



LUCAS FERREIRA RIOS

**ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA EROSÃO LAMINAR
PELO MÉTODO DOS PINOS**

LAVRAS-MG

2019

LUCAS FERREIRA RIOS

**ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA EROÇÃO LAMINAR PELO MÉTODO
DOS PINOS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Solos e sua Interface com o Ambiente, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva
Orientador

Prof. Dr. Junior Cesar Avanzi
Prof. Dr. Sérgio Gualberto Martins
Coorientadores

**LAVRAS-MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA,
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Rios, Lucas Ferreira.

Análise espacial e temporal da erosão laminar pelo método dos pinos / Lucas Ferreira Rios. - 2019.

72 p. : il.

Orientador: Marx Leandro Naves Silva.

Coorientadores: Junior Cesar Avanzi, Sérgio Gualberto Martins.
Dissertação (Mestrado profissional) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Erosão Hídrica. 2. Geoestatística. 3. Perdas de Solo. I. Silva, Marx Leandro Naves. II. Avanzi, Junior Cesar. III. Martins, Sérgio Gualberto. IV. Título.

LUCAS FERREIRA RIOS

**ANÁLISE ESPACIAL E TEMPORAL DA EROÇÃO LAMINAR PELO MÉTODO
DOS PINOS**

SPATIAL AND TEMPORAL ANALYSIS OF EROSION USING THE PIN METHOD

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação do Mestrado Profissional em Tecnologias e Inovações Ambientais, área de concentração em Solos e sua Interface com o Ambiente, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADO em 28 de Fevereiro de 2019.

Prof. Dr. Marcelo Ribeiro Viola UFLA

Prof. Dr. Marcelo Silva de Oliveira UFLA

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva
Orientador

Prof. Dr. Junior Cesar Avanzi
Prof. Dr. Sérgio Gualberto Martins
Coorientadores

**LAVRAS-MG
2019**

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado a vida e a capacidade de lutar pelos meus objetivos.

Aos meus pais, Walter Estevão Rios (*in memoriam*) e Marília Lúcia Ferreira Rios, pela paciência e por serem meu espelho e eterna fonte de inspiração. Ao meu irmão Matheus pela amizade e companheirismo.

Aos meus colegas da Secretaria Municipal de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Lavras pelo companheirismo e oportunidade de crescer juntos, sobretudo, com respeito e ética.

Ao meu orientador, professor Dr. Marx Leandro, pelos ensinamentos, disponibilidade e auxílio indispensáveis para a conclusão deste estudo.

Aos meus coorientadores, professor Dr. Sérgio Gualberto por me permitir desenvolver este trabalho, em São João Del-Rei e pelos incentivos, durante todo o mestrado e ao professor Dr. Junior Cesar pelos estímulos e ensinamentos.

Ao professor Dr. Marcelo Oliveira pelos ensinamentos em geoestatística, disponibilidade para avaliar e pelo apoio fundamental à realização deste trabalho. Ao professor Dr. Marcelo Viola por se dispor a avaliar e agregar valor a este estudo.

À Diretoria de Meio Ambiente (DMA) e ao Departamento de Ciência do Solo (DCS) por tornar possível esta pesquisa e, de igual modo, à EPAMIG – Campo Experimental Risoleta Neves.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais (PGTIA) da Universidade Federal de Lavras, pela oportunidade.

Enfim, a todos que participaram direta ou indiretamente deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

Um método de baixo custo e fácil aplicação, para quantificar o quanto de solo tem sido perdido por erosão hídrica, são os pinos de erosão, utilizados a fim de avaliar as alterações na superfície do solo e estimar as perdas de solo. Assim, objetivou-se, no presente trabalho, estimar as perdas de solo, por meio de pinos de erosão, dispostos numa malha irregular, em razão de perda de unidades amostrais de 13 x 8 m, em uma área de Cambissolo Háplico, pertencente ao Campo Experimental Risoleta Neves, Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (Epamig), São João Del-Rei (MG). Os pinos de erosão foram submetidos a três diferentes coberturas: solo descoberto (SD), cana-de-açúcar (CA) e pastagem naturalizada (PN), em 30 semanas de coletas de dados; com o auxílio da geoestatística, verificar a ocorrência de fenômenos espaciais e temporais associados à altura superficial do solo e, com a krigagem, estimar valores das unidades não amostradas. Para isso, com o auxílio do *software* GeoR, foram construídos semivariogramas em cada período de coleta de dados. Desta forma, foi possível verificar, por meio dos semivariogramas, a ausência de dependência espacial, por meio do modelo Efeito Pepita-Puro, em algumas datas, para todos os tipos de coberturas, sendo que houve variações sobre o efeito pepita, alcance e patamar nas diferentes datas. Os valores de perdas de solo dos tratamentos com dados faltantes e reconstituídos foram semelhantes entre si e estiveram próximos aos valores de perdas encontrados na literatura para Cambissolos Háplicos e acima dos limites de tolerância para o estado de Minas Gerais. Por isso, recomenda-se a adoção de práticas conservacionistas que evitem a quebra dos agregados e a compactação do solo, garantindo a manutenção da cobertura vegetal e da matéria orgânica no solo da microrregião de São João Del-Rei, Campo das Vertentes.

