerido para a krigagem. As diferenças entre as diversas realizações fornecem uma medida da incerteza associada à predição espacial dos dados.

A realização da SSG é baseada nas seguintes etapas: 1. Padronização dos valores observados, objetivando obter valores com média e variância iguais a 0 e 1, respectivamente; 2. Determinação do variograma a partir dos valores padronizados; 3. Refinamento da malha amostral; 4. Definição de um caminho aleatório capaz de passar por todos os pontos da malha refinada; 5. Escolha aleatória de um nódulo da malha amostral; 6. Estimativa através do método da krigagem para o nódulo

selecionado, obtendo, além do valor estimado, a variância deste valor; 7. Definição de uma função de distribuição de probabilidade normal baseada nos valores obtidos no item 6; 8. Cálculo da função de distribuição acumulada; 9. Retirada de um valor ao acaso desta função; 10. Este valor representará a variável nesta localização; 11. Repetição das etapas de 5-9 até que todos os locais tenham sido visitados; 12. Repetição das etapas de 4-11 até todas as realizações serem efetuadas; 13. Transformação dos valores obtidos pela média de todos os mapas para a média e variância originais dos dados.

Ao se avaliar o desempenho dos métodos geoestatísticos pela estimativa (KO) e pela simulação sequencial gaussiana (SSG), na caracterização espacial de teores de óxidos de Fe, goethita (Gt) e hematita (Hm), em pedoformas côncava e convexa, para um Argissolo, concluiu-se que a KO não refletiu a verdadeira variabilidade dos óxidos de Fe, hematita e goethita, e que a utilização da SSG é preferível à krigagem quando a manutenção dos altos e baixos valores nas estimativas espaciais é necessária, pois os mapas E-type gerados pela SSG mostraram-se ricos em detalhes e práticos na definição de zonas homogêneas para o manejo localizado, quando comparado à KO, sobretudo na pedoforma côncava (SILVA JÚNIOR et al., 2012).

1.3.11 Incertezas dos interpoladores geoestatísticos

A utilização de modelos matemáticos em geoestatística resulta em valores próximos aos valores reais, ou seja, existe certo grau de incerteza na estimativa. Em estatística, o erro de estimação é definido a seguir, conforme Isaaks e Srivastava (1989):

$$Erro = r = valor\ estimado - valor\ real \tag{1.8}$$

Desta forma, o erro na modelagem geoestatística não pode ter esta abordagem, pois ao utilizarem-se modelos matemáticos para fazer estimativas, desconhece-se o valor real. A partir disso, nota-se que é necessário introduzir outro termo para essa abordagem probabilística, sendo melhor aplicar o termo denominado incerteza. Não se pode calcular esse erro exatamente, pois os verdadeiros valores nos locais não amostrados são desconhecidos. A incerteza é,

de certa forma, indicação da magnitude desse erro.

A modelagem da incerteza, segundo Goovaerts (1997), é uma discussão sobre o desconhecido, que tem como objetivo avaliar os riscos envolvidos nos processos de tomada de decisão. A partir da modelagem da incerteza, é possível otimizar as estimativas de acordo com critérios definidos.

A avaliação da incerteza espacial, ou seja, a avaliação da incerteza de um conjunto de pontos, simultaneamente, só é possível por meio da avalição do comportamento deste conjunto de pontos em vários mapas, o que não é viável por meio da Krigagem ordinária (KO). Pois a KO fornece apenas uma medida da incerteza local, levando em consideração a geometria dos pontos amostrais.

A utilização da variância produzida pela KO como medida de erro local é inadequada, uma vez que apenas o variograma e a configuração amostral são considerados em seu cálculo (ZHAO et al., 2005). Sintetizando, o objetivo geral dos modelos de krigagem é a obtenção da imagem mais próxima provável das características de um dado atributo que, simultaneamente, passe pelos pontos experimentais, não levando em consideração os valores dos dados e gerando uma medida incompleta da incerteza local (SOARES, 2006).

Entretanto, a krigagem indicatriz, apesar de ser uma ramificação da krigagem ordinária, possibilita a estimativa de incertezas, utilizando a função de distribuição condicional acumulada (fdca) da variável aleatória que representa o atributo, independentemente do estimador (FELGUEIRAS; DRUCK; MONTEIRO, 2002). O enfoque na krigagem indicativa não é estimar um determinado valor, como na krigagem ordinária, mas definir áreas com maior ou menor probabilidade de que o evento ocorra (FELGUEIRAS; DRUCK; MONTEIRO, 2002).

Também, os modelos de simulação estocástica, como a simulação sequencial gaussiana, reproduzem a variabilidade espacial dos dados, pois os algoritmos de simulação geram um conjunto de realizações e não uma “melhor estimativa”, como no modelo da KO (SOARES, 2006). Deste modo, este conjunto de realizações pode ser utilizado para mensurar a incerteza das predições geradas pelos modelos probabilísticos.

Estudos recentes têm utilizado simulações estocásticas como alternativa para avaliar e quantificar a incerteza na delimitação de áreas vulneráveis à erosão, como

Delbari, Afrasiab e Loiskandl (2009), assim como avaliar a incerteza do fator de erodibilidade do solo, estudado por Castrignanò et al. (2008) e Martins Filho (2007).

1.4 Referências

ALMEIDA, C. F. P.; RIBEIRO JÚNIOR, P. J. **Estimativa da distribuição espacial de retenção de água em um solo utilizando krigagem indicatriz.** Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1996. 36p. (Relatório Técnico)

ANDRADE, N. S. F.; MARTINS FILHO, M. V.; TORRES, J. L. R.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 3; p. 539-550, 2011.

ANDRIOTTI, J. L. S. Notas de geoestatística. **Acta Geológica Leopoldinense**, Barcelona, v. 55, p. 3-14, 2002.

BAHIA, V. G.; CURI, N.; CARMO, D.; MARQUES, J. J. G. M. M. Fundamentos de erosão do solo. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.16, n.176, p.25-31, 1992.

BAKKER, M. M.; GOVERS, G.; ROUNSEVELL, M. D. A. The crop productivity-erosion relationship: an analysis based on experimental work. **Catena**, Amsterdam, v.57, p.55- 76, 2004.

BALL-COELHO, B.; TISSEN, H.; STEWART, J. W. B.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. S. B. Residue management effects on sugarcane yield and soil properties in Northeastern Brazil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 85, p.1.004-1.008, 1993.

BASKAN, O.; CEBEL, H.; AKGUL, S.; ERPUL, G. Conditional simulation of USLE/RUSLE soil erodibility factor by geostatistics in a Mediterranean Catchment, Turkey.**Environmental Earth Sciences**, New York, v. 60, n. 6, p. 1.179-1.187, 2010.

BERNER, P. G. M.; VIEIRA, S. R.; LIMA, E.; ANJOS, L. H. C. Variabilidade espacial de propriedades físicas e químicas de um cambissolo sob dois sistemas de manejo de cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.3, p. 837-844, 2007.

BERTOLANI, F. C.; PAZ GONZÁLEZ, A.; LIÑARES, M. L.; VÁZQUEZ, E. V.; MIRANDA, J. G. V. Variabilidade espacial da rugosidade superficial do solo medida com rugosímetros de agulhas elaser. **Bragantia**, Campinas, v. 59, n. 2, p. 227-234, 2000.

BERTOL, I.; COGO, N. P.; SCHICK, J.; GUDAGNIN, J. C.; AMARAL, A. J. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 133-142, 2007.

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, p. 1.045-1.054, 2004.

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

BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entressulcos em diferentes condições de cobertura vegetal de solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 565-573, 2006.

BLUM, A. **Plant breeding for stress environments**, CRC Press, Boca Raton, Florida (USA), 1988. 223 p.

BRAIDA, J. A.; CASSOL, E. A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 711-721, 1999.

BURGESS, T. M.; WEBSTER, R. Optimal interpolation and isarithmic mapping ofsoil properties. I. The variogram and punctual kriging. **Journal of Soil Science**, Edinburgh, v.31, p. 315-331, 1980.

BURROUGH, P. A.; McDONNELL, R. A. **Principles of Geographical Systems**. New York: Oxford University Press, 2006, p. 333.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F.;KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. **Soil Science Society of AmericanJounal**, Madison,v. 58, p. 1.501-1.511, 1994.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; SOUZA, Z. M.; BORGES, R. C. T. Geomorphic surface and estimation of soil erosion on a sandstone-basalt substratum of a toposequence in Jardinópolis, São Paulo state, Brazil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 56, n. 3, p. 227-234, 2013.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; PEREIRA, G. T.; SOUZA, Z. M. de; BARBIERI, D. M. Variação espacial da perda de solo por erosão em diferentes superfícies geomórficas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 9, p. 2.485-2.492, 2008.

CASTRIGNANÒ, A.; BUTTAFUOCO, G.; CANU, A.; ZUCCA, C.; MADRAU, S. Modelling spatial uncertainty of soil erodibility factor using joint stochastic simulation. **Land Degradation & Development**, v.19, n. 2, p. 198-213, 2008.

CHAVES, H. M. L.Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa,v. 34, p. 2.021-2.029, 2010.

DELBARI, M.; AFRASIAB, P.; LOISKANDL, W. Using sequential Gaussian simulation to assess the field-scale spatial uncertainty of soil water content. **Catena**, Amsterdam, v. 79, n. 2, p.163 - 169, 2009.

DEUTSCH, C. V.; JOURNEL, A. G. **GSLIB: Geostatistical Software Library: and User's Guide**.New York: Oxford University Press, 1998. 369 p.

DREGNE, H. E. Historical perspective of accelerated erosion and effect on world civilization. In: SCHMIDT, B.L.; ALLMARAS, R.R.; MANNERING, J.V.; PAPENDICK, R.I. (eds.). **Determinants of soil loss tolerance**. Madison: ASA/SSSA, 1982. 320p.

ELLIOT, W. J.; ROBICHAUD, P. R.; HALL, D. E.; CUHACIYAN, C. O.; PIERSON, F. B.; WOHLGEMUTH, P. M**.** A probabilistic approach to modeling erosion for spatially-varied conditions.**Saint Joseph: ASAE**, 2001. 16 p. (Paper, 01-8006).

ELLISON, W. D. Soil detachment and transportation. **Soil Conservation**, Washington, v.11, n.8, p.179-190, 1946.

ELTZ, F. L. F.; CASSOL, E. A.; SCOPEL, I.; GUERRA, M. Perdas de solo e água por erosão em diferentes sistemas de manejo e coberturas vegetais em solo laterítico Bruno Avermelhado distrófico(São Jerônimo) sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.8, n.1, p.117-125, 1984.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

FARIAS, P. R. S.; NOCITI, L. A. S.; BARBOSA, J. C.; PERECIN, D. Agricultura de precisão: mapeamento da produtividade em pomares cítricos usando geoestatística. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v.25, n.2, p.235-241, 2003.

FELGUEIRAS, C. A.; DRUCK, S.; MONTEIRO A. M. V. Análise espacial de superfícies: o enfoque da geoestatística por indicação. **Ministério da Ciência e Tecnologia/INPE**, 2002. 25 p.

FOSTER, G. R.; MEYER, L. D. Transport of soil particles by shallow flow.**Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, Saint Joseph, v. 15, n. 1, p. 99-102, 1972.

FOSTER, G. R. Modeling the erosion process. In: BASSELMAN, J.A. **Hydrological modeling of Small Watersheds**. American Society of Agricultural Engineering, p.297-300. 1982.

FREITAS, F. J.; CANTALICE, J. R. B.; BEZERRA, S. A.; SILVA, M. D. R. O.; SANTOS, P. M.; CORREA, R. M.; FIGUEIRA, S. B. Erosão em entressulcos sob caatinga e culturas agrícolas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.4, p.1.743-1.751, 2008.

GARBIATE, M. V.; VITORINO, A. C. T.; TOMASINI, B. A.; BERGAMIN, A. C.; PANACHUKI, E. Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.2.145-2.155, 2011.

GOOVAERTS, P. Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. **Geoderma**, Amsterdam, v. 89, n. 1-2, p.1–45, 1999.

GOOVAERTS, P. Geostatistical tools for characterizing the spatial variabiability of microbiological and physico-chemical soil properties. **Biology and Fertility of Soils**,Amsterdam, v. 27, p. 315-334, 1998.

GOOVAERTS, P. **Geostatistics for natural resources evaluation**. New York: Oxford University Press, 1997. p. 483.

GRIFFITH, J. J.; DIAS, E. L. Conceituação e caracterização de áreas degradadas. In: DIAS, E. L.; MELLO, J. W. V. **Recuperação de áreas degradadas,** Viçosa, UFV, 1998, p. 1 -7.

HERNANI, L. C.; FREITAS, P. L.; PRUSKI, F. F.; DE MARIA, I. C.; CASTRO FILHO, C.; LANDERS, J. C. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J. R. R. (Eds.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa. 2002. p. 47-60.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. Sistema de manejo de solos e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 145-154, 1999.

HUDSON, N. W. **Soil conservation**.3.ed. Ames:Iowa State University Press, 1995. 391p.

HUGGETT, R.J. **Soil landscape systems:** A model of soil genesis. Geoderma, Amsterdan, v. 13, p. 1-22, 1975.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **A introduction to applied geostatistics.** Oxford University Press, 1989. 592 p.

IZIDORIO, R.; MARTINS FILHO, M. V.; MARQUES JÚNIOR, J. ; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, G. T. Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área sob cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, p. 660-670, 2005.

JACOBS, A.; RAUBER, R.; LUDWING, B. Impact of reduced tillage on carbon and nitrogen storage of two HaplicLuvisols after 40 years. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.102, p.158-164, 2009.

JORGE, L. A. B. Soil erosion fragility assessment using in a impact model and geographic information system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.66, n.5, p.658-666, 2009.

JOURNEL, A. G.; HUIJBREGTS, C. J. **Mining geostatistics**. London: Academic Press, 1978, p. 600.

LANDIM, P. M. B. Sobre geoestatística e mapas. **Terræ Didatica**, Campinas, v. 2, n. 1, p. 19-33, 2006.

LANDIM, P. M. B.; STURARO, J. R. **Krigagem indicativa aplicada à elaboração de mapas probabilísticos de riscos**. Rio Claro: IGCE/UNESP, Lab. Geomatemática, Texto Didático 06. 2002. 19 p.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011 p. 456.

LOBB, D.A. Understanding and managing the causes of soil variability.Soil and Water Conservation Society. **Journal of Soil Water Conservation**, Madison, v.66, p.175-179, 2011.

LOURENÇO, R. W.; LANDIM, P. M. B. Mapeamento de áreas de risco à saúde pública por meio de métodos geoestatísticos. **Cadernos Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 21, p. 150-160, 2005.

LUCIANO, R. V.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; VÁZQUEZ, E. V.; FABIAN, E. L. Perdas de água e solo por erosão hídrica em duas direções de semeadura de aveia e ervilhaca. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, n.3, p.669-676, 2009.

MANNERING, J. V.; MEYER, L. D. The effects of various rates of surface mulch on infiltration and erosion. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 27, p. 84-86, 1963.

MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, G. T.; BARBIERI, D. M. Variabilidade espacial de matéria orgânica, P, K e CTC de um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar por longo período. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, 8, p. 143-152, 2008.

MARTINS FILHO, M. V. **Modelagem do processo de erosão e padrão espacial da erodibilidade em entressulcos**. 2007. 121p. Tese de Livre-Docência - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2007.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 8-18, 2009.

MATHERON, G. **Traité de Géostatistique Appliquée**, Tome I: Mémoires du Bureau de Recherches Géologiques et Minières. Paris: EditionsTechnip, v. 14, 1962.

McBRATNEY, A. B.; WEBSTER, R. Choosing functions for semi-variograms of soil

properties and fitting them to sampling estimates. **Journal Soil Science**, Edinburgh, v. 37, n. 3, p. 617-639, 1986.

MELISSA, A. S. S.; MAFRA, A. L.; ALBUQUERQUE, J. A.; ROSA, J. D.; BAYER, C.; MIELNCZUK, J. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Argissolo vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.31, p.329-337, 2006.

MELLO, G.; BUENO, C. R. P.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial de perdas de solo, do potencial natural e risco de erosão em áreas intensamente cultivadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Jaboticabal, v. 10, n.2, p. 315–322, 2006.

MEYER, L. D.; FOSTER, G. R.; NIKOLOW, S. Effect of flow rate and canopy on rill erosion.**Trans. of the ASAE**, St. Joseph, v. 18, n. 5, p. 905-911, 1975.

MINASNY, B.; McBRATNEY, A. B. Mechanistic soil-landscape modelling as an approach to developing pedogenetic classifications. **Geoderma,** v.133, p.138-149, 2006.

MONTANARI, R.; PEREIRA, G. T.;MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M. de; PAZETO, R. J.; CAMARGO, L. A. Variabilidade espacial de atributos químicos em Latossolo e Argissolos. **Ciência Rural,** Santa Maria, v.38, n.5, p.1.266-1.272, 2008.

MONTEZANO, Z. F.; CORAZZA, E. J.; MURAOKA, T. Variabilidade de nutrientes em plantas de milho cultivado em talhão manejado homogeneamente. **Bragantia**, Campinas, v.67, n.4, p.969-976, 2008.

MOTOMIYA, A. V. A.; CORÁ, J. E.; PEREIRA, G. T. Uso de krigagem indicatriz na avaliação de indicadores de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 485-496, 2006.

OLIVEIRA, F. P.; BUARQUE, D. C.; VIERO, A. C.; MERTEN, G. H.; CASSOL, E. A.; MINELLA, J. P. G. Fatores relacionados à suscetibilidade da erosão em entressulcos sob condições de uso e manejo do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental**, Campina Grande, v.16, p.337–346, 2012.

OLIVEIRA, J. J.; CHAVES, L. H. G.; QUEIROZ, J. E.; LUNA, J. G. Variabilidade espacial de propriedades químicas em um solo salino-sódico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 4, p. 783-789, 1999.

OLIVEIRA, S. B.; ROCHA, M. M. Krigagem Indicadora Aplicada aos Litotipos do Depósito de Ni-Cu de Americano do Brasil, GO. **Revista do Instituto de Geociências – USP**, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 123-134, 2011.

OOST, K. V.; GOVERS, G.; DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. **Landscape Ecology**, New York, v. 15, p. 577–589, 2000.

PENNOCK, D. J.; JONG, E. **The influence of slope curvature on soil erosion and deposition in Hummock terrain.** Soil Science, Baltimore, v. 144, p. 209-217, 1987.

PENNOCK, D. J.; VELDKAMP, A. Advances in landscape-scale soil research. **Geoderma,** v.133, p.1-5, 2006.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. Viçosa, 2006, 216 p.

POCAY, V. G. **Relações entre pedoforma e variabilidade espacial de atributos de latossolos sob cultivo intensivo de cana-de-açúcar**. 2000. 177f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista“Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2000.

PUGLIESI, A. C. V. **Valoração econômica pelo método custo de reposição do efeito da erosão em sistemas de produção agrícola**. 2007. 158 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

SALVIANO, A. A. C.; VIEIRA, S. R.; SPAROVEK, G. Variabilidade espacial de atributos de solo e de *Crotalariajuncea (L)* em área severamente erodida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 115-122, 1998.

SCHUMACHER, T. E.; LINDSTROM, M. J.; SCHUMACHER, J. A.; LEMME, G. D. Modeling spatial variation in produtivity due to tillage and water erosion. **Soil & Tillage Research**, Madison, v.51, p.331-339, 1999.

SILVA, G. R. V.; SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; BARBOSA, R. S.; SOUZA, G. S. Soil, Water and Nutrient Losses by Interrill Erosion from Green Cane Cultivation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, p. 963-970, 2012.

SILVA JÚNIOR, J. F.; MARQUES JÚNIOR, J.; CAMARGO, L. A.; TEIXEIRA, D. B.; PANOSSO, A. R.; PEREIRA, G. T. Simulação geoestatística na caracterização espacial de óxidos de ferro em diferentes pedoformas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.1.690-1.703, 2012.

SMEETS, E. M. W.; BOUWMANW, L. F.; STEHFEST, E.; VAN VUUREN, D. P.; POSTHUMA, A. Contribution of N_2O to the greenhouse gas balance of first generation biofuels. **Global Change Biology**, River St.,v. 15, p.1–23, 2009.

SMITH, J. L.; HALVORSON, J. J.; PAPENDICK, R. I. Using multiple-variable indicator kriging for evaluating soil quality. **Soil Science Society of American Journal,** Madison, v. 57, p. 743-749, 1993.

SOARES, A. **Geoestatística para ciências da terra e do ambiente**. 2.ed. Lisboa: IST Press, 2006. 214p.

SOUSA, G. B.; MARTINS FILHO, M. V.; MATIAS, S.S.R. Perdas de solo, matéria

orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba – SP. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 3, p. 490-500, 2012.

SOUZA, C.K. **Relação solo-paisagem-erosão e variabilidade espacial de Latossolos em áreas sob cultivo de cana-de-açúcar no município de Jaboticabal (SP).** 2001. 186 p. Tese (Mestrado) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2001.

SOUZA, C. K.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; PEREIRA, G. T. Influência do relevo e erosão na variabilidade espacial de um Latossolo em Jaboticabal (SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 1.067-1.074, 2003.

SOUZA, Z. M.; CERRI, D. G. P.; COLET, M. J.; RODRIGUES, L. H. A.; MAGALHÃES, P. S. G.; MANDONI, R. J. A. Análise dos atributos do solo e da produtividade da cultura de cana-de-açúcar com o uso da geoestatística e árvore de decisão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.40, n.4, p.840-847, 2010a.

SOUZA, Z. M.; CERRI, D. G. P.; MAGALHÃES, P. S. G.; SIQUEIRA, D. S. Spatial variability of soil attributes and sugarcane yield in relation to topographic location. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.12, p.1.250–1.256, 2010.

SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.Variabilidade de fatores de erosão em Latossolo vermelho eutroférrico sob cultivo de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 105-114, 2005.

SOUZA, Z. M. Variabilidade espacial e atributos de um Latossolo sob diferentes formas do relevo. 2004. 141 f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2004.

SOUZA, Z. M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Variabilidade espacial da estabilidade de agregados e matéria orgânica em solos de relevos diferentes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, p. 491-499, 2004a.

SOUZA, Z. M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; MOREIRA, L. F. Influência da pedoforma na variabilidade espacial de alguns atributos físicos e hídricos de um Latossolo sob cultivo de cana-de-açúcar. **Irriga**, Botucatu, v. 9, p.1-11, 2004b.

TOMINAGA, T. T.; CÁSSARO, F. A. M.; BACCHI, O. O. S.; REICHARDT, K.; OLIVEIRA, J. C. M.; TIMM, L. C. Variability of soil water content and bulk density in a sugarcane field. **Australian Journal of Soil Research**, Oxford, v. 40, n**.** 4, p. 604–614, 2002.

TRANGMAR, B. B.; YOST, R. S.; UEHARA, G. Application of geostatistics to spatial

studies of soil properties. **Advances in Agronomy**, New York, v. 38, n. 1, p. 45-93, 1985.

TROEH, F. R. Landform equations fitted to contour maps. **American Journal Science**, v. 263, p. 616-627, 1965.

VEIGA, M.; CABEDA, M. S. V.; REICHERT, J. M. Erodibilidade em entressulcos de solos do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.17, n.1, p.121-128, 1993.

VIEIRA, S. R. Geoestatística em estudos de variabilidade espacial do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. (Ed.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. v. 1, p. 1-53.

VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial de argila, silte e atributos químicos em uma parcela experimental de um Latossolo Roxo de Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v.56, n.1, p.181-190, 1997.

VIEIRA, S. R.; HATFIELD, J. L.; NIELSEN, D. R.; BIGGAR, J. W. Geostatistical theory and application to variability of some agronomical properties. **Hilgardia**, Berkeley, v.51, n.1, p.1-75, 1983.

VIEIRA, S. R.; LOMBARDI NETO, F. Variabilidade espacial do potencial de erosão das chuvas do Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 54, n. 2, p. 405-412, 1995.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P. Relações entre tamanho de sedimentos erodidos, velocidade da enxurrada, rugosidade superficial criada pelo preparo e tamanho de agregados em solo submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v.33, n.5, p.1.459-1.471, 2009.

WALTON, R. S.; VOLKER, R. E.; BRISTOW, K. L.; SMETTEM, K. R. J. Experimental examination of solute transport by surface runoff from low-angle slopes. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 233, n. 1, p. 19-36, 2000.

WANG, G.; FANG, S.; SHINKAREVA, S.; GERTNER, G.; ANDERSON, A. Spatial uncertainty in prediction of the topographical factor for the resided universal soil loss equation (RUSLE). **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v.45, n.1, p.109-118, 2002.

WANG, G.; GERTNER, G.; LIU, X.; ANDERSON, A. Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation.**Catena**, Amsterdam, v. 46, n. 1, p. 1-14, 2001.

WEBSTER, R. Whats is kriging?. **Aspects Applied Biology**, Oxford, v. 46, p. 57-66, 1996.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Geostatistics for Environmental Scientists**. 2.ed. Oxford, Oxford: University Press, 2007. 315p.

WEILL, M. A. M. **Estimativa de erosão do solo e avaliação do seu impacto na Microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP) através do índice de tempo de vida.** Piracicaba, 1999. 100p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1999.

WILDING, L. P.; DREES, L.R. Spatial variability and pedology. In: WILDING, L.P.; SMECK, N. E.; HALL, G. F. **Pedogenesis and soil taxonomy: concepts and interactions**. New York: Elsevier, 1983. p. 83-116.

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

ZHAO, Y.; SHI, X.;YU,D.; WANG, H.; SUN, W. Uncertainty assessment of spatial patterns of soil organic carbon density using sequential indicator simulation, a case study of Hebei province, China. **Chemosphere**, Kidlington, v. 59, p. 1.527–1.535, 2005.

ZOLDAN JÚNIOR, W. A.; BERTOL, I.; PEGORARO, R.; FABIAN, E. L.; ZAVASCHI, E.; VÁZQUEZ, E. V. Rugosidade superficial do solo formada por escarificação e influenciada pela erosividade da chuva. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.32, n.1, p.353-362, 2008.

CAPÍTULO 2 – INCERTEZA ESPAÇOTEMPORAL DA PERDA DE SOLO POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO EM CENÁRIOS DE CULTIVO DE CANA-DE--AÇÚCAR

RESUMO

A adoção de práticas conservacionistas do solo é fundamental para a sustentabilidade dos agroecossistemas. Os processos erosivos do solo às práticas de manejo nos cultivos de cana e a variabilidade espacial e temporal da perda de solo não podem ser ignoradas. Assim, deve-se atentar para a melhor forma de estimar o padrão espacial da erosão do solo. O objetivo do trabalho foi avaliar a incerteza espacial e temporal da perda de solo em dois cenários de manejo do cultivo de cana-de-açúcar, cana crua e queimada, em um Argissolo, como práticas de manejo conservacionista, utilizando-se da técnica da krigagem indicatriz. O tempo foi representado pelo ciclo das produções, integrando as probabilidades de cada corte em exceder o limite de perda de solo tolerável. O valor de corte estabelecido neste trabalho para a classificação binária dos valores de perda de solo foi de 6,67 t ha^{-1} ano^{-1} (Argissolo). O estudo foi realizado em uma área de 200 ha, localizada em Tabapuã (SP), Brasil. Uma malha de amostragem regular foi estabelecida na área, com intervalos equidistantes de 50 m, totalizando 626 pontos. Em cada ponto, foi estimada a perda de solo por erosão. Áreas com maiores riscos de perda de solo acima do limite tolerável foram identificadas, baseadas nos mapas de probabilidade, gerados a partir das variáveis dicotômicas individuais e combinadas. As maiores perdas de solo ocorreram no cenário de cana queimada, no decorrer dos cinco cortes. No quinto corte do cenário da cana crua, a área com probabilidade acima de 80% da perda de solo, por a erosão ser maior que 6,67 t ha^{-1} ano^{-1}, foi nula em toda a área, enquanto, no cenário de cana queimada, 40% da área apresentou uma probabilidade superior a 80%. Áreas que devem ser priorizadas na adoção de práticas conservacionistas foram identificadas, tendo em vista a minimização das perdas de solo por erosão. A Krigagem indicatriz delimitou zonas prioritárias de adoção de práticas conservacionistas. No cenário de cana queimada, áreas com maiores declividades resultaram em menores incertezas de apresentarem valores de perda de solo por erosão acima do valor de corte. No 5º

corte, para o cenário de cana crua, nenhuma dependência espacial e temporal da perda de solo por erosão foi observada.

Termos de indexação: cana crua, cana queimada, geoestatística, krigagem indicatriz

SUMMARY: ***SPATIOTEMPORAL UNCERTAINTY OF SOIL LOSS BY EROSIAN IN AN ALFISOL IN SCENARIOS OF SUGARCANE CULTIVATION***

The adoption of soil conservation practices is critical to the sustainability of agroecosystems. The erosion of soil managements practices in sugarcane plantations and the spatial and temporal variability of soil loss cannot be ignored. Thus, attention should be given to how best to estimate the spatial pattern of soil erosion. The aim of this study was to evaluate the spatial and temporal uncertainty of soil loss on two management scenarios of sugarcane cultivation, green and burned sugarcane harvesting, in an Alfisol as conservation management practices, using the geostatistics technique of indicator kriging. The time was represented by the cycle of production, integrating the probabilities of each cut in exceeds the limit of tolerable soil loss. The threshold value established in this paper for classification of binary values of soil loss was 6.67 t ha^{-1} yr^{-1} (Alfisol). The study was conducted in an area of 200 ha, located in Tabapuã (SP), Brazil. A regular grid was established in the area, with equidistant intervals of 50 m, totaling 626 points. At each point, was estimated soil loss by erosion. Areas most at risk of soil loss above the recommended levels were identified based on probability maps generated from the individual and combined dichotomous variables. The highest soil losses occurred in the setting of burned sugarcane harvesting during the five cuts. In the fifth cut of the scenario of green sugarcane harvesting, the area with probability above 80% of the soil loss by erosion be greater than 6.67 t ha^{-1} yr^{-1} was zero in every area, while in the scenario of burned sugarcane harvesting 40% of the area showed a probability greater than 80%. The areas that should be prioritized in the adoption of conservation practices were identified in order to minimize soil loss by erosion. The indicator kriging delimited priority areas for adoption of conservation practices. In the scenario of

burned sugarcane harvesting, areas with higher slopes resulted in lower uncertainties presenting values of soil loss by erosion above the cutoff value. In the scenario of green sugarcane harvesting and the fifth cut any spatial and temporal dependence of soil loss due to erosion was observed.

Index terms: *green sugarcane harvesting,* burned sugarcane harvesting, geostatistics*, indicator kriging*

INTRODUÇÃO

Os processos de degradação do solo estão interligados a fatores edáficos, climáticos e antrópicos, podendo ela ser física, química e biológica. A intensidade e a taxa de desenvolvimento desses processos são fomentadas pelo uso e manejo inadequados do solo, expondo-o aos fatores intempéricos que induzem à destruição gradativa de seus atributos físicos, químicos e biológicos (Hernani et al., 2002). A esse respeito, o tipo de colheita da cana-de-açúcar pode influenciar na produção e na longevidade da cultura, nos atributos físicos, químicos e biológicos e no meio ambiente (Souza et al., 2006).

Na colheita da cana-de-açúcar, a queima da palhada (cana queimada), antes da colheita manual, ou a colheita mecanizada (cana crua) tem sido objeto de pesquisas, como um fator preocupante sob o ponto de vista da conservação do solo, água e perdas de nutrientes por erosão (Martins Filho et al., 2009; Silva et al., 2012; Sousa et al., 2012) e o impacto técnico e econômico gerado por tais perdas (Andrade et al., 2011).

A camada de material vegetal deixada sobre a superfície do solo, em decorrência da colheita mecanizada, melhora sua estrutura e aumenta sua capacidade de troca catiônica, importante como fonte de nutrientes para a macro e microflora do mesmo e para a própria cultura (Oliveira et al., 1999), além de aumentar a capacidade do solo em resistir à degradação física ocasionada pelo tráfego de máquinas (Garbiate et al., 2011).

A erosão dos solos brasileiros apresenta grande variabilidade espacial e

temporal pela diversidade climática, influenciando no potencial erosivo das chuvas, e pela variabilidade dos solos, que implica sua suscetibilidade à erosão, como no caso dos Argissolos, que são mais suscetíveis à erosão, tanto pela sua pedogênese, fatores intrínsecos, quanto por sistemas de manejo adotado (Bertol et al., 2002).

Trabalhos visam a avaliar a variabilidade espacial da perda de solo, bem como os fatores de erosão em áreas cultivadas com cana-de-açúcar (Souza et al., 2005; Campos et al, 2008; Sanchez et al., 2009).

Métodos geoestatísticos, como a krigagem ordinária (KO) e a krigagem indicatriz (KI), fornecem estimativas de valores em regiões não amostradas da área em estudo. Apesar de tais métodos produzirem valores interpolados, apresentam objetivos e resultados diferentes. A KO fornece a melhor e a única estimativa de uma variável no local não amostrado, sendo indicado quando o objetivo é caracterizar a variabilidade média de um atributo, enquanto a abordagem indicadora é recomendada quando se objetiva avaliar a incerteza; para isto, requer uma prévia codificação de cada observação Z em uma série de valores de K, indicando se o limite Z_k é excedido (Saito & Goovaerts, 2002). Entretanto, no procedimento da KO, para o cálculo da variância, é levada em conta somente a localização dos pontos amostrados, não fornecendo nenhuma medida de incerteza espacial das estimativas, embora seja o método mais utilizado para interpolação de valores da perda de solo, bem como de fatores da erosão do solo.

Em geoestatística, o termo utilizado, quando se desconhece o valor exato do erro da estimativa, é denominado incerteza (Mowrer, 2000). Além da elaboração de mapas da distribuição espacial, é necessário avaliar a incerteza espacial dessas estimativas, fornecendo assim um parâmetro de precisão da informação espacial gerada (Silva Júnior et al., 2012).

A KI tem sido usada com sucesso porque permite expressar o modelo espacial em termos de probabilidade de excesso (Souza et al., 2008; Silva et al., 2009; Da Fonte et al., 2010). Em vez de apresentar os resultados de interpolações em termos de classes de valores fixos, pode-se apresentá-los em termos de probabilidade de que determinado valor seja excedido (Verhagen & Bouma, 1997).

O método da KI possibilita identificar áreas de manejo regionalizado, atendendo às premissas da agricultura de precisão, sendo possível aumentar a

produtividade das culturas, otimizar o uso dos insumos agrícolas, reduzir custos com as aplicações e permitir um controle eficiente do impacto da agricultura sobre o meio ambiente (Motomiya et al., 2006). Pelo exposto, o objetivo do trabalho foi avaliar a incerteza espacial e temporal da perda de solo em dois cenários de manejo do cultivo de cana-de-açúcar, cana crua e queimada, em um Argissolo, como práticas de manejo conservacionista, utilizando-se da técnica da krigagem indicatriz.

MATERIAL E MÉTODOS

Características da área de estudo

A área experimental localizada no município de Tabapuã (SP), noroeste do estado de São Paulo, Brasil, 21^{o} 05' de latitude sul e 49^{o} 01' de longitude oeste (Figura 2.1), apresentando uma área de 200 ha, com um histórico de cultivo intensivo de cana-de-açúcar por mais de 20 anos consecutivos. O clima da região, segundo a classificação de Thornthwaite, é do tipo megatérmico, C_2dA'a', subúmido chuvoso com pequeno ou nenhum excedente de água, e evapotranspiração de verão menor que 48% do total anual (Thornthwaite, 1948).

A região está inserida na província geomórfica do Planalto Ocidental Paulista, tendo como material de origem as unidades geológicas pertencentes às rochas areníticas sedimentares do Grupo Bauru, Formação Adamantina (IPT, 1981). É caracterizada pelos bancos de arenito de granulação fina a muito fina, sendo comum a ocorrência de seixos de argilito, cimento e nódulos carbonáticos.

O solo foi classificado como ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO Eutrófico textura média/argilosa (EMBRAPA, 2013). A vegetação primária da região foi classificada como floresta pluvial estacional e cerrado. Na caracterização geomorfológica e pedológica, utilizaram-se fotos aéreas na escala 1:35.000, para avaliações de campo e análise do perfil altimétrico. O mapa de declividade foi obtido a partir do modelo digital de elevação, utilizando os intervalos de declividade, conforme classificado em Lepsch (1991): plano, A (0-2%); suave ondulado, B (2-5%); moderadamente ondulado, C (5-10%); ondulado, D (10-15%); forte ondulado, E (15-45%); montanhoso, F (45-70%) e escarpado G (>70%).

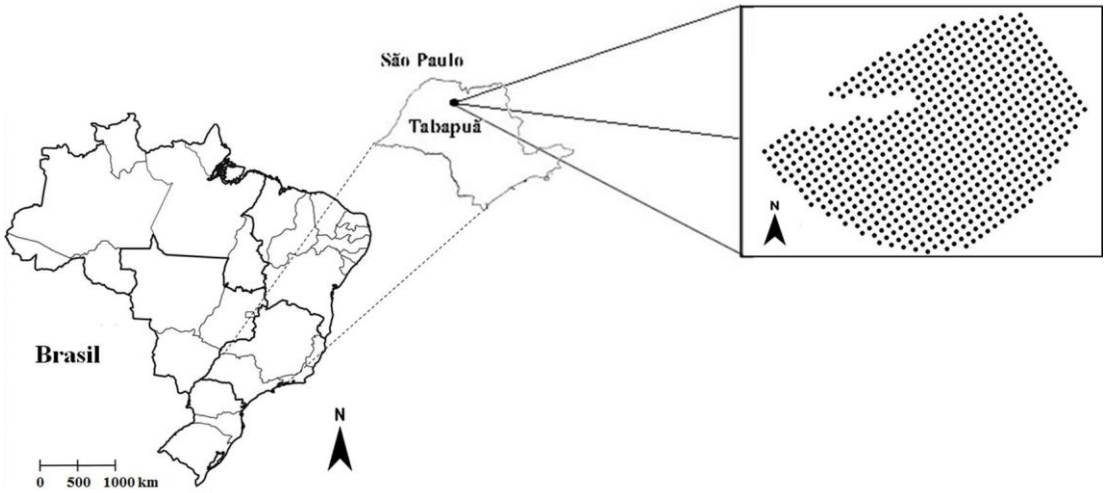


Figura 2.1. Mapa de localização da área experimental e distribuição dos pontos amostrais (•).

Foi utilizado um banco de dados de atributos físicos e químicos da camada superficial do solo (0,00-0,20 m), estabelecido por Sanchez et al. (2009). O solo foi amostrado nos pontos de cruzamento de malha, com intervalos regulares de 50 m, perfazendo um total de 626 pontos georreferenciados com auxílio do receptor, Sistema de Posicionamento Global (GPS), Datum / elipsoide WGS-84.

Com base nos valores dos atributos físicos e químicos obtidos por Sanchez et al. (2009) e considerando-se resultados de fatores de erosão em pesquisas desenvolvidas por Martins Filho et al. (2009), Andrade et al. (2011), entre outros, nesta mesma área, estimaram-se as perdas de solo por erosão em dois cenários de cultivo da cana-de-açúcar, com cana queimada (colheita manual) e cana crua (colheita mecanizada). A erosão foi estimada como proposto por Wischmeier & Smith (1978), por meio da equação universal de perda de solo (EUPS) (2.1):

$$A = R\ K\ L\ S\ C\ P \qquad (2.1)$$

em que, A - perda de solo por unidade de área, t ha^{-1} ano^{-1}; R- fator de erosividade da chuva, MJ mm ha^{-1} h^{-1} ano^{-1}; K - fator de erodibilidade do solo, t h MJ^{-1} mm^{-1}; LS - fator para o efeito combinado do declive e do comprimento da rampa (admensional); C - fator cobertura e manejo do solo (adimensional); e P - fator práticas conservacionistas (adimensional).

Foram considerados, para os dois cenários, cana crua e queimada, os mesmos ciclos produtivos (1^o ao 5^o cortes), a mesma variedade de cana (SP-

813250) e tratos culturais semelhantes. Para o 1º corte, nos dois cenários, o preparo de solo foi o mesmo para a instalação da lavoura, seguido dos mesmos tratos culturais até a primeira coleta de material, que foi feita subsequente à colheita, sendo que a perda de solo, para o 1º corte, foi considerada como a testemunha experimental, pois o fator de perda de solo, erosividade, bem como o fator cobertura e manejo do solo não variaram.

O ciclo da cana-de-açúcar inicia-se com o plantio da muda (tolete), que brota, perfilha, matura e recebe o primeiro corte, ciclo este que é denominado de cana--planta. No ciclo seguinte, ocorre a brotação da soqueira e o início de um novo ciclo, denominado de cana-soca. A cada ciclo, ocorre uma perda na produtividade agrícola, e os ciclos repetem-se em intervalos anuais até que a lavoura não seja mais rentável economicamente, quando a cultura passa pelo manejo denominado de reforma, e o ciclo reinicia-se com o plantio de nova muda (Segato et al., 2006). Este fato explica os cinco ciclos produtivos considerados no estudo.