Palavras chave: Erosão Hídrica. Geoestatística. Perdas de Solo. Cambissolo Háplico.

ABSTRACT

A low cost and easy application method to quantify how much soil has been lost due to water erosion is erosion pegs, which are used to evaluate soil surface changes and to estimate soil losses. The objective of this study was to estimate soil losses by means of erosion pins arranged in an irregular mesh. Sample units of 13 meters by 8 meters in an area of Haplic Cambisol, belonging to the Experimental Field Risoleta Neves, Agricultural Research Company of Minas Gerais (Epamig), São João Del-Rei (MG) were submitted to three different managements: bare soil (US), sugarcane (SC), and naturalized pasture (NP). Data were collected during 30 weeks with the aid of geostatistics in order to verify the occurrence of spatial and temporal phenomena associated with soil surface height. Kriging estimate values were used for non-sampled units. For this, with the help of GeoR software, semivariograms were constructed in each period of data collection. Thus, there was absence of spatial dependence by means of the Pure Nugget Effect model at some dates for all types of coverings. There were variations in the nugget effect as well as in the extent and level on different dates. The values of soil losses of the treatments with missing and reconstituted data were similar to each other and were close to the values of losses found in the literature for Haplic Cambisol and above tolerance limits for the state of Minas Gerais.

Keywords: Water Erosion. Geostatistics. Soil losses. Haplic Cambisol.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de um semivariograma típico com patamar.	31
Figura 2 - Disposição dos pinos de erosão para cada tratamento.	34
Figura 3 - Unidades amostrais perdidas para o tratamento de solo descoberto (SD).	35
Figura 4 - Unidades amostrais perdidas para o tratamento de cana-de-açúcar (CA).	35
Figura 5 - Unidades amostrais perdidas para o tratamento de pastagem naturalizada (PN).	35
Figura 6 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	40
Figura 7 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	41
Figura 8 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	42
Figura 9 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	43
Figura 10 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	43
Figura 11 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	44
Figura 12 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	45
Figura 13 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	46
Figura 14 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	47
Figura 15 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.	48
Figura 16 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.	52
Figura 17 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.	53

Figura 18 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.	54
Figura 19 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.	55
Figura 20 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.	55
Figura 21 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.	56
Figura 22 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.	57
Figura 23 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.	58
Figura 24 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.	58
Figura 25 - Mapas de possíveis valores (mm) para pastagem naturalizada (PN) em diferentes períodos de coleta.	59
Figura 26 - Mapas de possíveis valores (mm) para pastagem naturalizada (PN) em diferentes períodos de coleta.	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros dos modelos teóricos de semivariância ajustados, para a altura superficial do solo (mm), no tratamento solo descoberto e datas de medições.	49
Tabela 2 - Parâmetros dos modelos teóricos de semivariância ajustados, para a altura superficial do solo (mm), no tratamento cana-de-açúcar e datas de medições.	50
Tabela 3 - Parâmetros dos modelos teóricos de semivariância ajustados, para a altura superficial do solo (mm), no tratamento pastagem natural e datas de medições.	51
Tabela 4 - Valores totais de perdas de solo anuais quantificadas pelos pinos de erosão em Cambissolo Háplico, em São João Del-Rei (MG).	60
Tabela 5 - Valores médios de volume de solo depositado, arrastado, perdido e movimentado por erosão hídrica para diferentes coberturas num Cambissolo Háplico, em São João Del-Rei (MG).	63

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1	Mesorregião do Campo das Vertentes.....	13
2.2	Erosão hídrica.....	14
2.2.1	Erosão laminar	15
2.2.2	Erosão em sulcos.....	16
2.2.3	Erosão em voçorocas	16
2.3	Técnicas de avaliação da erosão hídrica.....	17
2.3.1	Método dos Pinos.....	17
2.3.2	Parcela padrão	18
2.4	Fatores que influenciam a erosão hídrica do solo	19
2.4.1	Clima.....	19
2.4.2	Solo	21
2.4.3	Relevo	22
2.4.4	Vegetação	23
2.5	Manejo do solo	24
2.5.1	Preparo do solo	25
2.6	Perdas de solo.....	26
2.6.1	Pastagens	26
2.6.2	Cana-de-açúcar.....	27
2.7	Geoestatística	29
2.7.1	Semivariogramas	29
2.7.2	Krigagem.....	31
3	MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1	Área de estudo	33
3.1.1	Coleta de dados.....	34
3.1.1.1	Alteração da superfície do solo.....	34
3.2	Análise estatística	36
3.3	Cálculo das perdas de solo	38
3.3.1	Reconstituição dos pontos não amostrados.....	38
3.4	Análise da atividade erosiva	39
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5	CONCLUSÃO	65
	REFERÊNCIAS	66