Para cada ponto da malha amostral, foi determinado um valor do fator erosividade (R), erodibilidade (K), para o efeito combinado do declive e do comprimento da rampa (LS), cobertura e manejo do solo (C) e práticas conservacionistas (P); portanto, para cada ponto da malha amostral, foi determinado um valor de perda de solo. Entretanto, somente os fatores erosividade (R) e cobertura e manejo do solo (C) variaram de um corte para outro.

A erosividade das chuvas (R) locais foi estimada conforme método proposto por Lombardi Neto et al. (2000). O fator erodibilidade (K) foi estimado localmente por simulação de chuvas artificiais, segundo Martins Filho (2007) e comparado com o método proposto por Denardin (1990). O fator LS foi determinado como proposto por Wischmeier & Smith (1978). Para o fator P, adotaram-se valores propostos por Bertoni & Lombardi Neto (1990).

Para este trabalho, foram adotados os mesmos fatores C estabelecidos por Andrade et al. (2011): 1) cana queimada - 0,16 (1º corte); 0,13 (2º corte); 0,16 (3º corte); 0,13 (4º corte); 0,13 (5º corte), e 2) cana crua - 0,16 (1º corte); 0,10 (2º corte); 0,09 (3º corte); 0,07 (4º corte); 0,06 (5º corte).

Para a determinação do fator C, dividiu-se o ano agrícola em cinco períodos ou estádios da cultura (i), definidos de tal modo que os efeitos de cobertura e

manejo do solo possam ser considerados aproximadamente uniformes dentro de cada período, segundo Ranieri (2000): 1) período D – preparo de solo, desde o preparo ao plantio; 2) período 1 – plantio, do plantio a um mês após o mesmo; 3) período 2 – estabelecimento, do fim do período 1 até dois meses após o plantio; 4) período 3 – crescimento e manutenção, de dois meses após o plantio até a colheita; 5) período 4 – resíduo, da colheita até o preparo de solo. Para cada um dos estádios da cultura, foi determinada uma razão de perda de solo (RPS) como:

$$RPS = A_t / A \tag{2.2}$$

em que, A_t – perda de solo em condição específica de cobertura vegetal e manejo do solo, t ha^{-1}; A – perda de solo quando C e P são unitários, t ha^{-1}.

Cumpre ressaltar que os fatores R, K e LS são idênticos nas determinações de A_t e A.

O fator C é determinado como sendo:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^{n}(EI_i \; RPS_i)}{\sum_{i=1}^{n} EI_i} \tag{2.3}$$

em que, i – períodos ou estádios da cultura; EI – erosividade do estádio i; RPS – razão de perda de solo no estádio i.

Análise estatística e geoestatística

Inicialmente, a variabilidade da perda do solo por erosão foi avaliada pela estatística descritiva, calculando-se média, mediana, variância e coeficiente de variação; posteriormente, partiu-se para a dicotomização dos dados. Cumpre ressaltar que as médias foram obtidas pela soma de todos os valores de perda de solo estimados, para cada ponto amostral, dividindo-se o valor obtido por 626, que é o número de pontos amostrais.

A caracterização da distribuição espacial de valores acima ou abaixo de um valor de corte Z_k requer uma codificação, a priori, de cada observação Z (x_i), em valores que estão acima do nível de corte estabelecido, Z_k , em um (1), e os que estão abaixo, em zero (0):

$$I(x_i; z_k) = \begin{cases} 1 \; se \; Z(x_i) \geq Z_k \\ 0 caso \; contrário \end{cases} \tag{2.4}$$

Ao adotarmos um valor de corte, Z_k, para o qual a perda de solo não pode exceder o limite aceitável, então a variável aleatória Z (x_i) é convertida em uma função indicadora, para a qual o valor 1 significa ocorrência de perda de solo acima do limite aceitável, e o valor 0, a não ocorrência de perda de solo acima desse limite. Tal valor de corte estabelecido foi baseado na tolerância de perda de solo, para um Argissolo, conforme método proposto por Oliveira et al. (2008), como sendo igual a 6,67 t ha^{-1} ano^{-1}.

A análise temporal foi realizada considerando todos os mapas gerados para cada corte, nos cenários de cana queimada e cana crua. Assim, valores iguais a 1 foram assumidos para locais em que, para todos os cortes, houve valores superiores ao limite de tolerância de perda de solo. O ciclo das produções (tempo) foi representado pela integração das probabilidades, corte a corte, das perdas de solo que excederem o limite tolerável estabelecido.

Antes de efetuar a krigagem indicatriz, foi necessário que, para cada nível de corte, seja modelado um variograma e, se possível, procurar encontrar o mesmo modelo para todos eles (Isaaks & Srivastava, 1989).

Os variogramas indicadores foram estimados pela substituição do valor do atributo $z(x_i)$ pelo indicador $i(x_i; z_k)$ na fórmula tradicional da semivariância (Webster & Oliver, 2009), com base na pressuposição de estacionariedade da hipótese intrínseca, resultando na equação (2.5):

$$\hat{\gamma}_I(x_i, z_k) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [I(x_i; z_k) - I(x_i + h; z_k)]^2 \qquad (2.5)$$

O variograma indicador foi representado pelo gráfico de $\hat{\gamma}_I(x_i, z_k)$ versus ***h***. Um modelo matemático foi ajustado ao variograma experimental, e os coeficientes de um modelo teórico permissível (o efeito pepita, C_0; patamar, C_0+C_1; e o alcance, a) foram estimados. Sua função é medir a frequência com que dois valores de *Z*, separados pelo vetor ***h***, estão em lados opostos do valor de corte Z_k. Isto quer dizer que $\hat{\gamma}_I(x_i, z_k)$ mede a frequência de transição entre duas classes de valores de *Z*, como uma função de ***h***. Quanto maior o valor de $\hat{\gamma}_I(x_i, z_k)$, menos conectados no espaço estão os menores ou maiores valores (Goovaerts, 1998). Para a seleção dos modelos dos variogramas indicadores, foram considerados os valores de SQR

(soma de quadrados do resíduo) e o R^2 (coeficiente de determinação).

O grau de dependência espacial expresso em percentagem foi medido pela razão entre o efeito pepita e o patamar $C_0/(C_0+C_1)$ × 100 é, classificado como forte se o valor da razão for < 25%; moderada quando estiver entre 25 e 75%, e fraca se a razão for > 75 % (Cambardella et al., 1994).

A probabilidade de que o valor de um atributo *Z* não exceda o valor de corte Z_k em um local não amostrado, $\boldsymbol{x}$, é então estimada da transformação indicadora, utilizando estimador de krigagem semelhante ao desenvolvido para atributos contínuos (Goovaerts, 1998). Por exemplo, krigagem ordinária indicadora estima o mapa de probabilidade como uma combinação linear dos dados indicadores vizinhos, segundo a equação (2.6):

$$Prob\{Z(x) \leq Z_k | (n)\} = \sum_{i=1}^{N(x_0)} \lambda_i (x_0; z_k) I(x_i; z_k) \quad (2.6)$$

em que, os pesos $\lambda_i (x_i; z_k)$ obtidos pela solução de um sistema de equações lineares com parâmetros derivados do modelo ajustado ao variograma indicador, definido pela equação (2.5).

As análises variográficas e as interpolações espaciais da erosão do solo, utilizando o estimador de krigagem indicatriz, foram obtidas a partir da utilização do programa GS^+ Versão 9.0 (GAMMA DESIGN SOFTWARE, 1998). A construção e a edição dos padrões espaciais foram realizadas utilizando o software SURFER 9.0 (GOLDEN SOFTWARE, 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise estatística

As perdas médias de solo, do 1º ao 5º cortes, foram superiores ao limite tolerável de 6,67 t ha^{-1} ano^{-1}, no cenário de cana queimada (Quadro 2.1). Para o cenário de cana crua, a partir do 2º corte, as perdas de solo médias foram inferiores a este mesmo limite. Este fato pode ser explicado pela ausência, no primeiro corte, de cobertura vegetal sobre a superfície do solo, sendo esta insuficiente para o controle da erosão em níveis toleráveis. Resultados semelhantes aos relatados por

Andrade et al. (2011), em trabalho realizado para o mesmo tipo de solo e os mesmos cultivos de cana crua e queimada, com maior perda de solo por erosão, ocorreram na área de cana queimada, na média dos cinco cortes, perdendo 48,82% a mais de solo que a cana crua.

Quadro 2.1. Estatística descritiva da perda de solo (t $ha^{-1}ano^{-1}$) em função dos anos de corte nos cenários de cana crua e de cana queimada.

Cortes*	Média	DP	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.
			1º Corte				
1º	9,64	3,77	1,55	7,23	9,12	11,52	31,24
			Cana Queimada				
2º	8,33 a	3,26	1,34	6,25	7,87	9,93	27,02
3º	9,85 a	3,85	1,58	7,38	9,31	11,76	31,91
4º	8,25 a	3,23	1,33	6,19	7,81	9,86	26,74
5º	8,14 a	3,18	1,31	6,10	7,70	9,72	26,37
			Cana Crua				
2º	6,69 b	2,62	1,08	5,02	6,33	7,99	21,69
3º	5,33 b	2,09	0,86	4,00	5,04	6,37	17,28
4º	4,38 b	1,71	0,70	3,29	4,14	5,23	14,20
5º	3,67 b	1,43	0,59	2,75	3,47	4,38	11,88

(N=626). *Para todos os cortes, foram obtidos valores de coeficientes de variação (CV) iguais a 39,13%. Médias seguidas pela mesma letra entre cortes não diferem entre si pelo teste t - Student a 5% de probabilidade. DP=desvio-padrão; Mín.=mínimo; Máx.=máximo; Q1=primeiro quartil; Q3=terceiro quartil

Para o 1º corte, a perda de solo média, tanto para o cenário de cana queimada como para o de cana crua, foi igual a 9,64 t ha^{-1} ano^{-1} (Quadro 2.1), justificada por as condições do plantio até o início do primeiro corte terem sido exatamente as mesmas, isto é, os fatores de erosão que interferem no processo de perda de solo, como erosividade, erodibilidade, topografia, cobertura vegetal, manejo do solo e práticas conservacionistas foram iguais para os dois cenários de colheita.

Após o primeiro corte, a superfície do solo no cenário de cana crua foi acumulando palha, do 2º ao 5º cortes, acompanhando as seguintes perdas de solo: 6,69; 5,33; 4,38 e 3,67 t ha^{-1} ano^{-1}. Por outro lado, no cenário de cana queimada, não ocorreu o mesmo, de acordo com as seguintes perdas de solo, na mesma sequência de cortes: 8,33; 9,85; 8,25 e 8,14 t ha^{-1} ano^{-1}, resultando na perda de solo acima do limite de tolerância; portanto, não controlando a erosão. Estes resultados são coerentes com os obtidos por Bezerra & Cantalice (2006), em que o aumento na

quantidade de palha resultou na maior proteção do solo contra o impacto das gotas de chuva. Com isso, há menor selamento superficial e maior infiltração de água no solo.

A proteção do solo proporcionada pelos resíduos vegetais contribui para que haja a preservação do estado de agregação do solo, em razão do menor impacto das gotas de chuva sobre a superfície do solo, minimizando a destruição de agregados dessa camada (Bezerra & Cantalice, 2009). A biomassa gerada pelos resíduos vegetais deixados sobre a camada superficial do solo, mesmo sem alterar a rugosidade da superfície do solo, promove barreiras que reduzem a velocidade do escoamento superficial, dando mais tempo para a água infiltrar no perfil do solo (Garbiate et al., 2011).

No cenário de cana crua, ocorreram diminuições das perdas de solo no decorrer dos cinco cortes (Quadro 2.1). Em percentagem, estas reduções médias de um corte para o outro subsequente foram de $corte_{1-2}$, 69,40%; $corte_{2-3}$, 79,67%; $corte_{3-4}$, 82,18% e $corte_{4-5}$, 83,79%. Esta tendência corrobora a encontrada por Andrade et al. (2011), também para Argissolo. Esses autores observaram diminuição das perdas de solo por erosão, do 1^{o} ao 5^{o} cortes, no sistema de cana crua. Pode-se afirmar que, no sistema de cana crua, a erosão do solo foi reduzida pela diminuição do número de operações de preparo do solo, além do importante benefício dado à presença da camada de resíduos que é deixada sobre a superfície após a colheita.

A diminuição da perda de solo obtida no presente estudo, para o cenário de cana crua, é semelhante à de Bezerra & Cantalice (2009), que obtiveram reduções no processo de erosão em entressulcos em até 99%, em relação ao solo descoberto, para o efeito conjunto dossel + resíduos de cana-de-açúcar, para os 12 meses de cultivo da cana-de-açúcar. Martins Filho et al. (2009) quantificaram reduções nas perdas de solo por erosão, de 69% a 89%, em Argissolo, mantendo 50% e 100% de resíduos de cana-de-açúcar, em contato direto com a superfície do solo. Silva et al. (2012) observaram redução de 85% na perda de solo com 50% de palha da cana sobre a superfície, quando comparada à superfície do solo totalmente descoberta.

Os valores da média e mediana estão próximos, mostrando distribuições suficientemente simétricas para a utilização da técnica geoestatística (Quadro 2.1). O coeficiente de variação (CV) de 39,13% para os dados amostrais de perda de solo

indicou média variabilidade de acordo com a classificação de Warrick & Nielsen (1980). Souza et al. (2005) encontraram alto valor de CV para perda de solo em Latossolo Vermelho eutroférrico sob cultivo de cana-de-açúcar. Essa média ou alta variabilidade indica que se as práticas de manejo adotadas com intuito de controlar a perda de solo forem feitas considerando apenas a média das perdas de solo, o manejo adotado reduzirá as perdas de solo em alguns locais, porém, em outros, tal manejo será ineficiente ou insuficiente na minimização do fenômeno da erosão do solo.

A grande amplitude de variação das perdas de solo por erosão está relacionada com a significativa variabilidade espacial e temporal dos fatores de erosão envolvidos na predição da perda de solo (Quadro 2.1). Chaves (2010), ao estimar o efeito da variabilidade espacial e temporal dos fatores da EUPS na predição da erosão em uma área homogênea, obteve um CV da perda de solo de 64%, indicando que houve significativa propagação de incerteza, decorrente da estrutura fatorial da EUPS.

Análise geoestatística

O modelo esférico foi o que melhor se ajustou aos variogramas indicadores, para todos os cortes no cenário de cana queimada e para o primeiro e segundo cortes do cenário de cana crua (Quadro 2.2), sendo este modelo também utilizado em outros trabalhos para descrever a variabilidade espacial da perda do solo (Izidorio et al., 2005; Sanchez et al., 2009). É um modelo característico de variáveis com mudanças abruptas em grandes distâncias, sendo usado para descrever fenômenos relativamente irregulares (Goovaerts, 1997), tais como os atributos do solo (Cambardella et al., 1994). O grau de dependência espacial para as perdas de solo, nos dois cenários de manejo e para o ciclo das produções, no cenário de cana queimada, foi classificado como moderado (Quadro 2.2), segundo Cambardella et al. (1994).

No cenário da cana queimada, os variogramas ajustados apresentam valores de alcance médio, do 2º ao 4º cortes, de 339,95 m (Quadro 2.2). Este valor é menor do que a média do alcance obtido no cenário de cana crua, de 370,44 m. Esta diferença pode ser atribuída à presença da palhada deixada sobre a superfície do

solo, provocando maior continuidade espacial da perda de solo, isto é, menor variabilidade espacial da perda de solo para o cenário de cana crua. Cumpre ressaltar que o alcance representa a distância máxima em que os pontos amostrais estão correlacionados entre si. O valor do alcance de um atributo garante que todos os vizinhos situados dentro de um círculo com esse raio são tão similares que podem ser usados para estimar valores para qualquer ponto entre eles (Vieira & Lombardi Neto, 1995).

Quadro 2.2. Modelos e parâmetros ajustados aos variogramas indicadores para os cenários estudados.

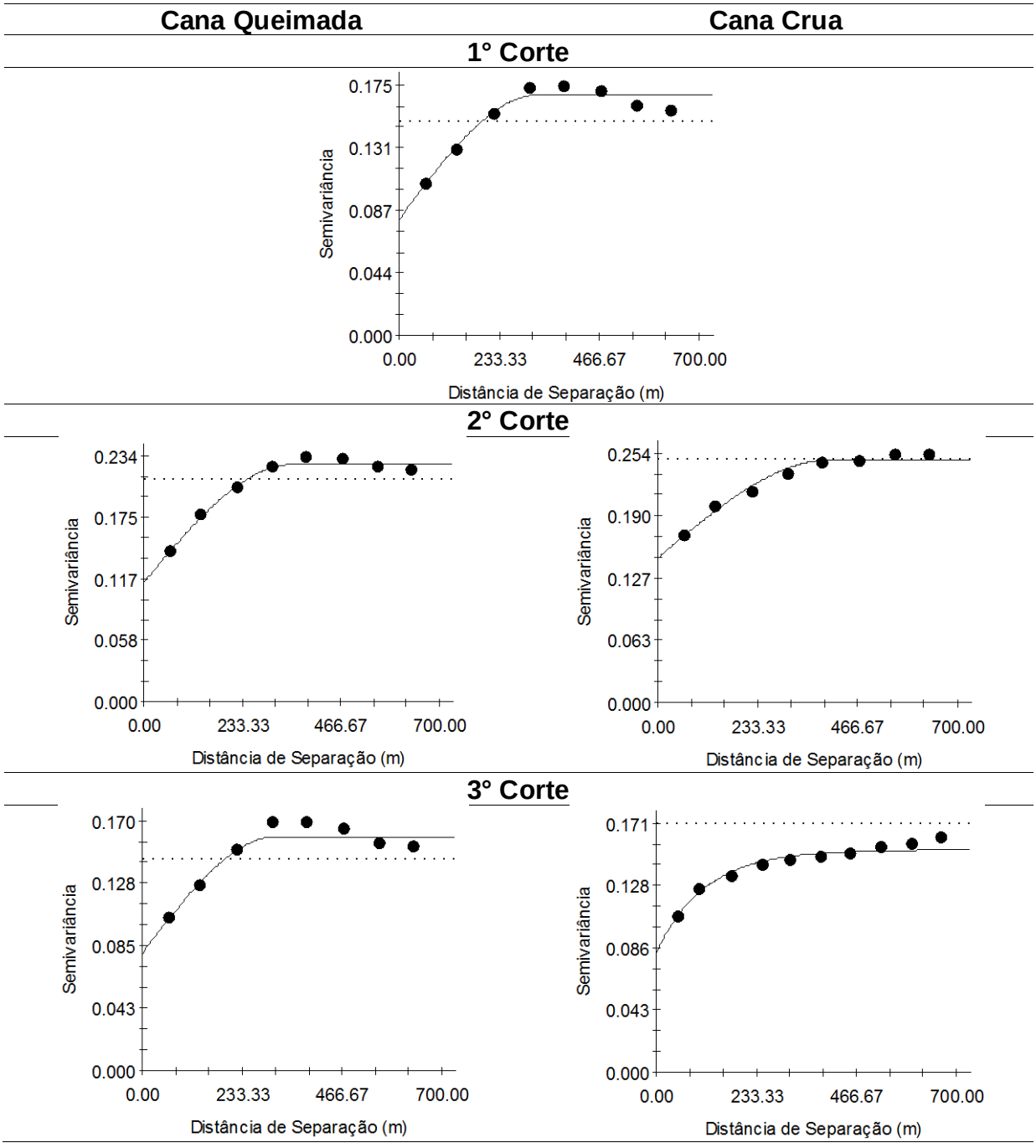
Cortes	Modelo	C_0	C_0+C_1	$C_0/(C_0+C_1)$	a	R^2	SQR
1º Corte							
1º	Esf.	0,08	0,17	48	322,00	0,94	2,45E-04
Cana queimada							
2º	Esf.	0,11	0,23	50	351,00	0,98	1,70E-04
3º	Esf.	0,08	0,16	50	310,85	0,93	3,20E-04
4º	Esf.	0,12	0,23	51	358,00	0,98	1,41E-04
5º	Esf.	0,12	0,23	52	363,36	0,99	1,28E-04
Ciclo das produções	Esf.	0,12	0,22	53	305,69	0,97	6,75E-04
Cana crua							
2º	Esf.	0,15	0,25	60	406,42	0,98	1,55E-04
3º	Exp.	0,08	0,15	55	342,16	0,97	1,44E-04
4º	Exp.	0,05	0,07	69	362,73	0,98	2,82E-05
5º	EPP	0,02	0,02	---	---	---	---
Ciclo das produções	EPP	0,02	0,02	---	---	---	---

C_0=efeito pepita; C_0+C_1=patamar; $C_0/(C_0+C_1)$=grau de dependência espacial (%); a=alcance (m); R^2=coeficiente de determinação; SQR=soma do quadrado do resíduo; Esf.=modelo ajustado esférico; Exp.=modelo ajustado exponencial, e EPP=efeito pepita puro.

No caso do alcance obtido da variável no ciclo das produções, ou seja, agregando os cinco cortes, para o cenário de cana queimada ser 305,69 m, significa que houve menor continuidade espacial da perda de solo, conforme passam os anos de cultivo. Nesse caso, deve-se atentar e priorizar a adoção de sistemas de manejo eficientes no controle da perda de solo para tal área.

Para o cenário de cana queimada (Quadro 2.2 e Figura 2.2), os variogramas ajustados são bastante semelhantes, indicando que, para este cenário, poucas modificações ocorreram na estrutura de dependência espacial. Já os variogramas do cenário de cana crua são claramente diferentes a partir do 3ºcorte. Esta mudança,

do modelo esférico para o exponencial, no 3º e 4ºcortes, é um indicativo de que ocorreu mudança, sendo a perda de solo afetada, ou seja, até o 2º corte, a perda de solo é descrita por um modelo em que as mudanças dos valores são menos erráticas do que no 3º e 4ºcortes, em que o modelo ajustado indica que as mudanças dos valores de perda de solo, nesses cortes, são mais erráticas na pequena escala, como explicado por Isaaks & Srivastava (1989).



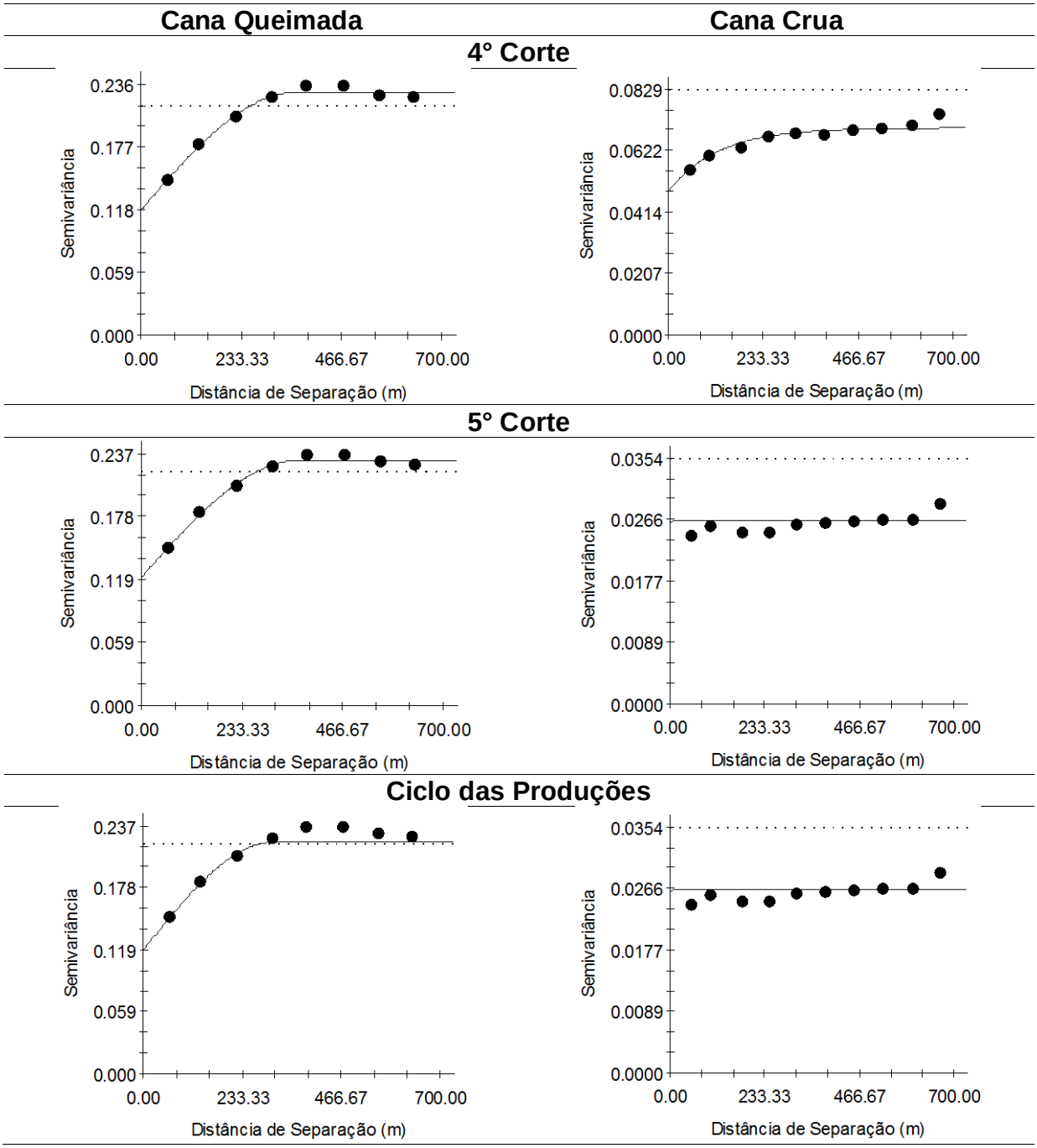


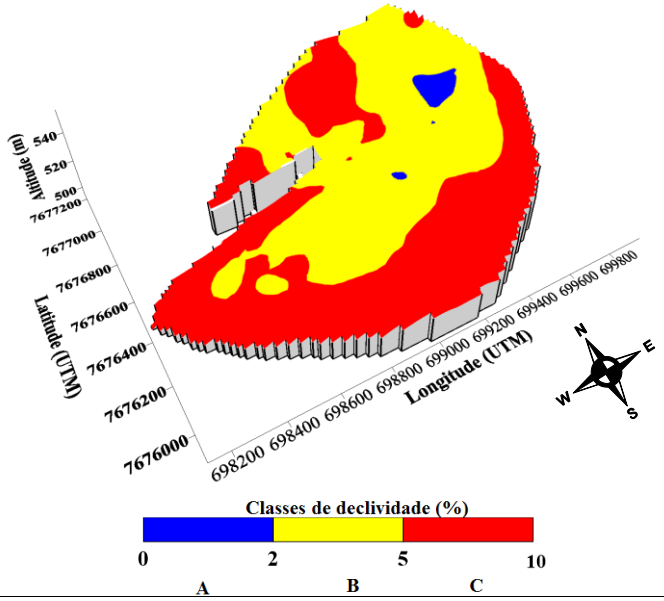
Figura 2.2. Variogramas indicadores das perdas de solo: (•) modelo experimental; (—) modelo teórico; (....) variância amostral.

No 5º corte e para o ciclo das produções, no ajuste do variograma indicador para o cenário de cana crua, obteve-se o efeito pepita puro que significa não haver mais dependência espacial da variável na escala utilizada (Quadro 2.2 e Figura 2.2). Nesse caso, o fenômeno da perda de solo, acima do limite aceitável, não é mais completamente conhecido por falta de informações. Fica evidente que o cenário de

cana crua é superior, em termos conservacionistas, que o cenário de cana queimada.

As áreas com probabilidades acima de 80% de os valores de perda de solo por erosão serem maiores que o limite aceitável de 6,67 t ha^{-1} ano^{-1} (Figura 2.3B), foram delimitadas pelas cores laranja e vermelho dos mapas, localizados nas bordas dos mapas, o que coincide com o padrão de variabilidade espacial da classe de declividade C, superior a 5% (moderadamente ondulado) (Figura 2.3A). Resultados semelhantes foram obtidos por Campos et al. (2008) e Santos et al. (2013) ao avaliarem a influência do relevo, fator topográfico, na perda de solo.

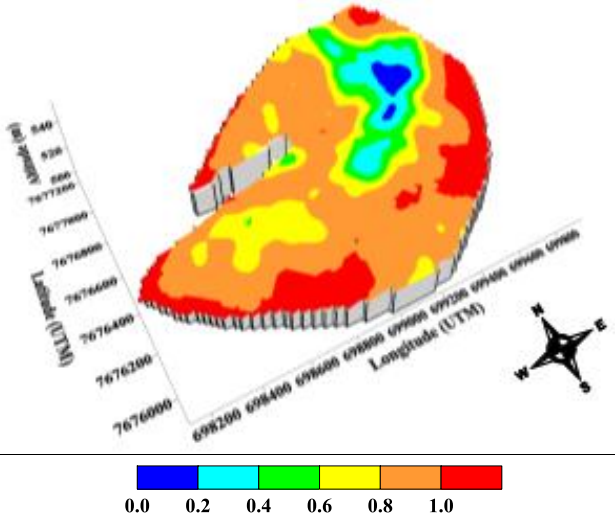
A Mapa de declividade integrado ao Modelo Digital de Elevação (MDE)

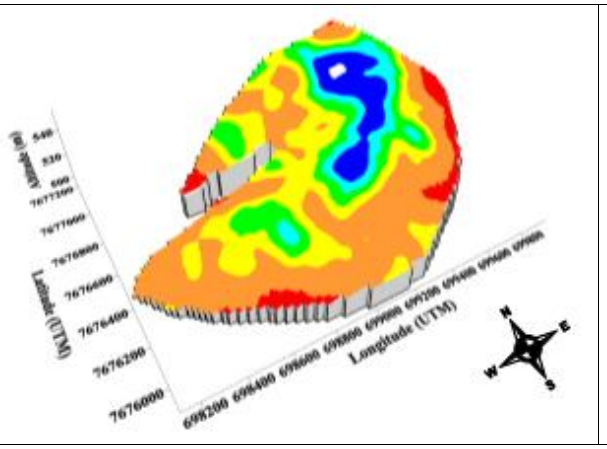
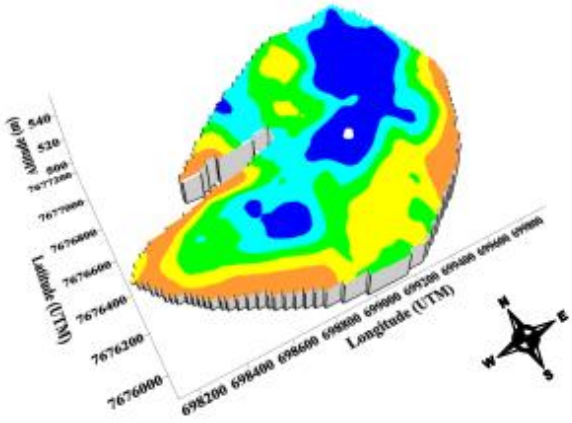
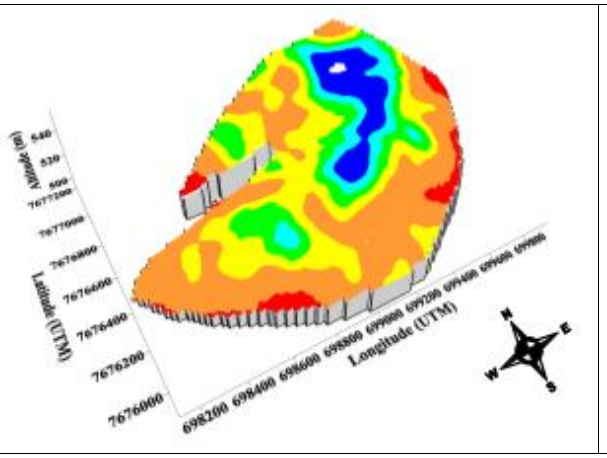
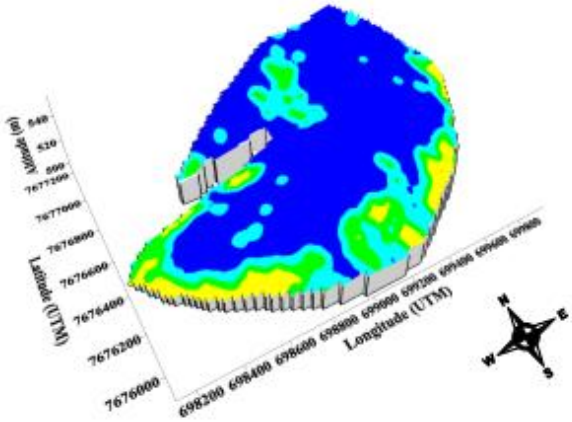
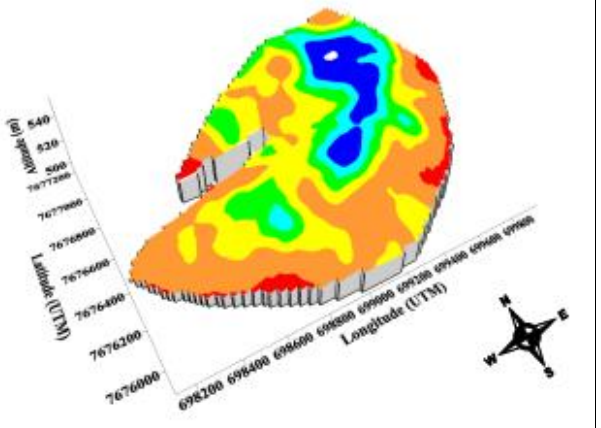
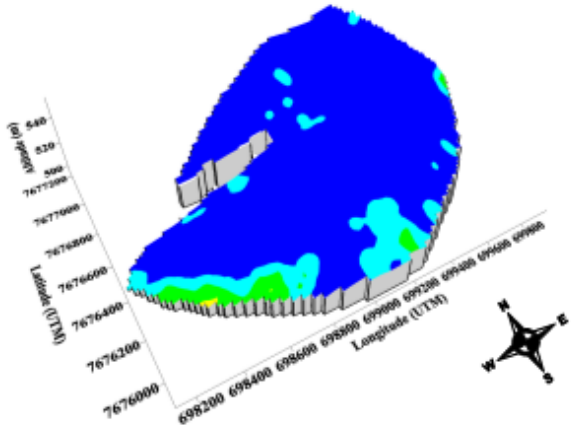


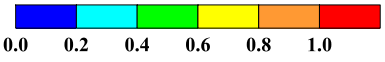
B Mapas de distribuição espacial de perdas de solos

Cana Queimada	Cana Crua

1° Corte



B	Mapas de distribuição espacial de perdas de solos
Cana Queimada	Cana Crua
2° Corte	
	
3° Corte	
	
4° Corte	
	



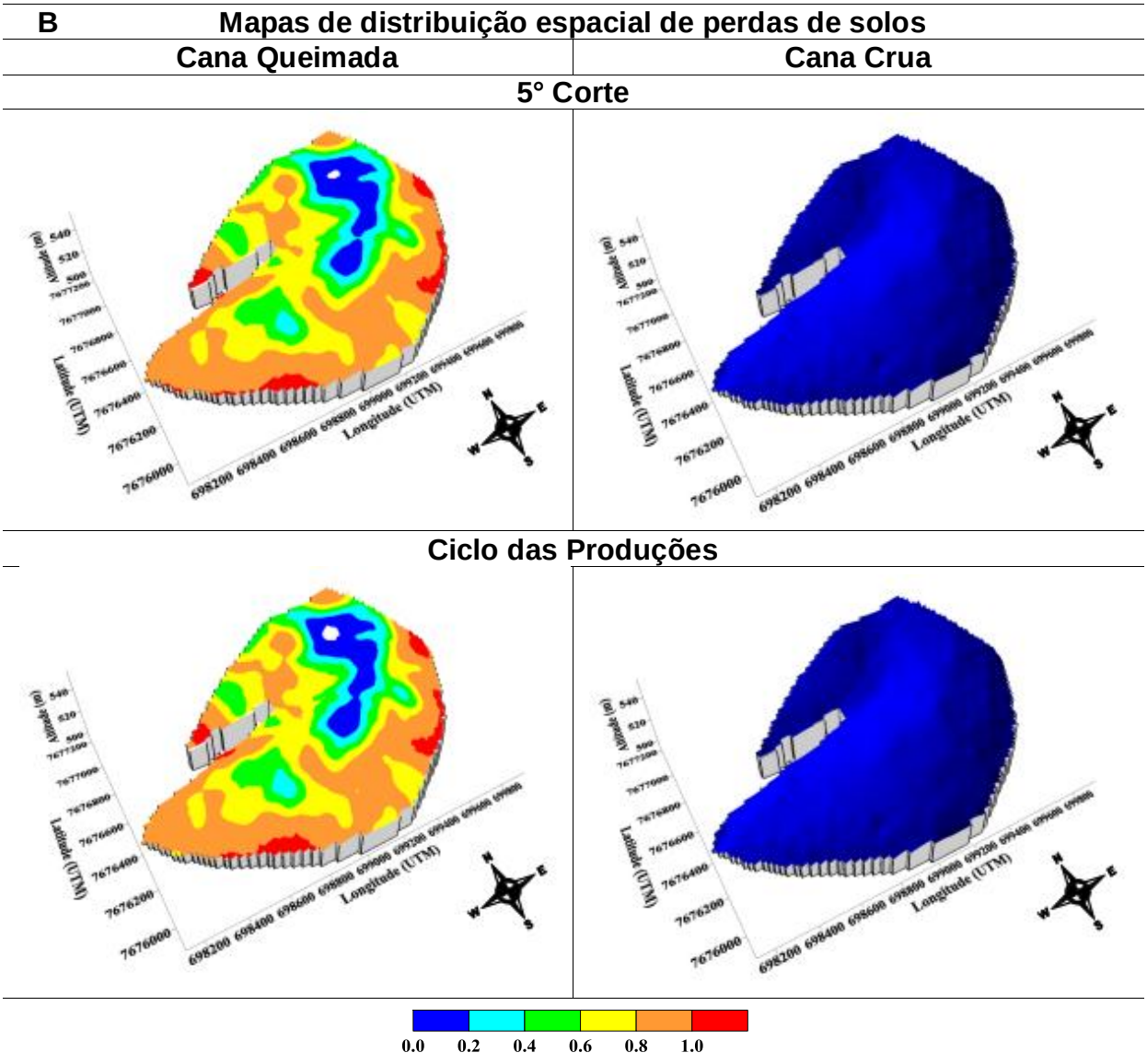


Figura 2.3. Mapa de declividade integrado ao Modelo Digital de Elevação (MDE) (A), Mapas das probabilidades de as perdas de solo ultrapassarem o limite de tolerância (6,67 t ha^{-1} ano^{-1}), delimitando as áreas para os cenários: cultivo de cana crua e cana queimada para os cinco cortes e o ciclo das produções (B).

Os mapas foram relevantes como complemento espacial às estatísticas descritivas dos valores de perda de solo, pois permitem evidenciar que tanto para o cenário de cana crua como para o de cana queimada, a percentagem da área com alta probabilidade, superior a 80%, de o valor de perda de solo ser maior que 6,67 t ha^{-1} ano^{-1} foi em torno de 68%, para o primeiro corte (Quadro 2.3). No segundo corte, este percentual reduz-se para 15,24%, no cenário de cana crua, e para 45,17%, no de cana queimada.

Quadro 2.3. Percentagem das áreas com probabilidades de as perdas de solo ultrapassarem o limite de tolerância (6,67 t ha^{-1} ano^{-1}) da área estudada, nos cenários de cana crua e cana queimada, e no ciclo das produções.

% probabilidade	% área										
	1º Corte	2º Corte		3º Corte		4º Corte		5º Corte		Ciclo das produções	
		CC	CQ	CC	CQ	CC	CQ	CC	CQ	CC	CQ
0-0,2	1,97	21,2	8,38	60,66	1,67	85,59	8,68	100,00	8,74	100,00	9,14
0,2-0,4	6,39	23,08	7,85	19,62	5,96	10,66	8,23	0,00	8,66	0,00	8,68
0,4-0,6	7,23	21,87	13,16	11,26	7,20	3,61	13,54	0,00	14,80	0,00	14,50
0,6-0,8	16,74	18,61	25,45	8,45	16,54	0,15	25,91	0,00	26,82	0,00	26,18
0,8-1,0	67,67	15,24	45,17	0,01	68,63	0,00	43,64	0,00	40,98	0,00	41,50

CC=cana crua; CQ=cana queimada.

A partir do terceiro corte, no cenário de cana crua, o percentual da área com probabilidade superior a 80% de a perda de solo ultrapassar o limite aceitável, passou a ser praticamente nulo (Quadro 2.3). Tal fato é explicado pela presença da palhada sobre a superfície do solo, além da evidência de que o fator topográfico não apresentou mais correlação espacial com a perda de solo acima do limite aceitável. Resultado semelhante foi obtido por Sousa et al. (2012) ao avaliarem a perda de solo no topo, meia-encosta e sopé de uma vertente, com declividades de 0,025; 0,05 e 0,07 m m^{-1}, respectivamente, em um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, cultivado com cana-de-açúcar e 0%, 25%, 50%, 75% e 100% de resíduos vegetais mantidos sobre a superfície do solo. Os autores (Sousa et al., 2012) concluíram que, independentemente da declividade, as perdas de solo foram reduzidas quando se aumentou a quantidade de palha. Porém, no cenário de cana queimada, tendeu a se estabilizar em torno de 42%, a partir do 4º corte; ou seja, após quatro cortes, aproximadamente 42% da área estudada ainda apresentou alta probabilidade, superior a 80%, de a suscetibilidade à perda de solo ser superior ao limite aceitável de 6,67 t ha^{-1} ano^{-1}.