1 INTRODUÇÃO

A erosão é um indicador de qualidade dos ecossistemas agrícolas por estar associada à diminuição dos serviços suportados e regulados pelo solo, como o fornecimento de água, nutrientes e funcionamento de um ecossistema que garantirá renovação e continuidade de uma cadeia produtiva (TURNER et al., 2018). No meio rural, a degradação do solo afeta, principalmente, os pequenos produtores, que dispõem de uma parcela de terra cada vez mais reduzida para cultivo.

Na mesorregião do Campo das Vertentes, no estado de Minas Gerais, há expressiva ocorrência de erosões dos tipos laminar, sulcos e voçorocas. Parte dessas voçorocas tiveram início no século XVII, decorrentes das atividades de mineração, que geraram exposição do solo e contribuíram para o desmatamento, formação de estradas carroçáveis e valos limítrofes para a demarcação de terras (FERREIRA et al., 2011; PEREIRA et al., 2012). Associado a este aspecto, atualmente, uma das práticas de renovação de pastagens e controle de plantas daninhas na região tem sido a utilização de fogo (FERREIRA et al., 2011; SANTOS et al., 1998), prática que remove a cobertura vegetal e matéria orgânica, interferindo na resistência, estabilidade dos agregados e predispõe o solo à erosão hídrica (CARVALHO et al., 2017). Soma-se a esses aspectos o fato dessa região ser ocupada em grande extensão pelos solos da classe dos Cambissolos os quais são susceptíveis aos processos erosivos e, quando cultivados, necessitam de um plano de manejo conservacionista bem executado, que consiga estimar possíveis impactos no uso do solo (FERREIRA et al., 2011).

Tendo em vista que as perdas podem variar, conforme classe de solo, cultura agrícola, potencial erosivo da chuva e sistemas de preparo e manejo, dada esta complexidade, no Brasil, há uma expressiva demanda em estudos relacionados à avaliação da erosão hídrica por região (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Diante dessa necessidade, em quantificar as perdas de solo, é necessário escolher um método que apresente facilidade de instalação, facilidade de coleta de dados e baixo custo.

O método dos pinos de erosão tem sido empregado, para avaliar o processo erosivo, por meio de alterações na superfície do solo, sendo capaz de quantificar taxas de erosão e deposição, com materiais baratos (BONO et al., 1996; SANTOS et al., 1998). Outra vantagem dessa técnica é de possuir grande aplicabilidade, podendo ser utilizada, em áreas bem conservadas, já erodidas (erosão em sulcos ou voçorocas) ou em leitos de rios (COUPER; STOTT; MADDOCK, 2002; HANCOCK; LOWRY, 2015; LUFFMAN; NANDI; SPIEGEL, 2015). Todavia os pinos de erosão estão susceptíveis a falhas de leitura, que podem ser

decorrentes de vários fatores, dentre eles, a movimentação causada por agentes externos, como a interferência por animais e ação antrópica no local (HAIGH, 1977), resultando em perda de unidades amostrais, após a sua implantação, formando malhas irregulares, que afetam diretamente a estimativa das perdas de solo (COUPER; STOTT; MADDOCK, 2002).

Uma das ferramentas, para se entender e identificar padrões de dependência espacial e temporal dos dados, é por meio da geoestatística, que pode ser utilizada na estimativa de prováveis valores, baseados na posição que um elemento assume dentro de uma parcela (LESSA et al., 2014), podendo ser utilizada, para estimar valores, que foram perdidos ou não amostrados, contribuindo para a identificação do agravamento da erosão.

A geoestatística se utiliza da krigagem, que é um estimador não viciado e se utiliza da variabilidade espacial, para a predição de valores em pontos não amostrados, por meio de semivariogramas (KRÜGER, 2005), os quais podem permitir a análise de fatores espaciais e temporais associados à alteração de superfície do solo pelos pinos de erosão.