Entretanto, como já exposto e comprovado nos resultados (Figura 2.3B), a manutenção dos resíduos vegetais em contato direto com a superfície do solo reduz significativamente a perda de solo pela sua não desagregação, por não sofrer impacto direto das gotas de chuva, como verificado por Bertol et al. (2010) em trabalho avaliando a influência da palhada de milho e trigo mantidas em contato direto com a superfície do solo. Verifica-se que, independentemente da declividade

da área, as perdas de solo foram reduzidas quando se aumentou a quantidade de palha no cenário de cana crua, conforme decorreram os ciclos produtivos. Esses resultados estão de acordo com Sousa et al. (2012), quando afirmam que a palhada reduz significativamente a perda de solo, independentemente do grau de declividade do relevo, e a hipótese de Marques Júnior & Lepsch (2000) confirmando que ao se considerar a altitude, a declividade e as formas da paisagem do solo, para delinear zonas de manejo, e o estudo da variabilidade espacial de atributos do solo, em diferentes tipos de solos, são de extrema importância.

No caso da formação do selamento de um Argissolo Vermelho-Amarelo sob chuva simulada, Schaefer et al. (2002) observaram o desenvolvimento de crostas ou selamento, que contribuíram para intensificar os efeitos da enxurrada, pois a destruição dos agregados do solo reduziu a taxa de infiltração. Além disso, a chuva tem sua atuação acelerada quando aliada à topografia do terreno, pois as formas da paisagem revelam que a erosão tende a ser maior nos terrenos mais declivosos (Cogo et al., 2003).

Para a avaliação da incerteza temporal, ciclo das produções, a probabilidade superior a 80% significa que há menor incerteza de a perda de solo ultrapassar o limite aceitável (Quadro 2.3). Como o fator C da EUPS reflete o efeito da cobertura vegetal e manejo do solo, implica que sua determinação também depende dos resíduos vegetais mantidos ou não sobre a superfície do solo. A quantidade desses resíduos, por sua vez, sofrem interferência das chuvas, fertilidade do solo e manejo do solo, potencializando a alta variabilidade do fator. Este fato pode explicar, para o cenário de cana queimada, a grande percentagem de área com alta probabilidade de perder solo acima do limite aceitável.

Ao estudar a ampla variabilidade do fator C e a incerteza envolvida na estimativa da perda de solo, influenciada por este fator, Gabriels et al. (2003) concluíram que as perdas de solo podem ser estimadas adequadamente com a EUPS, para longos períodos de tempo (anos), porque superestimativas e subestimativas da perda de solo são autocompensativas, gerando bons resultados para as perdas totais de solo estimadas. No caso em estudo, os anos correspondem a vários cortes, portanto a avaliação da incerteza temporal, do ciclo das produções, resulta em importante subsídio para ser incorporado na análise e no planejamento

conservacionista de um empreendimento agrícola.

A delimitação das áreas com maiores probabilidades de as perdas de solo serem superiores ao limite tolerável, permitiu identificar a estimativa da perda de solo com maior confiabilidade, isto é, menor incerteza, nesses dois cenários, implicando a definição de áreas específicas de manejo, como guia de planejamento racional do uso do solo, priorizando a intervenção por boas práticas de manejo, visando à redução da perda de solo por erosão.

CONCLUSÕES

1. A técnica da Krigagem indicatriz possibilitou a avaliação das incertezas espacial e temporal da perda de solo por erosão, nos dois cenários de cultivo de cana-de-açúcar, delimitando zonas priorizadas de manejo na adoção de práticas conservacionistas, visando à produção sustentável da cultura de cana-de-açúcar.

2. No cenário de cana queimada, áreas com maiores declividades resultam em menores incertezas de apresentarem valores de perda de solo por erosão acima do limite aceitável.

3. Houve ausência da dependência temporal no ciclo das produções, e espacial da perda de solo por erosão, no 5^{o} corte para o cenário de cana crua.

LITERATURA CITADA

ANDRADE, N.S.F.; MARTINS FILHO, M.V.; TORRES, J.L.R.; PEREIRA, G.T. & MARQUES JÚNIOR, J. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 31:539-550, 2011.

BERTOL, I.; VÁZQUEZ, E.V.; GONZÁLEZ, A. P.; COGO, N. P.; LUCIANO, R. V. & FABIAN, E.L. Sedimentos transportados pela enxurrada em eventos de erosão hídrica em um Nitossolo Háplico. R. Bras. Ci. Solo, 34:245-252, 2010.

BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O.; LEITE, D. & AMARAL, A.J. Erodibilidade de um Cambissolo húmico alumínico léptico, determinada sob chuva natural entre 1989 e 1998 em Lages (SC). R. Bras. Ci. Solo, 26:465-471, 2002.

BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 3.ed. São Paulo: Ícone Editora, 1990. 355p.
BEZERRA, S.A. & CANTALICE, J.R.B. Influência da cobertura do solo nas perdas de água e desagregação do solo em entressulcos. R. Caatinga, 22:18-28, 2009.

BEZERRA, S.A. & CANTALICE, J.R.B. Erosão entressulcos em diferentes condições de cobertura vegetal de solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. R. Bras. Ci. Solo, 30:565-573, 2006.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F. & KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. Soil. Sci. Soc. Am. J., 58:1.501-1.511, 1994.

CAMPOS, M.C. C.; MARQUES Jr., J.; MARTINS FILHO, M. V.; PEREIRA, G. T.; SOUZA, Z. M. & BARBIERI, D. M. Variação espacial da perda de solo por erosão em diferentes superfícies geomórficas. Ciênc. Rural, 38:2.485-2.492, 2008.

CHAVES, H.M.L. Incertezas na predição da erosão com a USLE: impactos e mitigação. R. Bras. Ci. Solo, 34:2.021-2.029, 2010.

COGO, N.P.; LEVIEN, R. & SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. R. Bras. Ci. Solo, 27:743-753, 2003.

DA FONTE, J.D.; GUITIÁN, M.U.; PAZ-FERREIRO, J.; SIQUEIRA, G.M. & VÁZQUEZ, E.V. Mapping of soil micronutrients in na European Atlantic agricultural landscape using ordinary kriging and indicator approach. Bragantia, 69:175-186, 2010.

DENARDIN, J.E. Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Piracicaba, Universidade de São Paulo, 1990. 113 p. (Tese de doutorado em Solos e Nutrição de Plantas).

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, 2013. 353 p.

GABRIELS, D.; GHEKIERE, G.; SCHIETTECATTE, W. & ROTTIERS, I. Assessment of USLE cover-management C-factors for 40 crop rotation systems on arable farms in the Kemmelbeek watershed. Soil Tillage Res, 74:47-53, 2003.

GAMMA DESIGN SOFTWARE. GS^{+} Geostatistics for the Enviromental Sciences 3.07. Gamma Design Software, MI, USA, 1998.

GARBIATE, M.V.; VITORINO, A.C.T.; TOMASINI, B.A.; BERGAMIN, A.C. & PANACHUKI, E. Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. R. Bras. Ci. Solo, 35:2.145-2.155, 2011.

GOLDEN SOFTWARE. Surfer for Windows: Surface mapping system. Versão 9.0. Golden, 2009.

GOOVAERTS, P. Geostatistical tools for characterizing the spatial variabiability of microbiological and physico-chemical soil properties. Biol. Fertil. Soils, 27:315-334, 1998.

GOOVAERTS, P. Geostatistics for natural resources evaluation. New York: Oxford University Press, 1997. p. 483.

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; PRUSKI, F.F.; DE MARIA, I.C.; CASTRO FILHO, C. & LANDERS, J.C. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JÚNIOR, E. & PERES, J.R.R., eds. Uso agrícola dos solos brasileiros. Rio de Janeiro, Embrapa. 2002. p.47-60.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Escala - 1:500.000. São Paulo, ITP, 1981. v.1. 126p.

ISAAKS, E. H. & SRIVASTAVA, R. M. A introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, 1989. 592 p.

IZIDORIO, R.; MARTINS FILHO, M.V.; MARQUES JÚNIOR, J. ; SOUZA, Z.M. & PEREIRA, G.T. Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área sob cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 25:660-670, 2005.

LEPSCH, I. F. (Coord.). Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 1991. 175 p.

LOMBARDI NETO, F.; PRUSKI, F.F. & TEIXEIRA, A. de F. Sistema para cálculo da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. 1 CD-ROM.

MARQUES JÚNIOR, J. & LEPSCH, I. F. Depósitos superficiais neocenozoicos, superficiais geomórficas e solos em Monte Alto, SP. Geociências. 19:265-281, 2000.

MARTINS FILHO, M. V. Modelagem do processo de erosão e padrão espacial da erodibilidade em entressulcos. 2007. 121p. Tese de Livre-Docência - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2007.

MARTINS FILHO, M.V.; LICCIOTI, T.T.; PEREIRA, G.T.; MARQUES JÚNIOR, J. & SANCHEZ, R.B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 29:8-18, 2009.

MOTOMIYA, A.V.A.; CORÁ, J.E. & PEREIRA, G.T. Uso de krigagem indicatriz na avaliação de indicadores de fertilidade do solo. R. Bras. Ci. Solo, 30:485-496, 2006.

MOWRER, H.T. Uncertainty in natural resource decision support systems: Sources, interpretation, and importance. Comp. Electron. Agric., 27:139-154. 2000.

OLIVEIRA, F.P.; SANTOS, D.; SILVA, I.F. & SILVA, M.L.N. Tolerância de Perda de Solo por Erosão para o Estado da Paraíba. Rev. Biol. Ciênc. Terra, 8:60-71, 2008.

OLIVEIRA, M.W.; TRIVELIN, P.C.O.; PENATTI, C.P. & PICCOLO, M.C. Decomposição e liberação de nutriente da palhada de cana-de-açúcar em campo. Notas científicas. Pesq. Agropec. Bras.,34:2359-2362, 1999.

RANIERI, S.B.L. Estimativa da erosão do solo em uma bacia hidrográfica no município de Piracicaba (SP) utilizando os modelos USLE e WEPP. 2000. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

SAITO, H. & GOOVAERTS, P. Accounting for measurement error in uncertainty modeling and decision-making using indicator kriging and p-feld simulation: application to a dioxin contaminated site. Environmetrics. 13: 555-567, 2002.

SANCHEZ, R. B.; MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, G. T. & MARTINS FILHO, M. V. Variabilidade espacial de atributos do solo e de fatores de erosão em diferentes pedoformas. Bragantia, 68:1.095-1.103, 2009.

SANTOS, H.L.; MARQUES JÚNIOR, J.; MATIAS, S.S.R.; SIQUEIRA, D.S. & MARTINS FILHO, M.V. Erosion factors and magnetic susceptibility in different compartments of a slope in Gilbués-PI , Brazil. Eng. Agríc., 33:64-74, 2013.

SCHAEFER, C.E.R.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R. & ALBUQUERQUE, M.A. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo vermelho-amarelo sob chuva simulada. Pesq. Agropec. Bras., 37:669-678, 2002.

SILVA, G.R.V.; SOUZA, Z.M.; MARTINS FILHO, M.V.; BARBOSA, R.S. & SOUZA, G.S. Soil, Water and Nutrient Losses by Interrill Erosion from Green Cane Cultivation. R. Bras. Ci. Solo, 36:963-970, 2012.

SILVA, S.A.; LIMA, J.S.S. & TEIXEIRA, M.M. Distribuição e incerteza da erodibilidade em um Latossolo vermelho-amarelo húmico sob cultivo de café arábica. Eng. Agricult., 17:274-282, 2009.

SILVA JÚNIOR, J.F.; MARQUES JÚNIOR, J.; CAMARGO, L.A.; TEIXEIRA, D.B.; PANOSSO, A.R. & PEREIRA, G.T. Simulação geoestatística na caracterização espacial de óxidos de ferro em diferentes pedoformas. R. Bras. Ci. Solo, 36:1.690-1.703, 2012.

SEGATO, S. V.; MATTIUZ, C. F. M. & MOZAMBANI, A. E. Aspectos fenológicos da cana-de-açúcar. In: SEGATO, S. V.; PINTO, A. S.; JENDIROBA, E.; NÓBREGA, J. C. M. (org.) Atualização em produção de cana-de-açúcar. Piracicaba: CP 2, 2006, p.

19-36.

SOUSA, G.B.; MARTINS FILHO, M.V. & MATIAS, S.S.R. Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba – SP. Eng. Agríc., 32:490-500, 2012.

SOUZA, E.S.; ANTONINO, A.C.D.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; LIMA, J.R.S. & ANGULO-JARAMILLO, R. Mapeamento da probabilidade de ocorrência de classes da sorvidade e da condutividade hidráulica saturada de um Neossolo Flúvico. R. Bras. Ci. Agrárias, 3:164-172, 2008.

SOUZA, Z.M.; BEUTLER, A.N.; PRADO, R.M. & BENTO, M.J.C. Efeito de sistemas de colheita de cana-de-açúcar nos atributos físicos de um Latossolo Vermelho. Científica, 34:31-38, 2006.

SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; MARQUES JÚNIOR, J. & PEREIRA, G. T. Variabilidade de fatores de erosão em Latossolo Vermelho eutroférrico sob cultivo de cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 25:105-114, 2005.

THORNTHWAITE, C.W. An approach towards a rational classification of climate. Geographical Review, 38:55-94, 1948.

VERHAGEN, J. & BOUMA, J. Modeling soil variability. In: PIERCE, J.F. & SADLER, E.J., eds. The state of sitespecific management for agriculture. Madison, American Society of Agronomy, 1997. p.55-68.

VIEIRA, S.R. & LOMBARDI NETO, Variabilidade espacial do potencial de erosão das chuvas do Estado de São Paulo. Bragantia, 54:405-412, 1995.

WARRICK, A.W. & NIELSEN, D.R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D., ed. Applications of soil physics. New York, Academic, 1980. p. 319-344.

WEBSTER, R. & OLIVER, M. A. Geostatistics for Environmental Scientists. 2.ed. Oxford: Oxford University Press, 2009. 315p.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses; a guide to conservation planning. Washington, Department of Agriculture, 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537)

CAPÍTULO 3 – INCERTEZA ESPACIAL DA PERDA DE NUTRIENTES POR EROSÃO EM UM ARGISSOLO EM CENÁRIOS DE CULTIVO DE CANA-DE--AÇÚCAR

RESUMO

A avaliação da incerteza espacial das predições das perdas de nutrientes por erosão, associada aos modelos de paisagem, é importante ferramenta na análise e no planejamento conservacionista do solo. O objetivo do trabalho foi avaliar a incerteza espacial e local na predição das taxas de empobrecimento do solo por nutrientes (P, K, Ca e Mg) pela erosão do solo nos cenários de cana crua e queimada, utilizando-se da simulação sequencial gaussiana (SSG). O estudo foi realizado em uma área de 200 ha, localizada em Tabapuã (SP), Brasil. Uma malha de amostragem regular foi estabelecida na área, com intervalos equidistantes de 50 m, totalizando 626 pontos. A taxa de empobrecimento do solo (ES) foi calculada com base na relação entre concentração dos nutrientes no sedimento erodido e os atributos químicos do solo original, ponto a ponto. Os dados foram submetidos à análise estatística descritiva e geoestatística para a confecção de mapas da variabilidade espacial e incerteza espacial para ES. Áreas com maior taxa de empobrecimento do solo foram relacionadas à maior declividade da paisagem. As menores incertezas da ES estão associadas às áreas com maiores taxas de empobrecimento do solo e a maiores declividades. As maiores incertezas do empobrecimento do solo estão associadas às áreas de transição entre as pedoformas côncava e convexa.

Termos de indexação: cana crua, cana queimada, empobrecimento do solo, geoestatística, pedoformas, simulação sequencial gaussiana, variabilidade espacial

SUMMARY: *SPATIAL UNCERTAINTY OF NUTRIENTS LOSS BY EROSIAN IN AN ALFISOL IN SCENARIOS OF SUGARCANE CULTIVATION*

The assessment of spatial uncertainty of the predictions of nutrient losses by erosion associated with landscape models are an important tool in the analysis and soil conservation planning. The aim of this study was to evaluate the spatial and local

uncertainty in predicting rates of impoverishment of soil nutrients (P, K, Ca and Mg) by soil erosion in green and burned sugarcane harvesting scenarios, using sequential Gaussian simulation (SSG). A regular grid was established in an area located at Tabapuã (SP), Brazil, with equidistant intervals of 50 m, totaling 626 points. The rate of soil impoverishment (SI) was calculated based on the relation between the concentration of nutrients in the sediment and the chemical properties in the original soil at all grid points. The data were subjected to descriptive statistical analysis and geostatistics for the manufacture of spatial variability and uncertainty maps for SI. The areas with the highest rate of soil impoverishment were related to greater slope of the landscape. The smaller SI uncertainties are associated to the areas with higher soil impoverishment rates and higher slopes. In the present study the major uncertainties of SI are associated to the transition areas between two concave and convex landforms.

***Index terms**: green sugarcane harvesting, burned sugarcane harvesting, geostatistics, landforms, sequential gaussian simulation, spatial variability*

INTRODUÇÃO

A erosão hídrica é uma das principais causas do depauperamento dos solos, pela remoção dos nutrientes e matéria orgânica, fomentada por sistemas de manejo. Essa compromete a produtividade das culturas, elevando os custos de produção, além da deterioração da qualidade das águas superficiais, pela eutrofização dos mananciais. Os nutrientes são transportados pela erosão hídrica, adsorvidos aos coloides do solo e/ou solubilizados, podendo variar em função do manejo (Schick et al., 2000).

O empobrecimento do solo no local de origem da erosão e a contaminação do ambiente fora de seu local estão relacionados com sedimentos transportados pela enxurrada, pelo fato de diferentes tamanhos de sedimentos terem distintas capacidades de adsorção de produtos químicos; portanto, deve influenciar na seleção de sistemas de manejo conservacionistas do solo (Bertol et al., 2007).

A resistência do solo à ação da chuva é determinada pela sua vulnerabilidade, característica intrínseca de cada tipo de solo, pela topografia do terreno e pelas práticas de manejo adotadas no desenvolvimento da cultura (Volk & Cogo, 2008). Como no caso do Argissolo, que é suscetível ao fenômeno da erosão, sendo que seu manejo desprovido da proteção de cobertura vegetal intensifica sua suscetibilidade (Lepsch, 2011).

Dois sistemas de cultivo da cana-de-açúcar são utilizados durante a colheita: o cultivo com colheita mecanizada (cana crua), caracterizada pela manutenção dos resíduos vegetais sobre a superfície do solo, e a colheita manual (cana queimada), que elimina os resíduos vegetais que estão em contato direto com a superfície do solo. O cultivo do solo com mobilização mecânica, juntamente com a queima de resíduos vegetais aumentam a quantidade de sedimentos desagregados que são transportados pela enxurrada (Bertol et al., 2010). Entretanto, a cobertura do solo, proporcionada pelos resíduos vegetais de cana crua, preserva o estado de agregação do solo, pelo menor impacto das gotas de chuva em sua superfície, reduzindo a destruição de agregados da camada superficial do solo (Garbiate et al., 2011).

A manutenção da palhada proveniente da colheita mecanizada (cana crua) tem sido avaliada em função da quantidade de resíduos vegetais que devem ser mantidos na superfície do solo com o intuito de reduzir a perda de solo e a concentração de nutrientes carreados no sedimento erodido, como um fator preocupante do ponto de vista da conservação do solo e da água (Martins Filho et al., 2009; Silva et al., 2012; Sousa et al., 2012).

O efeito da translocação do solo, combinado aos processos erosivos, aumenta a variabilidade espacial das produções agrícolas (Schumacher et al., 1999). Trabalhos visando a avaliar a variabilidade espacial das perdas de nutrientes em áreas sob cultivo da cana-de-açúcar, bem como a perda de solo e os fatores de erosão têm sido objeto de estudos como ferramenta estratégica na adoção de práticas de manejos conservacionistas do solo (Izidorio et al., 2005; Souza et al., 2005; Campos et al., 2008; Sanchez et al., 2009).

Variações dos atributos na paisagem são associadas às características do relevo, como declividade e formas (curvaturas). As formas do relevo controlam a

distribuição de água e de materiais solúveis, provocando convergência desses materiais em áreas côncavas, divergência em áreas convexas, e erosão e deposição em áreas de forma linear com presença de declividade (Pennock & Jong, 1987).

Apesar de as variações do relevo influenciarem nos processos de erosão, a maioria das investigações é quantitativa e não relaciona o desenvolvimento do solo com os processos de erosão (Campos et al., 2008). Assim, o estudo da incerteza na predição da erosão mostra-se uma ferramenta importante na determinação qualitativa das informações, subsidiando o planejamento agrícola de forma mais realística.

Dentro deste contexto, a geoestatística é uma ferramenta importante no estudo da variabilidade espacial dos solos. Ao utilizá-la, identificam-se maiores variações ocorridas nas áreas cultivadas, direcionando o manejo com a implantação de um sistema de cultivo que minimize a variabilidade das características intrínsecas do solo, fornecendo práticas de manejo adequado (Campos et al., 2009).

Técnicas geoestatísticas, como a krigagem ordinária (KO) e a simulação sequencial gaussiana (SSG), mostram-se promissoras para desenvolver novos conceitos e/ou tecnologias para processos de erosão (Martins Filho, 2007). Porém, a primeira possui a desvantagem de não fornecer a incerteza da estimava do atributo estudado, enquanto a SSG tem sido utilizada como alternativa para avaliar e quantificar a incerteza de fatores da erosão e os atributos do solo (Wang et al., 2001; Bourennane et al., 2007; Zhao et al., 2009; Sun et al., 2012). Ela reproduz a variabilidade espacial dos dados, pois um conjunto de realizações é gerado, e, deste modo, um conjunto de estimativas no local fornece uma medida quantitativa da incerteza espacial (Goovaerts, 1997).

Na geoestatística, a incerteza é uma medida indicativa da magnitude do erro, uma vez que não se pode determinar com exatidão o erro de estimação do atributo, pois para isto seria necessário o conhecimento do valor real do atributo em cada posição estimada (Isaaks & Srivastava, 1989). O conhecimento da incerteza espacial é útil para avaliar a delimitação de áreas vulneráveis à erosão (Delbari et al., 2009).

Pelo exposto, o objetivo do trabalho foi caracterizar a variabilidade espacial do empobrecimento do solo pelos nutrientes (P, K, Ca e Mg) e avaliar a incerteza

espacial envolvida na predição das perdas, em dois cenários de cultivo de cana-de--açúcar, cana crua e queimada, utilizando-se da técnica da simulação sequencial gaussiana.

MATERIAL E MÉTODOS

Características da área de estudo

A área experimental localiza-se no município de Tabapuã (SP), noroeste do estado de São Paulo, Brasil, com coordenadas 21^{o} 05' de latitude sul e 49^{o} 01' de longitude oeste (Figura 3.1), com altitude média de 500 m, apresentando uma área de 200 ha, com um histórico de cultivo intensivo de cana-de-açúcar por mais de 20 anos consecutivos. O clima da região, segundo a classificação de Thornthwaite, é do tipo megatérmico, C_2dA'a', subúmido chuvoso, com pequeno ou nenhum excedente de água e evapotranspiração de verão menor que 48% do total anual (Thornthwaite, 1948).

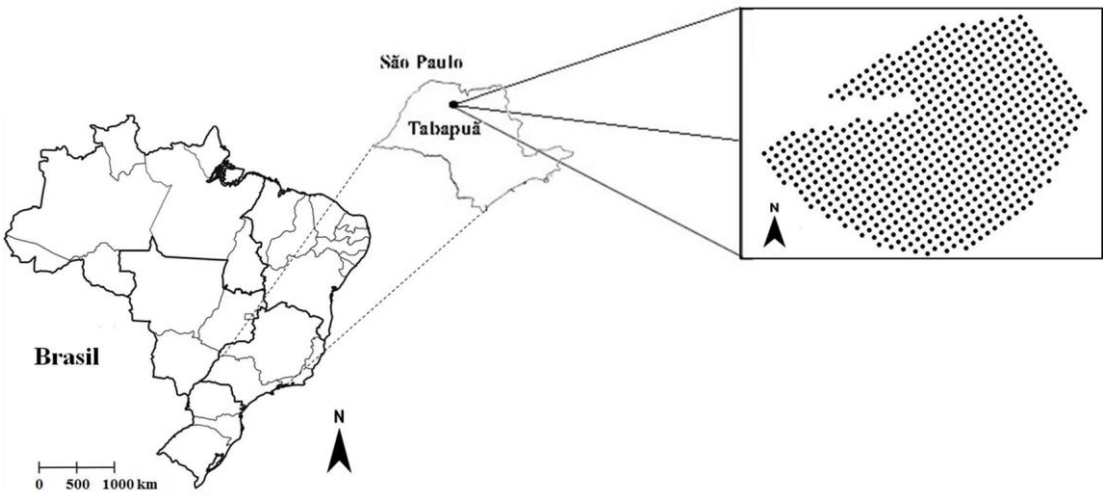


Figura 3.1. Mapa de localização da área experimental e distribuição dos pontos amostrais (•).

A região está inserida na província geomórfica do Planalto Ocidental Paulista, tendo como material de origem as unidades geológicas pertencentes às rochas areníticas sedimentares do Grupo Bauru, Formação Adamantina (IPT, 1981).

Caracterizada pelos bancos de arenito de granulação fina a muito fina, é comum a ocorrência de seixos de argilito, cimento e nódulos carbonáticos. O solo foi classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico, textura média/argilosa (EMBRAPA, 2006).

A vegetação primária da região foi classificada como floresta pluvial estacional e cerrado. Na caracterização geomorfológica e pedológica, utilizaram-se fotos aéreas na escala 1:35.000, para avaliações de campo e análise do perfil altimétrico. O mapa de declividade foi obtido a partir do modelo digital de elevação, utilizando os intervalos de declividade, conforme classificado em Lepsch (1991): plano, A (0-2%); suave ondulado, B (2-5%); moderadamente ondulado, C (5-10%); ondulado, D (10-15%); forte ondulado, E (15-45%); montanhoso, F (45-70%) e escarpado, G (>70%).

Para este estudo, foi utilizado um banco de dados de atributos químicos da camada superficial do solo (0,00-0,20 m), estabelecido por Sanchez et al. (2009). Nas análises químicas do solo e do sedimento erodido, fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) foram extraídos pelo método da resina trocadora de íons (Raij et al., 2001). O solo foi amostrado nos pontos de cruzamento de malha, com intervalos regulares de 50 m, perfazendo um total de 626 pontos georreferenciados com auxílio do receptor, Sistema de Posicionamento Global (GPS), Datum / elipsoide WGS-84.

Com base nos valores dos atributos químicos obtidos por Sanchez et al. (2009) e considerando-se resultados das concentrações de nutrientes (P, K, Ca e Mg) no sedimento erodido, em pesquisas desenvolvidas por Martins Filho et al. (2009) e Romero (2009), nesta mesma área, estimaram-se as taxas de enriquecimento do sedimento erodido que significa o mesmo que taxa de empobrecimento do solo (ES) (Bertol et al., 2004), em dois cenários de cultivo da cana-de-açúcar, com cana queimada (colheita manual) e cana crua (colheita mecanizada). A taxa do ES foi estimada por meio da equação 3.1:

$$ES = \frac{\textit{concentração de P, K, Ca e Mg no sedimento erodido}}{\textit{concentração de P, K, Ca e Mg no solo original}} \qquad (3.1)$$

Para ES > 1 (adimensional), significa que o sedimento se encontra

enriquecido por nutrientes do solo (Hernani et al., 1999). Nesse caso, há o empobrecimento do solo. Os dados avaliados referem-se a valores obtidos de coletas no quinto corte da cana-de-açúcar.

A variedade de cana-de-açúcar plantada foi a SP-813250. A adubação líquida de plantio foi realizada com 812 l ha^{-1} da fórmula 04-12-10 (N-P-K), e na adubação de cana soca foram utilizadas 944,21 l ha^{-1} da fórmula 10-00-10 (N-P-K), além da aplicação de vinhaça na área.

Análise estatística e geoestatística

Inicialmente, a taxa de ES foi avaliada pela estatística descritiva, calculando-se a média, o erro-padrão da média (EP), o desvio-padrão (DP), o coeficiente de variação (CV), mínimo, mediana, máximo, coeficientes de assimetria e curtose, com o objetivo de obter informações da dispersão e da forma de distribuição dos dados (Bourgault et al., 1997). Os valores de CV foram classificados como baixa variabilidade (CV<12%), média variabilidade (12%≤ CV<62%) e alta variabilidade (CV>62%) (Warrick & Nielsen, 1980).

Posteriormente, a dependência espacial da taxa do ES foi avaliada pelos variogramas experimentais, os quais, com base na pressuposição da estacionariedade da hipótese intrínseca (Matheron, 1963), podem ser estimados por:

$$\hat{\gamma}(\mathrm{h}) = \frac{1}{2N(\mathrm{h})} \sum_{i=1}^{N(\mathrm{h})} [z(\mathrm{x_i}) - z(\mathrm{x_i} + \mathrm{h})]^2 \qquad (3.2)$$

em que, $\hat{\gamma}(\boldsymbol{h})$ – semivariância estimada; *N (h)* – número de pares de valores observados $Z(\boldsymbol{x_i})$, $Z(\boldsymbol{x_i+h})$ separados pela distância $\boldsymbol{h}$; e x_i é a posição espacial da variável *Z*. O variograma experimental é representado pelo gráfico de $\hat{\gamma}(h)$ versus *h*. Um modelo matemático permissível foi ajustado ao variograma experimental e seus coeficientes (o efeito pepita, C_0; patamar, C_0+C_1; e o alcance, a) foram estimados. A razão entre o efeito pepita e o patamar $C_0/(C_0+C_1)$ × 100 define o índice de dependência espacial expresso em percentagem, sendo classificado como forte se o valor da razão for < 25%, moderada quando estiver entre 25 e 75% e fraca se a razão for > 75% (Cambardella et al., 1994). Para selecionar os modelos dos

variogramas experimentais, foram considerados os menores valores de SQR (soma de quadrados do resíduo) e o maior R^2 (coeficiente de determinação).

Simulação estocástica da taxa de empobrecimento do solo

Na aplicação da técnica da SSG, procedeu-se previamente à transformação dos dados da ES em uma distribuição gaussiana padronizada (com média igual a 0 e variância igual a 1).

O princípio da SSG consiste em refinar a malha amostral e definir, uma única vez, o caminho da visita aleatória para cada ponto da malha amostral. A sequência dos procedimentos foi que, para cada ponto a ser simulado, foi determinada a média e a variância da função de distribuição acumulada condicional (f.d.a.c.) gaussiana, por meio do estimador da krigagem ordinária, utilizando o variograma dos dados normalizados. Posteriormente, foi gerado um valor simulado desta f.d.a.c. e adicionado ao conjunto de dados condicionais, que consiste nos pontos observados e nos previamente simulados, dentro da vizinhança do ponto a ser simulado e, assim, sucessivamente, partia-se para o próximo ponto estabelecido no caminho aleatório, repetindo os passos anteriores até que todos os pontos da malha amostral fossem visitados e à qual cada um tenha fornecido um valor simulado. Por fim, os dados normalizados foram retransformados para a escala original dos dados observados (dados amostrais), isto é, aplicou-se a inversa da transformação normal padronizada aos valores simulados e, então, foi gerada uma realização. Para gerar múltiplas realizações, essa sequência foi repetida com diferentes caminhos aleatórios para cada realização (Goovaerts, 1997).

Neste estudo, foram simuladas 200 realizações utilizando o software WinGslib (Deutsch & Journel, 1998). A partir das realizações simuladas, obtiveram-se diferentes medidas de estimativa e de incerteza, e foram gerados mapas médios de distribuição espacial das variáveis por meio do cálculo da média pontual de todas as realizações, fornecendo as estimativas denominadas E-type (Deutsch & Journel, 1998). Da mesma forma, o desvio-padrão, calculado ponto a ponto, de todos os mapas simulados forneceu o mapa de desvio, utilizado para avaliar a incerteza local (Bourennane et al., 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estatística descritiva

A estatística descritiva da taxa de empobrecimento do solo (ES) por P, K, Ca e Mg, no cenário de cana queimada, diferiu significativamente quando comparada à do cenário de cana crua, de acordo com o teste de "t-student" de amostras dependentes ($p < 0,05$) (Quadro 3.1). As taxas médias de ES maiores do que 1,0 indicam que houve empobrecimento do solo. Tal fato caracteriza a seletividade de arraste de material transportado no processo da erosão, constituído principalmente por partículas mais finas, pelas frações mais reativas do solo e, consequentemente, pela maior capacidade de carrear nutrientes (Silva et al., 2005a).

Quadro 3.1. Estatística descritiva da taxa de empobrecimento do solo (ES) por nutrientes (P, K, Ca e Mg) nos cenários de cana queimada e cana crua.

	Média	EP	DP	CV	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx	Ass.	Curt.
Cana Queimada											
P	1,42 a	0,01	0,15	10,90	0,80	1,30	1,40	1,50	1,90	-0,64	2,02
K	1,43 a	0,00	0,09	6,46	1,10	1,40	1,40	1,50	1,70	-0,64	1,25
Ca	4,40 a	0,02	0,42	9,47	2,60	4,20	4,40	4,70	5,70	-0,74	2,11
Mg	3,28 a	0,01	0,32	9,74	1,90	3,10	3,30	3,50	4,30	-0,78	2,27
Cana Crua											
P	1,12 b	0,01	0,15	13,62	0,50	1,00	1,10	1,20	1,60	-0,73	2,23
K	1,26 b	0,00	0,10	7,66	0,90	1,20	1,30	1,30	1,50	-0,61	1,58
Ca	3,59 b	0,02	0,42	11,60	1,80	3,40	3,60	3,90	4,90	-0,75	2,20
Mg	2,67 b	0,01	0,32	12,05	1,30	2,50	2,70	2,90	3,60	-0,78	2,13

(N=626). Médias seguidas pela mesma letra, entre cenários, não diferem entre si, pelo teste t – Student, a 5% de probabilidade. EP=erro-padrão da média; DP=desvio-padrão; CV=coeficiente de variação (%); Mín.=mínimo; Q1=primeiro quartil; Q3=terceiro quartil; Máx.=máximo; Ass.=coeficiente de assimetria; Curt.=coeficiente de curtose.

As médias da ES, para o cenário de cana queimada, foram superiores às médias da ES, para cana crua, podendo ser explicadas pela ausência dos resíduos vegetais sobre a superfície do solo (Quadro 3.1). Resultados semelhantes foram obtidos com cultivo de cana-de-açúcar em diferentes percentagens de cobertura do solo, para o mesmo Argissolo, com maior enriquecimento do sedimento erodido para o solo descoberto (Martins Filho et al., 2009).

Em percentagens, as reduções das ES, no cenário de cana queimada para

crua, foram de 78,87%, para o P; de 88,11%, para o K; de 81,59%, para o Ca, e de 81,40%, para o Mg. Tais reduções podem ser explicadas pela interferência da queima dos resíduos vegetais nas reduções das concentrações no solo original, quando comparados às concentrações, no cenário de cana crua, sem queima da palha, como observado por Knicker (2007).

Quando há queima de resíduos vegetais, ocorre aumento nos teores de P, K, Ca e Mg mineralizados, imediatamente após a passagem do fogo (Ceddia et al., 1999). Entretanto, em médio prazo, os efeitos desaparecem pela solubilização e pela lixiviação dos nutrientes durante a estação chuvosa, resultando em concentrações, no solo, que podem ser até inferiores às observadas em solos que não sofreram ação do fogo (Knicker, 2007). A ES é inversamente proporcional à concentração dos nutrientes no solo original, e a queima pode reduzir essa concentração em relação a solos que não sofreram ação do fogo. Esse fato pode explicar o aumento da ES, no cenário de cana queimada, quando comparada à cana crua.

As médias da ES superiores a 1, para o cenário de cana crua, podem ser explicadas pelo fato de os resíduos vegetais mantidos sobre a superfície do solo determinarem a distribuição de tamanho de sedimentos transportados pela enxurrada, pois atuam na redução de sua velocidade, aumentando o tempo de deposição dos sedimentos maiores, transportando, preferencialmente, os sedimentos de menor diâmetro, agindo como um papel de filtro (Silva et al., 2012). Os sedimentos de menor diâmetro incluem a fração argila, que carreiam os nutrientes do solo (Silva et al., 2005a).

Tanto no cenário de cana queimada como no de cana crua, as médias da ES obedeceram à seguinte ordem: Ca > Mg > K e P (Quadro 3.1). Esse fato pode ser justificado por o Ca e o Mg serem cátions bivalentes, pouco sujeitos à lixiviação por estarem mais fortemente adsorvidos à fração coloidal do solo do que os cátions monovalentes (Bertol et al., 2004). Pela forte ligação do Ca^{+2} e do Mg^{+2} à fração coloidal, facilita-se o transporte destes nos sedimentos, além do fato de a fração coloidal e a matéria orgânica serem os primeiros componentes removidos pela erosão, em virtude de sua baixa densidade (Seganfredo et al., 1997).

As médias da ES por P, K, Ca e Mg, no cenário de cana queimada, foram,

respectivamente, 1,42; 1,43; 4,40 e 3,28 (Quadro 3.1). Para o mesmo Argissolo com declive de 0,052 m m^{-1}, também sob cultivo de cana-de-açúcar com 0% de resíduos vegetais (sem queima), Martins Filho et al. (2009) determinaram a ES para P, K, Ca e Mg, respectivamente, da ordem de 3,8; 1,3; 3,9 e 2,9. Houve empobrecimento do solo para os dois trabalhos, mas, no estudo em questão, os valores das ES foram maiores que as observadas por Martins Filho et al. (2009), exceto pela ES do P. Devido à queima dos resíduos vegetais, houve menor taxa do ES para P, que pode ter ocorrido pela perda por volatilização (Ripoli & Ripoli, 2004). Outro detalhe importante é que, na a avaliação de Martins Filho et al. (2009), a área vinha sendo colhida mecanicamente por cinco anos, e o tratamento de cobertura com 0% de resíduo foi pela retirada sem queima da cana-de-açúcar.

As ES > 1, também, podem ser justificadas devido ao fato de que a presença de nutrientes no sedimento erodido varia conforme sua concentração no solo, sofrendo influência direta das adubações (Leite et al., 2009). De acordo com Bertol et al. (2004), os teores de nutrientes nos sedimentos erodidos apresentam correlação linear positiva com a composição química da camada de 0–0,025 m do solo de onde foi removido o sedimento.

Os valores da média e da mediana foram próximos, mostrando distribuições suficientemente simétricas para a aplicação da técnica geoestatística (Quadro 3.1). As taxas de ES, tanto para o cenário de cana crua quanto para o de cana queimada, apresentaram coeficientes de assimetria menores que 1, significando tendência à normalidade. Segundo a classificação proposta por Warrick & Nielsen (1980), os valores dos coeficientes de variação para as taxas de ES foram baixos (CV < 12%), exceto para o P e o Mg, no cenário de cana crua, que foram moderados (12% < CV < 62%).

Análise geoestatística

A caracterização da estrutura da variabilidade espacial foi determinada com o ajuste de modelos teóricos aos variogramas experimentais (Figura 3.2). O modelo exponencial foi o que melhor se ajustou aos variogramas experimentais para todos os nutrientes, nos dois cenários. Tal modelo representa a essência da aleatoriedade no espaço, quando mudanças no solo são a principal contribuição para a variação

(Soares, 2006), indicando que a taxa de ES, para todos os nutrientes, nos dois cenários, é mais errática na pequena escala (Isaaks & Srivastava, 1989). O grau de dependência espacial para a ES, para todos os nutrientes, nos dois cenários de cultivo da cana-de-açúcar, foi classificado como moderado (Cambardella et al.,1994).