Neste sentido, este estudo teve como objetivos: calcular as perdas de solo em parcelas de solo descoberto (SD), cana-de-açúcar (CA) e pastagem natural (PN); verificar a ocorrência de fenômenos espaciais e temporais nos diferentes tratamentos estudados; e melhorar a estimativa das perdas de solo por meio da krigagem dos dados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Mesorregião do Campo das Vertentes

A mesorregião está localizada na porção Sudeste do estado de Minas Gerais entre os paralelos 20°07' e 21°24' de latitude sul e meridianos de 43°30' e 45°50' de longitude a Oeste de Greenwich (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA, 2006). É considerada mesorregião pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (1990, 2017), sendo composta por três microrregiões: Lavras, São João Del-Rei e Barbacena, em função de semelhanças climáticas, ambientais e econômicas (IBGE, 1990, 2017). De acordo com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM (2007), o estado de Minas Gerais subdividia, para fins de utilização hídrica, em duas microrregiões: Campos da Mantiqueira e Formiga. Atualmente, para a finalidade de gestão de recursos hídricos, a região é denominada Vertentes do Rio Grande e abrange todos os municípios drenados pela Bacia do Rio Grande (IGAM, 2007).

Segundo Embrapa (2006), as microrregiões de São João Del-Rei e Barbacena apresentam duas estações bem definidas por um período seco e outro chuvoso, que vai de outubro a março, em que se registram as maiores lâminas pluviométricas. A precipitação total anual, no Campo das Vertentes, varia de 1.200 a 1.600 mm, sendo que, na microrregião de São João Del-Rei, varia de 1.400 a 1.600 mm (EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS - EPAMIG, 2010). Os municípios situados nos Campos da Mantiqueira estão localizados em extensões de terra com relevo forte ondulado e montanhoso, frequentemente, dominados por linhas de cumeadas e cristas de topos aguçados (EMBRAPA, 2006).

Na microrregião de São João Del-Rei, há uma grande ocorrência de voçorocas, decorrente de características físicas e químicas do solo, quanto ao histórico de degradação da área resultante de mineração e desmatamento, associado à utilização de fogo, para a renovação de pastagens, favorecendo que o solo se mantenha descoberto e sem matéria orgânica (EPAMIG, 2010).

2.2 Erosão hídrica

Erosão hídrica é um processo contínuo que envolve desagregação, transporte e deposição de sedimentos que compõem solo de um local mais elevado para um relevo mais baixo sob a ação das gotas de chuva que imprimem energia cinética capaz de romper os agregados e produzir turbulência, carreando os sedimentos por escoamento superficial (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; OLIVEIRA, 2011; RAMOS et al., 2014).

De acordo com Pires e Souza (2006), a erosão pode ocorrer de forma natural, no caso da erosão geológica, ou de forma acelerada. A erosão natural ou geológica é resultado da decomposição do material de origem ou rocha-mãe e por elementos alóctones, carregados por forças físicas, podendo levar centenas a milhares de anos para formar solos com ecossistemas equilibrados (PIRES; SOUZA, 2006). A erosão acelerada é decorrente da interferência antrópica, no equilíbrio solo-vegetação, favorecendo que as taxas anuais de perdas de solo sejam superiores a de sua formação (PIRES; SOUZA, 2006), resultando em ecossistemas cada vez mais desequilibrados e improdutivos em poucos anos (THOMAZ; LUIZ, 2012; ZHANG; LIU; WANG, 2010). Ademais, Bertoni e Lombardi Neto (2014) e Pires Souza (2006) destacam uma relação da erosão acelerada e algumas práticas de manejo, como o preparo intensivo, monocultura, plantio de culturas pouco protetoras do solo, plantio em linhas dirigidas em favor do declive e queimada drástica de restos culturais. A Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO (2015) dispõe que, atualmente, a erosão é o maior problema de solo no cerrado brasileiro, seguido da compactação decorrente da utilização de implementos agrícolas e super pastejo na agropecuária, incompatíveis com a capacidade de uso e aptidão do solo.

Sérios problemas associados às perdas de solo pela erosão hídrica têm sido relatados por Keesstra et al. (2016), Moghadam et al. (2015) e Thomaz e Luiz (2012), tais como a deterioração da estrutura do solo, selamento superficial, erosão laminar, diminuição da fertilidade do solo, assoreamento de cursos d'água, eutrofização e aumento do custo para o tratamento da água, além de formação de voçorocas, formando áreas não utilizáveis em um terreno. Todos esses aspectos, além de inviabilizarem um sistema produtivo agrícola, em longo prazo, por aumentar os custos de produção, trazem danos ambientais e sociais de difícil recuperação, que resultam em perdas econômicas e piora da qualidade de vida da população do meio rural (PRUSKI, 2013).

No Brasil, existe escassez de estudos de perdas de solo por erosão hídrica nos diversos sistemas de manejo do solo adotados (DECHEN et al., 2015). No trabalho de Dechen et al.