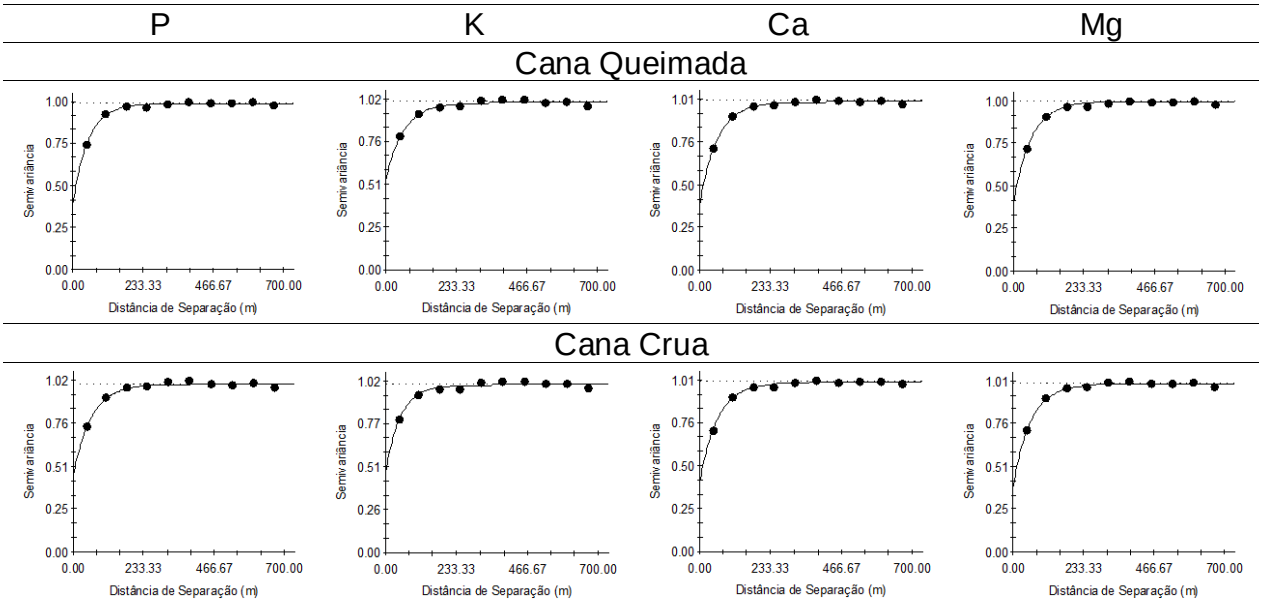


Figura 3.2. Variogramas ajustados da ES por fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg): (•) variograma experimental; (—) modelo ajustado.

Os alcances obtidos da ES no cenário de cana queimada foram de P (153,05m), K (176,09m), Ca (173,23m) e Mg (174,30m), enquanto para o cenário de cana crua os valores foram de P (179,81m), K(146,58m), Ca (173,75m) e Mg (173,99m) (Quadro 3.2), evidenciando uma continuidade espacial similar nos dois cenários.

A menor continuidade espacial do K, dada pelo menor alcance, no cenário de cana crua, pode ser explicada por ser um nutriente de maior mobilidade no perfil do solo. Pois a energia de retenção dos cátions trocáveis Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^{+}, nos coloides do solo, segue uma série denominada liotrófica, resultando na maior lixiviação de K em solos bem drenados (Raij, 1991). Portanto, a presença dos resíduos vegetais que melhoram a taxa de infiltração de água no perfil do solo, de acordo com Panachuki et al. (2011), pode favorecer ainda mais a lixiviação do K. Outro fator importante nesse processo é a prática da aplicação da vinhaça, que é rica em K e pode potencializar a taxa de infiltração, segundo Silva et al. (2007), juntamente com

a presença dos resíduos vegetais da cana-de-açúcar, prática comum nas unidades sucroenergéticas.

Quadro 3.2. Modelos e parâmetros ajustados aos variogramas experimentais para o empobrecimento do solo por nutrientes nos cenários de cana queimada e cana crua.

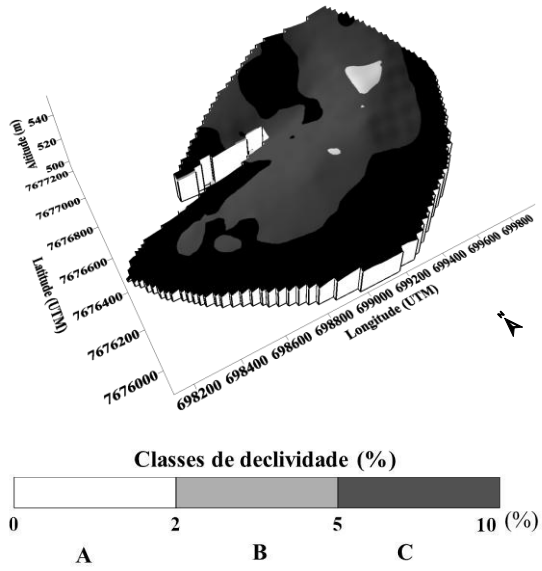
	Modelo	C_0	C_0+C_1	$C_0/(C_0+C_1)$	a	R^2	SQR
Cana Queimada							
P	Exp.	0,40	0,99	40	153,05	0,99	9,68E-04
K	Exp.	0,54	0,99	55	176,09	0,96	2,10E-03
Ca	Exp.	0,38	0,99	39	173,23	0,99	1,03E-03
Mg	Exp.	0,40	1,00	40	174,30	0,99	1,00E-03
Cana Crua							
P	Exp.	0,45	0,99	45	179,81	0,98	1,83E-03
K	Exp.	0,48	1,00	48	146,58	0,94	2,57E-03
Ca	Exp.	0,40	0,99	41	173,75	0,99	1,09E-03
Mg	Exp.	0,39	0,99	39	173,99	0,99	1,40E-03

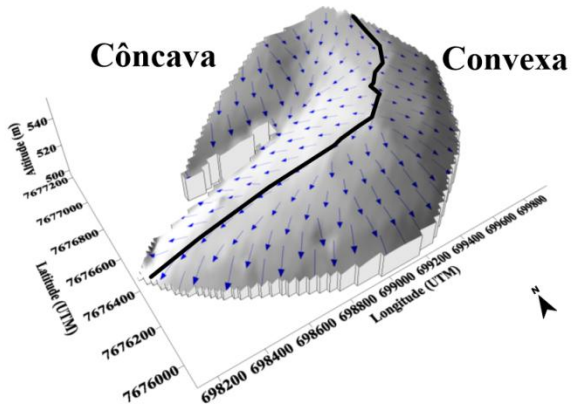
C_0=efeito pepita; C_0+C_1=patamar; $C_0/(C_0+C_1)$=grau de dependência espacial (%); a=alcance (m); R^2=coeficiente de determinação; SQR=soma do quadrado do resíduo; Exp.=modelo ajustado exponencial

As áreas das ES, por P, K^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}, representadas nos mapas (Figura 3.3B), mostraram forte relação com classes de declividade menores, coincidindo com o padrão de variabilidade espacial das classes de declividades B e C, superior a 2% (suave e moderadamente ondulado), para ambos os cenários de cultivo (Figura 3.3A). Embora as maiores ES tenham sido determinadas para classe de declividade C, entre 5% e 10%, moderadamente ondulado, para os dois cenários, no cenário de cana crua, o empobrecimento do solo foi bastante reduzido em relação ao cenário de cana queimada, pelo efeito da manutenção dos resíduos vegetais sobre a superfície do solo, conforme resultados de Martins Filho et al. (2009).

Os valores elevados de ES no cenário de cana crua podem ser também explicados pela forte correlação da cobertura do solo com a erosividade da chuva, de acordo com Silva et al. (2005b), ao avaliarem o efeito da cobertura do solo e da energia cinética sobre as perdas de solo, para um Argissolo Vermelho-Amarelo, e declividade média de 9,5%, concluindo que o potencial erosivo das chuvas intensas é reduzido pelo aumento da cobertura do solo, porém as perdas de solo passam a ser determinadas pelo efeito erosivo do escoamento superficial.

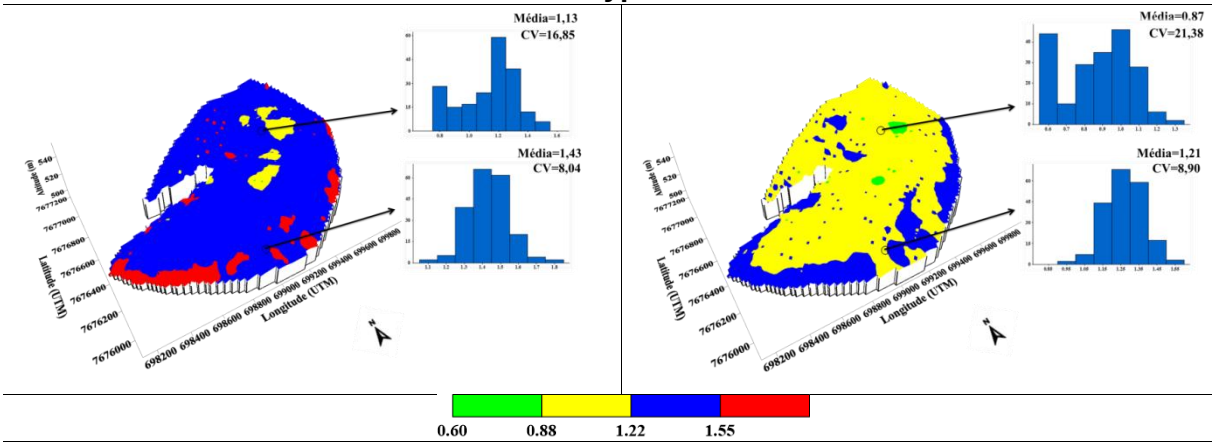
A **Mapa de Declividade Integrado ao Modelo Digital de Elevação e pedoformas côncava e convexa**



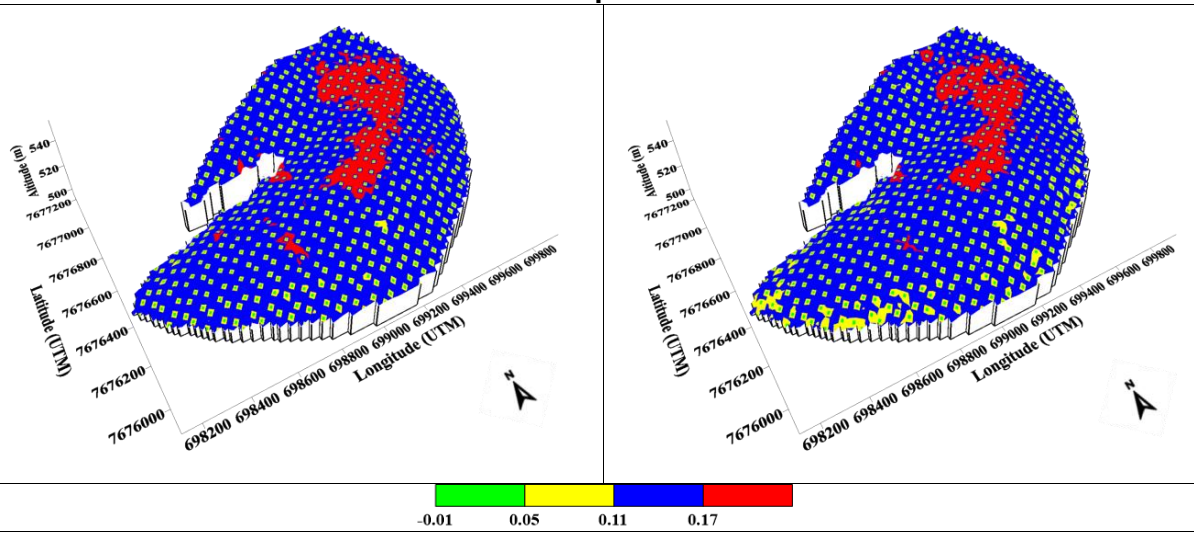


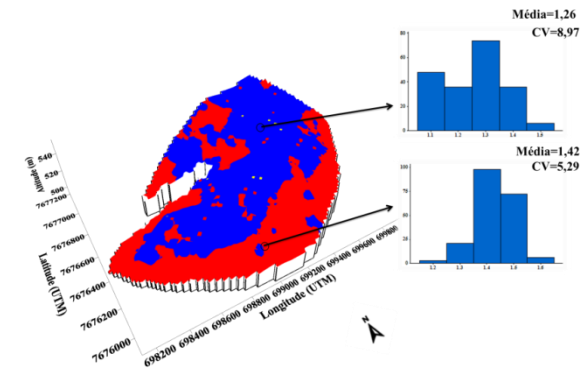
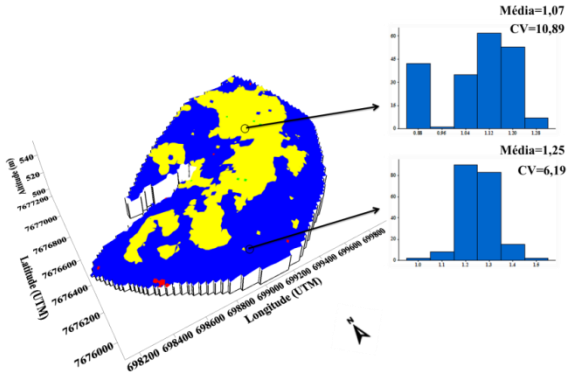
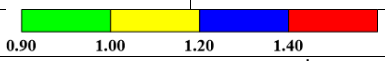
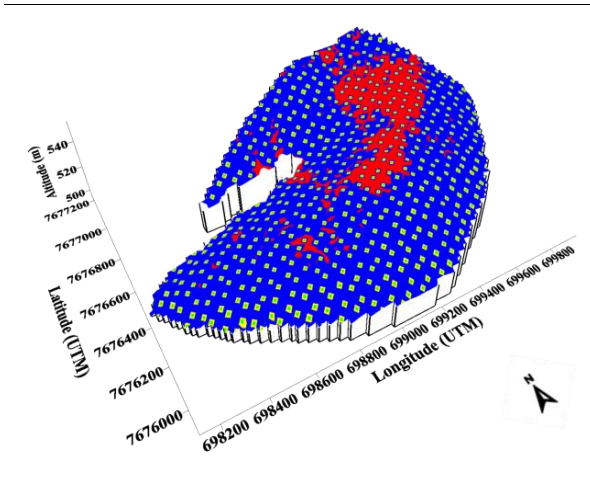
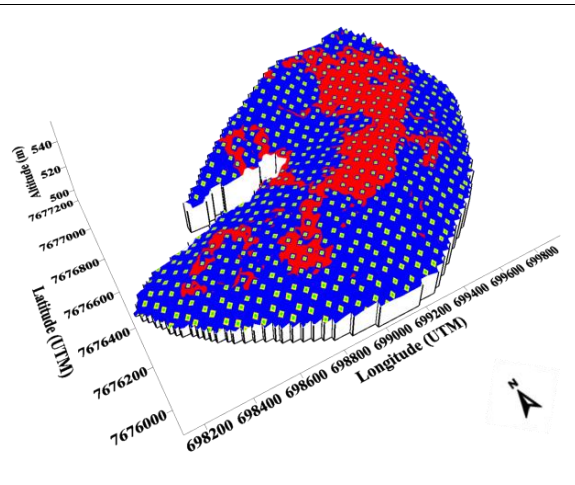
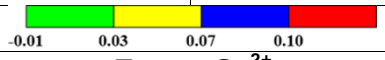
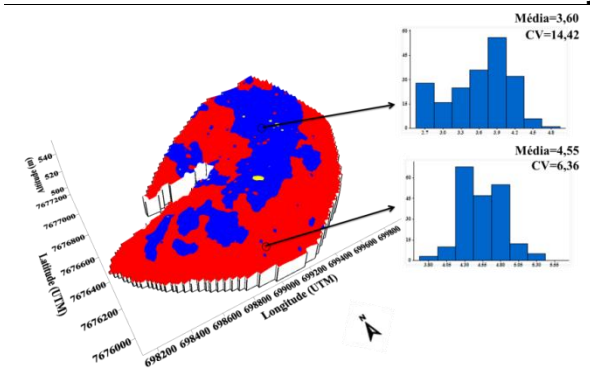
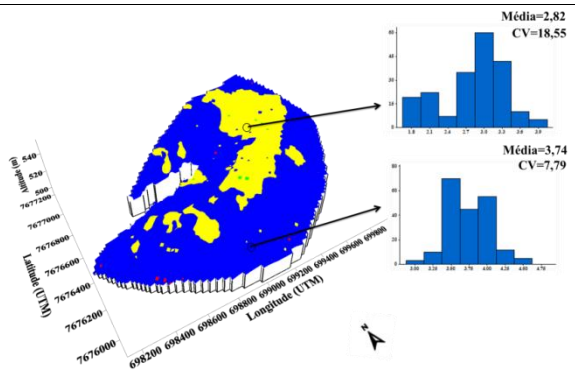
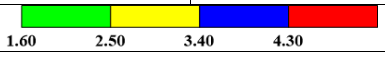
Cana Queimada **Cana Crua**

B **E-type P**



C **Desvio-padrão P**



Cana Queimada	Cana Crua
B	**E-type K^+**
	
	
0.90 1.00 1.20 1.40	
C	**Desvio-padrão K^+**
	
	
-0.01 0.03 0.07 0.10	
B	**E-type Ca^{2+}**
	
	
1.60 2.50 3.40 4.30	

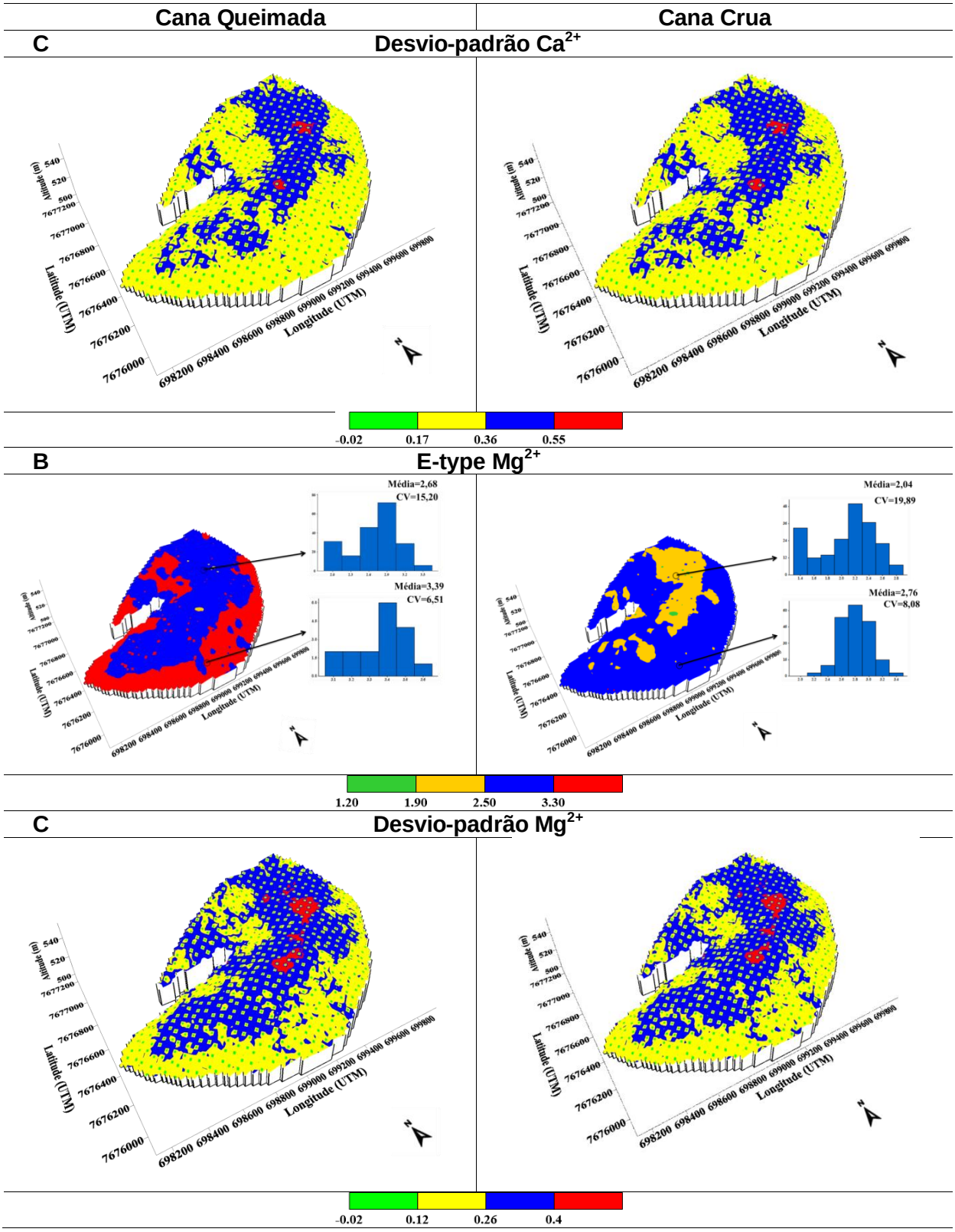


Figura 3.3. Mapa de declividade integrado ao Modelo Digital de Elevação (MDE) e mapa das pedoformas côncava e convexa (A), Mapas das taxas de empobrecimento do solo (ES) por P, K, Ca e Mg, para o cenário de cana crua e cana queimada (B) e desvio-padrão das taxas de empobrecimento do solo por P, K, Ca e Mg, para o cenário de cana crua e cana queimada (C).

Outro ponto importante que poderia justificar estes valores de ES no cenário da cana crua é o provável aumento da matéria orgânica proveniente dos resíduos vegetais (Figura 3.3). Em pesquisa desenvolvida por Schaefer et al. (2002), avaliando efeito da cobertura do solo na perda de nutrientes, para um Argissolo Vermelho-Amarelo, eles concluíram que a fração orgânica mobilizada pela erosão foi a principal responsável pela perda de nutrientes.

As ES seguiram uma sequência em função dos nutrientes da seguinte forma (Figura 3.3B): Ca (1,60 – 4,30); Mg (1,20 – 3,30); K (0,90 – 1,40), e P (0,60 – 1,55), isto é, o empobrecimento decresceu na ordem, Ca > Mg > K > P, acompanhando a ordem relativa dos teores trocáveis do solo. Garbiate et al. (2011), avaliando as concentrações de nutrientes no sedimento presente na enxurrada e comparando os sistemas de cana queimada com cana crua, em Latossolo Vermelho, apresentaram resultados na seguinte ordem: Ca>K>Mg>P, para cana queimada, e Ca>Mg>K>P, para cana crua.

O fato de o empobrecimento do solo estar relacionado com as áreas de classe de declividade menor, B (2% a- 5%) (Figura 3.3A) é um indício de que a declividade associada às formas do relevo na paisagem podem estar interferindo na ES (Figura 3.3A). Pois pequenas alterações do declive interferem nos processos pedogenéticos assim como condicionam o fluxo de água e solutos do solo (Sanchez et al., 2009). Possivelmente, o estudo do relevo é uma ferramenta importante para caracterizar áreas com maior ou menor empobrecimento do solo.

Avaliação da incerteza espacial

Os mapas do desvio-padrão (Figura 3.3C) informam que a maior incerteza espacial gerada pelas simulações coincide com a menor classe de declividade, B (2% - 5%) e as menores ES. Pela escala de cores dos mapas do desvio-padrão, seguindo uma escala numérica, o P e o K^{+} apresentaram menores incertezas quando comparadas às incertezas do Ca^{+2} e do Mg^{+2}. Este fato coincide com as menores ES, seguindo a ordem decrescente de valores: Ca > Mg > K > P, como explicado anteriormente (Figura 3.3B). A incerteza espacial para o P, aparentemente, no cenário de cana crua, apresentou uma incerteza menor nos locais de menor ES (Figura 3.3C), enquanto para a ES do K^{+}, a incerteza foi maior

para a menor ES, quando comparada ao cenário de cana queimada.

Ficou evidente na avaliação da incerteza local, por meio dos histogramas, que as médias menores e os coeficientes de variações maiores correspondem às maiores incertezas da estimativa, para todos os nutrientes, nos dois cenários, e localizaram-se justamente na parte superior da área, isto é, onde se encontram as menores taxas de empobrecimento do solo, que correspondem às menores classes de declividade, variando de plana a suave ondulada (Figura 3.3 A). Isto pode ser explicado pelo fato de o topo da área ser um espigão, isto é, um divisor de águas, que divide o relevo em pedoformas côncava e convexa (Sanchez et al., 2009).

A maior incerteza da estimativa de ES ter ocorrido na parte mais alta da paisagem, deve-se pelo fato de ser uma área de transição entre as pedoformas côncava e convexa (Figura 3.3 A), pois esta irregularidade no relevo influencia diretamente no fluxo de águas superficiais, ocasionando maior variabilidade no processo de perdas de solo e nutrientes, conforme Pennock (2003) demonstrou como a forma do relevo, o comprimento e o grau do declive interferem em processos hidrológicos importantes em uma paisagem, afetando o processo erosivo e influenciando na redistribuição do solo dentro da paisagem. Pois, pequenas alterações do relevo interferem nos processos pedogenéticos assim como condicionam o fluxo de água e os solutos do solo (Sanchez et al., 2009).

Essa incorporação das formas do relevo na avaliação da incerteza espacial remete à constatação de Castrignano et al. (2008), em que a incerteza deve ser comparada com outra informação territorial ou antrópica, tais como culturas e práticas agrícolas, para identificar potenciais áreas de risco de erosão. As incertezas espacial e local fornecem a qualidade da informação que está sendo gerada, e o possível risco no uso errôneo de mapas de distribuição espacial de ES, além de informar locais na paisagem com maior incerteza, isto é, maior variância, sendo recomendado aumentar a densidade amostral com o intuito de minimizar a incerteza (Silva Júnior et al., 2012). Essa análise pode auxiliar no planejamento estratégico de amostragem espacial, pois é o fator de maior influência na eficiência e no custo da produção agrícola (Groenigen et al., 1999).

Os mapas de distribuição espacial, juntamente com as percentagens das áreas com maiores ou menores ES do solo, para cada nutriente nos cenários de

cana crua e cana queimada (Quadro 3.3), enfatizam que, mesmo ocorrendo empobrecimento do solo nos dois cenários, o cenário de cana crua é muito mais conservacionista do que o de cana queimada.

Quadro 3.3. Percentagem das áreas dos mapas da E-type das ES para o P, K^+, Ca^{2+} e Mg^{2+}, em função das escalas numéricas dos valores das ES nos cenários de cana crua (CC) e cana queimada (CQ).

E-type P			E-type K^+			E-type Ca^{2+}			E-type Mg^{2+}		
Escala	CQ	CC	Escala	CQ	CC	Escala	CQ	CC	Escala	CQ	CC
0,00-0,60	0,00	0,00	0,00-0,90	0,00	0,00	0,00-0,16	0,00	0,00	0,00-1,20	0,00	0,00
0,60-0,88	0,02	1,31	0,90-1,00	0,00	0,13	0,16-2,50	0,00	0,20	1,20-1,90	0,00	0,39
0,88-1,22	7,52	75,69	1,00-1,20	0,18	37,25	2,50-3,40	0,34	26,06	1,90-2,50	0,33	25,74
1,22-1,55	89,17	23,00	1,20-1,40	55,54	62,40	3,40-4,30	36,60	73,50	2,50-3,30	60,07	73,83
1,55-1,95	3,30	0,00	1,40-1,72	44,28	0,22	4,30-5,80	60,06	0,17	3,30-4,40	39,59	0,04

A partir do mapa da Figura 3.3, foram calculadas áreas correspondentes para cada intervalo de classes de valores (Quadro 3.3). Para o nutriente P, os valores entre 1,22 e 1,55 correspondem a 89,17% da área total no cenário de CQ, enquanto no cenário de CC este intervalo de valores corresponde a somente 23% da área total. Em relação à taxa de empobrecimento do K, nota-se que 44,28% da área da CQ e 0,22% da área da CC pertencem ao intervalo de 1,40 a 1,72. Para a ES do Ca, a classe de variabilidade de 4,30 a 5,80 representa 60,06% da área total da CQ, e apenas 0,17% da área CC. Por sua vez, os valores da taxa de empobrecimento de Mg variando de 3,3 a 4,4, representam uma área de 39,59% para CQ e 0,04% para CC.

A explicação é devido à redução dessas áreas pela diminuição da concentração de sedimentos na enxurrada, que carreia consigo os nutrientes em função da manutenção da palhada proveniente da colheita mecanizada (Quadro 3.3). Garbiate et al. (2011) constataram que, na cana crua, houve redução das concentrações de sedimentos na enxurrada, em 7,6 vezes.

CONCLUSÕES

1. Áreas com maior taxa de empobrecimento do solo foram relacionadas à maior declividade da paisagem.
2. As menores incertezas do empobrecimento do solo estão associadas às áreas com maiores taxas de empobrecimento do solo e maiores declividades.
3. As maiores incertezas do empobrecimento do solo estão associadas às áreas de transição entre as pedoformas côncava e convexa.

LITERATURA CITADA

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C. & RITTER, S. R. Erosão hídrica em um nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – perdas de nutrientes e carbono orgânico. R. Bras. Ci. Solo, 28:1.045-1.054, 2004.

BERTOL, I.; ENGEL, F.L.; MAFRA, A. L.; BERTOL, O. B. & RITTER, S. R. Phosphorus, potassium and organic carbon concentrations in runoff water and sediments under different soil tillage systems during soybean growth. Soil Tillage Res., 94:142-150, 2007.

BERTOL, I.; VÁZQUEZ, E. V.; GONZÁLEZ, A. P.; COGO, N. P.; LUCIANO, R. V.& FABIAN, E. L. Sedimentos transportados pela enxurrada em eventos de erosão hídrica em um Nitossolo Háplico. R. Bras. Ci. Solo, 34:245-252, 2010.

BOURENNANE, H.; KING, D.; COUTURIER, A.; NICOULLAUD, B.; MARY, B. & RICHARD, G. Uncertainty assessment of soil water content spatial patterns using geostatistical simulations: An empirical comparison of a simulation accounting for single attribute and a simulation accounting for secondary information. Ecol. Model., Amsterdam, 205:323-335, 2007.

BOURGAULT, G.; JOURNEL, A. G.; RHOADES, J. D.; CORWIN, D. L. & LESCHG, S. M. Geostatistical analysis of a soil salinity data set. Adv. Agron., Maryland Heights, 58: 241-292, 1997.

CAMBARDELLA, C. A.; MOORMAN, T. B.; NOVAK, J. M.; PARKIN, T. B.; KARLEN, D. L.; TURCO, R. F. & KONOPKA, A. E. Field-scale variability of soil properties in central Iowa soils. Soil. Sci. Soc. Am. J., 58:1.501-1.511, 1994.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; PEREIRA, G. T.; SOUZA, Z. M. de & BARBIERI, D. M. Variação espacial da perda de solo por erosão em diferentes superfícies geomórficas. Ciênc. Rural, 38:2.485-2.492, 2008.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; SOUZA, Z. M. & MONTANARI, R. Planejamento agrícola e implantação de sistema de cultivo de cana-de-açúcar com auxílio de técnicas geoestatísticas. R. Bras. Eng. Agríc. Amb, 13:297–304, 2009.

CASTRIGNANÒ, A.; BUTTAFUOCO, G.; CANU, A.; ZUCCA, C. & MADRAU, S. Modelling spatial uncertainty of soil erodibility factor using joint stochastic simulation. Land Degradation & Development, v.19, n. 2, p. 198-213, 2008.

CEDDIA, M. B.; ANJOS, L. H. C.; LIMA, E.; RAVELLI NETO, A. & SILVA, L. A. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar e alterações nas propriedades físicas de um solo Podzólico Amarelo no Estado do Espírito Santo. Pesq. Agropec. Bras., 34:1.467-1.473, 1999.

DELBARI, M.; AFRASIAB, P. & LOISKANDL, W. Using sequential Gaussian simulation to assess the field-scale spatial uncertainty of soil water content. Catena, Amsterdam, 79:163–169, 2009.

DEUTSCH, C. V. & JOURNEL, A.G. GSLIB: Geostatistical Software Library and user's guide. 2.ed. New York, Oxford University Press, 1998. 369p.

EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

GARBIATE, M. V.; VITORINO, A. C. T.; TOMASINI, B. A.; BERGAMIN, A. C. & PANACHUKI, E. Erosão em entre sulcos em área cultivada com cana crua e queimada sob colheita manual e mecanizada. R. Bras. Ci. Solo, 35:2.145-2.155, 2011.

GOOVAERTS, P. Geostatistics for natural resources evaluation. New York: Oxford University Press, 1997, 483p.

GROENIGEN, V. J. W.; SIDERIUS, W. & STEIN, A. Constrained optimization of soil sampling for minimization of the kriging variance. Geoderma, 87:239-259, 1999.

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H. & SILVA, W. M. Sistema de manejo de solos e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. R. Bras. Ci. Solo, 23:145-154, 1999.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. Mapa Geológico do Estado de São Paulo. Escala - 1:500.000. São Paulo, ITP, 1981. v.1. 126p.

ISAAKS, E. H. & SRIVASTAVA, R. M. A introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, 1989. 592 p.

IZIDORIO, R.; MARTINS FILHO, M. V.; MARQUES JÚNIOR, J. ; SOUZA, Z. M. & PEREIRA, G. T. Perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área

sob cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 25:660-670, 2005.

KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. Biogeochemistry, 85:91-118, 2007.

LEITE, M. H. S.; COUTO, E. G.; AMORIM, R. S. S.; COSTA, E. L. & MARASCHIN, L. Perdas de solo e nutrientes num Latossolo vermelho-amarelo ácrico típico, com diferentes sistemas de preparo e sob chuva natural. R. Bras. Ci. Solo, 33:689-699, 2009.

LEPSCH, I. F. (Coord.). Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 1991. 175 p.

LEPSCH, I. F. 19 lições de pedologia. São Paulo: Oficina de Textos. p. 456, 2011.

MARTINS FILHO, M. V. Modelagem do processo de erosão e padrão espacial da erodibilidade em entressulcos. Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista, 2007. 121p. (Tese de Livre-Docência).

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J. & SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 29:8-18, 2009.

MATHERON, G. Principles of geostatistics. Economic Geology, v.58, p. 1.246-1.266, 1963.

PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S. & BICCA, D. B. R. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. R. Bras. Ci. Solo, 35:1.777-1.785, 2011.

PENNOCK, D.J. Terrain attributes, landform segmentation, and soil redistribution. Soil & Tillage Research, v.69, p.15–26, 2003.

PENNOCK, D. J. & JONG, E. The influence of slope curvature on soil erosion and deposition in Hummock terrain. Soil Science, Baltimore, v. 144, p. 209-217, 1987.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J. A. (eds.). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 285 p.

RAIJ, B.van. Fertilidade do solo e adubação. Piracicaba, Ceres, 1991. 343p.

RIPOLI, T. C. C. & RIPOLI, M. L. C. Biomassa de cana-de-açúcar: colheita, energia e ambiente. 1. ed. Piracicaba: autores. 2004. 302 p.

ROMERO, N. C. S. Perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão em entressulcos em Argissolo com resíduos de cana-de-açúcar. Jaboticabal,

Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2009. 41p. (Dissertação de Mestrado).

SANCHEZ, R. B.; MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, G. T. & MARTINS FILHO, M. V. Variabilidade espacial de atributos do solo e de fatores de erosão em diferentes pedoformas. Bragantia, 68:1.095-1.103, 2009.

SCHAEFER, C. E. R.; SILVA, D. D.; PAIVA, K. W. N.; PRUSKI, F. F.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R. & ALBUQUERQUE, M. A. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho-Amarelo sob chuva simulada. Pesq. Agropec. Bras., 37:669-678, 2002.

SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT J. R., A. A. & BATISTELA, O. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. R. Bras. Ci. Solo, 24:437-447, 2000.

SCHUMACHER, T. E.; LINDSTROM, M. J.; SCHUMACHER, J. A. & LEMME, G. D. Modeling spatial variation in produtivity due to tillage and water erosion. Soil Tillage Res., 51:331-339, 1999.

SEGANFREDO, M. L.; ELTZ, F. L. F. & BRUM, A. C. R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. R. Bras. Ci. Solo, 21:287-291, 1997.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C. & FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. Pesq. Agropec. Bras., 40:1.223-1.230, 2005a.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.& PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um Argissolo vermelho-amarelo utilizando simulador de chuva. Eng. Agríc., 25:409-419, 2005b.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P. & BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. R. Bras. Eng. Agríc. Amb., 11:108-114, 2007.

SILVA, G. R. V.; SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; BARBOSA, R. S. & SOUZA, G. S. Soil, Water and Nutrient Losses by Interrill Erosion from Green Cane Cultivation. R. Bras. Ci. Solo, 36:963-970, 2012.

SILVA JÚNIOR, J.F.; MARQUES JÚNIOR, J.; CAMARGO, L.A.; TEIXEIRA, D.B.; PANOSSO, A.R. & PEREIRA, G.T. Simulação geoestatística na caracterização espacial de óxidos de ferro em diferentes pedoformas. R. Bras. Ci. Solo, 36:1.690-1.703, 2012.

SOARES, A. Geoestatística para ciências da terra e do ambiente. 2. ed. Lisboa: IFT Press, 2006. 214 p.

SOUSA, G. B.; MARTINS FILHO, M. V. & MATIAS, S. S. R. Perdas de solo, matéria orgânica e nutrientes por erosão hídrica em uma vertente coberta com diferentes quantidades de palha de cana-de-açúcar em Guariba – SP. Eng. Agríc., 32:490-500, 2012.

SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; MARQUES JÚNIOR, J. & PEREIRA, G. T. Variabilidade de fatores de erosão em Latossolo Vermelho eutroférrico sob cultivo de cana-de-açúcar. Eng. Agríc., 25:105-114, 2005.

SUN, X. ; WU, S.; WANG, H.; ZHAO, Y.; ZHANG, G.; MAN, Y. B. & WONG, M. H. Uncertainty Analysis for the Evaluation of Agricultural Soil Quality Based on Digital Soil Maps. Soil Sci. Soc. Am. J., Madson, 76: 1.379–1.389, 2012.

THORNTHWAITE, C.W. An approach towards a rational classification of climate. Geographical Review, 38:55-94, 1948.

VOLK, L. B. da S. & COGO, N. P. Inter-relação biomassa vegetal subterrânea-estabilidade de agregados-erosão hídrica em solo submetido a diferentes formas de manejo. R. Bras. Ci. Solo, 32:1.713-1.722, 2008.

WANG, G.; GERTNER, G.; LIU, X. & ANDERSON, A. Uncertainty assessment of soil erodibility factor for revised universal soil loss equation. Catena, 46:1-14, 2001.

WARRICK, A. W. & NIELSEN, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D., ed. Applications of soil physics. New York, Academic, 1980. p. 319-344.

ZHAO, Y.; XU, X.; DARILEK, J.; HUANG, B.; SUN, W. & SHI, X. Spatial variability assessment of soil nutrients in an intense agricultural area, a case study of Rugao County in Yangtze River Delta Region, China. Environ. Geol., Heidelberg, 57:1.089-1.102, 2009.

CAPÍTULO 4 – IMPLICAÇÕES

Em função do exposto no presente trabalho, consideraram-se os seguintes objetivos satisfeitos:

1. A palha de cana-de-açúcar apresenta eficácia no controle da erosão por interferir nos fatores envolvidos na predição das perdas, como a declividade e as formas de relevo, que são importantes na relação solo-paisagem.

2. É possível utilizar a técnica da krigagem indicatriz na estimação do padrão da variabilidade espaçotemporal da perda de solo por erosão.

3. É possível utilizar a técnica da simulação sequencial gaussiana no estudo do padrão da variabilidade espacial do empobrecimento do solo.

Pela identificação das áreas que apresentam maiores incertezas caracterizadas por meio da krigagem indicatriz e da simulação sequencial gaussiana, nas estimativas das propriedades estudadas, há subsídio suficiente de informações que permitem dimensionar os riscos nos processos de tomada de decisão quanto à adoção de práticas de manejo que controlam tanto a perda de solo quanto seu empobrecimento em decorrência do fenômeno da erosão, bem como para o planejamento amostral, objetivando a redução das incertezas.

Em se tratando da necessidade na busca de um novo modelo tecnológico estratégico de produção da cultura da cana-de-açúcar, devido às mudanças nos últimos cinco anos, com o cultivo mecanizado intensivo, tanto do plantio como colheita, tem repercutido na queda de produtividade, associada à melhora da qualidade ambiental agrícola do processo produtivo, é necessário que as empresas do setor sucroenergético estejam focadas na utilização de inovações tecnológicas, buscando o aumento da competitividade.

Técnicas geoestatísticas, como a krigagem indicatriz e a simulação sequencial gaussiana, mostram-se promissoras no desenvolvimento de novos conceitos e tecnologias dentro das relações solo-paisagem, com o objetivo de se entender melhor o processo de erosão, podendo ser uma ferramenta inovadora importante a ser incluída no sistema de gestão.

As aplicações práticas deste estudo estão relacionadas com o estabelecimento de um novo modelo de planejamento para o manejo dos resíduos culturais na área analisada, caso tal resíduo venha a ser utilizado para outros fins,

como geração de energia. O estudo da variabilidade espaçotemporal e a avaliação da incerteza envolvida na predição da perda de solo, por meio da krigagem indicatriz, informam que o benefício de se manter os resíduos vegetais sobre a superfície do solo, com o passar do tempo, é suficiente no controle da perda de solo, independentemente da declividade do terreno e do local da área em estudo, onde se encontram as maiores probabilidades de perda de solo, são justamente os locais de menores incertezas. Isto significa melhor qualidade da informação, sendo que a adoção de uma prática conservacionista para determinada localidade será eficiente no controle da perda de solo.

A avaliação da predição da distribuição espacial e das incertezas no estudo do empobrecimento do solo pela simulação sequencial gaussiana tem potencial para gerar valores de menor empobrecimento do solo, porém com maiores incertezas, considerando a relação solo-paisagem. Isto quer dizer menor qualidade da informação obtida, possibilitando o acesso a cenários de risco para o empobrecimento do solo, que podem ser utilizado para propósitos de planejamento local. Consequentemente, será possível estimar o empobrecimento do solo com maior confiabilidade para área do estudo. Neste contexto, fica evidente a necessidade e a importância da continuidade deste trabalho com tal objetivo.