(2015), foram estimadas perdas de solo em 616,5 milhões de toneladas ao ano, nas lavouras anuais do Brasil, gerando um prejuízo econômico estimado de US\$ 1,3 bilhão para o país, de forma que as perdas de solo e consequente perda de nutrientes podem ser reduzidas, para 420,3 milhões de toneladas ao ano, em sistemas conservacionistas, como o sistema plantio direto, que reduziria o prejuízo em 46,43%. Todavia esses valores tendem a subestimar os valores reais, pois esses cálculos consideram somente os nutrientes perdidos, que necessitam ser repostos em virtude da erosão.

O processo erosivo do solo inicia-se com a ruptura dos agregados pelo impacto direto da gota de chuva e posterior dispersão das partículas menores, que vão se rearranjar nos espaços irregulares do solo (MOGHADAM et al., 2015), o que resulta em selamento superficial. Esse aspecto faz com que ocorra aumento de arraste do solo por escoamento superficial, decorrente da diminuição da macroporosidade, aumento de densidade e consequente diminuição da capacidade de infiltração da água no solo (CARDOSO et al., 2004). Assim, o material será carregado em suspensão, ao longo da superfície do terreno (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) e, posteriormente, depositado, conforme a turbulência gerada pela enxurrada, que é dependente da velocidade em que ela se move e da quantidade de sedimentos que consegue desprender e transportar (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; PRUSKI, 2013).

A erosão hídrica pode ser dividida em três tipos, conforme o estágio de degradação do solo em erosão laminar, erosão em sulcos e voçorocas.

2.2.1 Erosão laminar

Corresponde a um estágio inicial de degradação, no qual ocorrem discretas remoções de sedimentos e nutrientes do solo pelo escoamento superficial. Entretanto, com o passar do tempo, as perdas começam a se tornar perceptíveis, em função da diminuição de produtividade da cultura agrícola explorada e do surgimento de espécies invasoras com menor exigência nutricional no local e em culturas perenes à exposição de raízes que antes estavam cobertas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; PRUSKI, 2013).

2.2.2 Erosão em sulcos

Com a continuidade do processo erosivo, começam a surgir áreas de concentração de escoamento superficial e arraste do solo, formando sulcos ou canais de diferentes profundidades na superfície do solo. Esses sulcos podem ser desfeitos com a utilização de implementos agrícolas, o que acarreta em mais gastos com manutenção de terrenos e estradas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; PRUSKI, 2013), além dos já empregados com fertilizantes e outros aditivos que serão perdidos via enxurrada (DECHEN et al., 2015).

2.2.3 Erosão em voçorocas

Nesse tipo de erosão, ocorre a formação de grandes cavidades, que não podem ser desfeitas com o auxílio de implementos agrícolas. As cavidades tendem a receber volumes cada vez maiores de enxurrada, que vão exercendo maior força de arraste e deposição de sedimentos, de forma que, ao longo dos anos, as áreas agriculturáveis vão sendo perdidas e se transformam gradativamente em cânions (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Os surgimentos de voçorocas trazem grande impacto não só no meio rural, como nas cidades, causando desmoronamentos e aterramentos, no perímetro urbano e nas rodovias, que podem causar prejuízos econômicos, sociais e ambientais, dificultando o acesso à moradia e ao transporte (SAMPAIO et al., 2016).

Esse estágio de erosão tem sido observado na Mesorregião do Campo das Vertentes. Conforme Ferreira et al. (2011), as voçorocas do município de Nazareno (MG) têm surgido em solos classificados como Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho Amarelo e Cambissolos pertencentes a relevos suavemente ondulados a fortemente ondulados. Essas áreas são recobertas por vegetação escassa, em razão de os solos serem ácidos, pobres em matéria orgânica e nutrientes, especialmente, o fósforo (PEREIRA et al., 2012). Ainda, de acordo com Pereira et al. (2012), os solos dessa região são derivados do gnaisse granítico, que apresenta baixa porosidade e permeabilidade e altos teores de silte e areia fina. Assim, mesmo áreas de Latossolos estão propensas ao voçorocamento, após exposição do horizonte C, em função da remoção das camadas superiores (SAMPAIO et al., 2016).

2.3 Técnicas de avaliação da erosão hídrica

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2014), dentre o grande número de técnicas disponíveis, para se avaliar a erosão hídrica, é necessário observar a topografia do terreno, o tipo de erosão a se estudar, o manejo do solo e o tipo de cultura empregada e as possibilidades do pesquisador.

Bertoni e Lombardi Neto (2014) classificam os métodos, para a determinação de perdas de solo, em métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos se baseiam na coleta, na medição e na análise do material erodido, enquanto os métodos indiretos buscam estimar a erosão hídrica pela observação de vestígios deixados no solo, por meio da comparação com superfícies de referência, que não sofreram ação da erosão em um dado momento. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2014), um exemplo de método indireto seria a avaliação da superfície do solo, por meio de pinos de erosão e de método direto é a utilização da parcela-padrão, que se baseia na utilização de talhões e tanque coletor.

2.3.1 Método dos Pinos

Esse método se utiliza de marcos referenciais, para avaliar as mudanças da superfície do solo, permitindo uma rápida estimativa do volume de solo erodido na área a ser estudada (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; HAIGH, 1977; HUDSON, 1993). Os pinos podem estar dispostos, em malhas retangulares ou quadradas, mas também podem ser instalados em linhas, dependendo da área a ser estudada e dos objetivos da pesquisa. São bastante utilizados na avaliação de erosão em voçorocas e leitos de rios (HUDSON, 1993). Consiste em afixar pinos de erosão, em uma altura conhecida, permitindo a obtenção de dados referentes ao processo de remoção ou deposição de sedimentos em um dado local (HAIGH, 1977). É uma técnica de baixo custo, uma vez que podem ser utilizados materiais baratos, como hastes ou barras metálicas, estacas de madeira, canos, pregos, desde que apresentem uma boa resistência, ao longo do tempo e não afetem a velocidade de escoamento superficial e a capacidade de carreamento de sedimentos da enxurrada (BERTONI; LOMBARDI-NETO, 2014; HAIGH, 1977; HUDSON, 1993).

Segundo Haigh (1977) e Hudson (1993), outras vantagens dessa técnica incluem a facilidade de coleta de informações, permitindo que ocorram várias medições, em um curto espaço de tempo, num único ponto, garantindo grande acurácia; baixa necessidade de manutenção, que diminui os custos operacionais; a possibilidade de intervalos flexíveis entre

as coletas, podendo ser semanal, mensal ou anualmente; e a facilidade de detecção, em áreas em que esteja ocorrendo erosão, por meio do monitoramento do aumento da profundidade, podendo ser utilizada por produtores com baixo nível técnico.

Todavia este método sozinho não permite a caracterização dos atributos físicos e químicos da porção erodida e carregada no escoamento, desta forma, não é possível quantificar os teores de nutrientes carregados ou lixiviados num dado período e a possibilidade de serem removidos por vandalismo ou por animais (HAIGH, 1977; HUDSON, 1993).

2.3.2 Parcela padrão

No geral, são utilizadas chapas galvanizadas capazes de delimitar as áreas a serem estudadas e, após um evento de precipitação pluviométrica, o fluxo d'água da enxurrada é conduzido aos tanques, onde serão armazenados os produtos do escoamento superficial (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; HUDSON, 1993).

Bertoni e Lombardi Neto (2014) esclarecem que a utilização de talhões munidos de sistemas coletores favorecem que a enxurrada formada numa parcela seja associada a diferentes práticas de manejos, coberturas culturais numa dada classe de solo, produzindo resultados precisos e condizentes com o fenômeno erosivo. Assim, por meio dessa técnica é possível avaliar, num sistema produtivo, quais técnicas de manejo e plantio são mais compatíveis com o solo da área estudada e como se relacionam com o evento pluviométrico (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; HUDSON, 1993). Também é possível quantificar alguns atributos químicos e físicos do solo, associado ao fenômeno climático, como o teor de nutrientes e granulometria do sedimento depositado, no tanque coletor, favorecendo uma maior caracterização dos fatores relacionados à perda de solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Por isso, em função da alta precisão e capacidade de correlação com a erosão do solo, os resultados obtidos na parcela-padrão são utilizados na Equação Universal de Perdas de Solo (USLE), para estimar perdas anuais de solo, para determinada cultura agrícola, tipo de solo, topografia, preparo do solo e condição climática (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014; HUDSON, 1993).

De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (2014) e Hudson (1993), esse método possui como desvantagem a necessidade de requerer mão de obra especializada, para o delineamento experimental da área a ser estudada, montagem, coleta e processamento das amostras recolhidas nos tanques e processamento dos dados. Recomenda-se que os sedimentos sejam coletados, após cada evento pluviométrico, requerendo um acompanhamento constante dos

eventos erosivos. Outros empecilhos incluem um alto custo, para a construção e manutenção das áreas experimentais, de forma que esses locais podem ser alvos de vandalismos, que podem colocar em risco todo o experimento (HUDSON, 1993).

Cardoso et al. (2004) estimaram perdas de solo pelo método de parcela-padrão e, também, por pinos de erosão, em três tipos de coberturas (cultura de eucalipto, mata nativa e solo descoberto), em três classes de solos diferentes (Argissolo Amarelo com textura média, Plintossolo Háptico e Argissolo Amarelo moderadamente rochoso). O emprego dos pinos de erosão, considerando-se a alteração na superfície do solo, possibilitou a obtenção de valores de perdas de solo próximos aos obtidos pela parcela-padrão, correlacionando-se bem o grau de cobertura com a quantidade de perdas de solo. Somente na parcela de solo descoberto, no Argissolo Amarelo moderadamente rochoso, os pinos de erosão estimaram baixas perdas anuais, $0,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ enquanto, por meio da parcela-padrão, as perdas atingiram $36,77 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Conforme Cardoso et al. (2004), o alto valor de perdas obtidos na parcela-padrão refletiu melhor as características do solo, como baixos teores de matéria orgânica e cobertura vegetal, horizonte B textural e relevo mais acidentado e, conseqüentemente, maiores perdas de solo por arraste.

2.4 Fatores que influenciam a erosão hídrica do solo

Os fatores associados à erosão hídrica numa região é resultado da associação de fatores naturais como o clima, topografia, solo e vegetação natural, essenciais ao processo de formação do solo e fatores antrópicos, como o manejo e o preparo do solo, visando o cultivo de espécies agrícolas, ou seja, a substituição da vegetação natural, que podem modificar as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, predispondo-o à ação erosiva das chuvas. (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014).

2.4.1 Clima

Bertoni e Lombardi Neto (2014) assinalam que a erosão hídrica está relacionada com a capacidade potencial erosiva da chuva em causar erosão (erosividade). É influenciada, principalmente, pelo produto de duas variáveis: intensidade de precipitação pluvial e energia cinética da gota de chuva (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Outras variáveis, ainda, podem afetar a estrutura do solo e/ou causar arraste como o tamanho das gotas de chuva e duração da

chuva individual. Assim, a variação espacial e temporal confere uma elevada variabilidade no potencial erosivo da chuva (STROHMEIER et al., 2016).

Zhang, Liu e Wang (2010) relataram que as chuvas de alta erosividade acentuam a velocidade de ruptura dos agregados e favorecem a redução da macroporosidade, atingido rapidamente o limite de saturação hídrica do solo. Desta forma, eventos posteriores de precipitação, em um curto intervalo de tempo, podem provocar perdas de solo, mesmo que o poder erosivo posterior seja inferior a do evento anterior, pelos efeitos cumulativos da erosividade (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Aquino et al. (2013) observaram maiores perdas de solo, em chuvas de padrão-tardio, numa área de Cambissolo Háplico, quando a intensidade de precipitação atingiu seu pico, após completar 60% de duração da chuva, ou seja, o pico de saturação hídrica do solo foi atingido antes de a chuva ter atingido seu pico de maior intensidade, resultando em perdas de $6,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ por evento pluviométrico, entretanto, em Latossolo Vermelho, não houve diferenças entre os padrões avançado, intermediário e atrasado de precipitação pluvial, por ser mais permeável e apresentar maior limite de saturação que os Cambissolos.

Wischmeier e Smith (1978) concluíram que a erosão está relacionada a eventos raros de alta intensidade. Assim, o índice de erosividade (EI_{30}) estima a energia máxima que um evento produz em 30 minutos e sua capacidade de causar desprendimento e arraste de partículas num solo desprovido de cobertura vegetal e resíduos culturais. Existem outros índices como o KEI_{30} , que considera a soma de todas as chuvas com intensidade superior a 25 mm h^{-1} . Marques, Alvarenga e Curi (1998), comparando os dois índices em Sete Lagoas (MG), não observaram diferenças significativas entre eles.

Entretanto há dificuldades em estimar e obter de índices de erosão, em países em desenvolvimento, pois aparelhos capazes de registrar a intensidade das precipitações, necessária para o cálculo da energia cinética da gota de chuva e posterior cálculo de índices de erosão, são escassos (LOMBARDI NETO; MOLDENHAUER, 1992). Isso dificulta o planejamento agrícola, dado que a época do preparo do solo e plantio escolhido pelo produtor pode coincidir com épocas de maior ocorrência de chuvas erosivas, contribuindo para a perda de água e solo (SILVA et al., 2010). Segundo Cabanez, Ferreari e Cabanez (2012), o estudo das características da chuva de uma região é imprescindível para um bom planejamento conservacionista.

Deste modo, diversos autores como Lombardi Neto e Moldenhauer (1992), Marques, Alvarenga e Curi (1998) e Mello et al. (2007, 2012) têm buscado correlacionar o índice de

erosão a fatores climáticos, como o coeficiente de chuva (R_c), que leva em consideração as médias de precipitação mensais e anuais por meio de equações empíricas.

Lombardi Neto e Moldenhauer (1992) calcularam o EI_{30} , durante 22 anos, para a região de Campinas (SP), encontrando um índice médio anual de $6.738 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, juntamente com valores mensais, correlacionando o coeficiente de chuva e sua capacidade de produzir erosão, obtendo assim equações que estimam a erosividade para a região estudada.

Em outras regiões, posteriormente, foram encontrados valores que correlacionam o coeficiente de chuva (R_c) com a capacidade da chuva de produzir erosão num terreno sem vegetação. Marques, Alvarenga e Curi (1998) obtiveram boa correlação entre o coeficiente de chuva (R_c) e os índices de erosão estudados, que foram de $5.835 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, 13% menor que a média histórica na época do experimento. Silva et al. (2009) encontraram uma média anual de $4.865 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo que os valores de erosividade apresentaram boa correlação com uma série histórica, na região de Lavras (MG), de forma que as chuvas erosivas se concentraram de novembro a março e corresponderam a 90,36% de todas as chuvas erosivas do ano. Mello et al. (2007) observaram que esse padrão se repete, por todo o estado de Minas Gerais, sendo que as chuvas mais erosivas se concentram, principalmente, nos meses de dezembro e janeiro. Em Minas Gerais, a erosividade anual tem variado de 5.000 a $12.000 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (MELLO et al., 2007).

2.4.2 Solo

As perdas de solo podem variar, conforme as diferentes classes de solo, tendo em vista que os solos variam em relação à profundidade, textura e estrutura, densidade, permeabilidade e teor de matéria orgânica (SILVA et al., 2016). Solos mais susceptíveis à erosão hídrica são os que apresentam horizontes de baixa profundidade efetiva, como em regiões montanhosas (VAN DER WAAL; ROWNTREE; RADLOFF, 2012). O fator se agrava, quando estes solos apresentam pouca cobertura vegetal ou desenvolvimento radicular e elevados teores de silte e areias finas, pois há favorecimento de selamento superficial, que dificulta a infiltração de água, promovendo arraste de partículas (KEESTRA et al., 2016).

De acordo com Wischmeier e Smith (1978), uma alta proporção de silte, na relação textural do solo, pode conferir maior grau de erodibilidade caso apresente baixos níveis de matéria orgânica. Ferreira et al. (2011) detectaram que áreas, em estádios avançados de erosão, estão mais associados a Cambissolos que Latossolos, por apresentarem elevados teores de silte e areia fina, *solum* menor que 50 centímetros e horizonte C profundo e sem

estrutura (FERREIRA et al., 2011), apresentando, quando descoberto, selamento superficial, o que favorece o escoamento superficial e desencadeamento do processo erosivo (BONO et al., 1996; SANTOS et al., 1998).

Os minerais da fração argila, também, exercem papel fundamental à resistência de um solo à ação erosiva da chuva. Silva et al. (2009) constataram que um Cambissolo Háplico perdeu 13 vezes mais solo que um Latossolo Vermelho submetidos aos mesmos eventos climáticos neste estudo. Foram observadas diferenças, na composição mineralógica e química da argila, enquanto o Latossolo Vermelho apresentou predominância de gibbissita, conferindo estrutura granular, de baixa coesão, pela presença de óxidos de ferro e de alumínio. O Cambissolo Háplico apresentou uma argila mais caulinitica e baixos teores de óxidos, conferindo uma estrutura em blocos de baixa permeabilidade.

A combinação de textura, tipo de argila, matéria orgânica e a microbiota vão auxiliar na formação da estrutura do solo, que vai estar relacionado à permeabilidade de água no solo, dado a formação de macroporos (PAGENKEMPER et al., 2015; PARRAS-ALCÁNTARA et al., 2016). Segundo Keesstra et al. (2016) e Ramos et al. (2014), solos com maior densidade e consequente menor volume de macroporos são mais propensos a sofrerem carreamento de partículas por escoamento superficial, pois são menos permeáveis e tendem a atingir o pico de saturação mais rápido.

Com a finalidade de estabelecer limites à tolerância de perdas por erosão, Galindo e Margolis (1989) estudaram 88 perfis de solos no estado de Pernambuco. Após esse estudo, os autores concluíram que solos com horizonte B latossólicos, são mais resistentes ao processo erosivo, por apresentaram um horizonte mais espesso, poroso e bem drenado, enquanto solos com horizonte B textural, como os Argissolos, estão em estágio intermediário de resistência, por apresentarem mudança abrupta de permeabilidade no horizonte B, o que dificulta a drenagem e favorece o escoamento superficial ou deflúvio. Solos mais susceptíveis à erosão hídrica são os que apresentam horizontes de baixa profundidade efetiva, como o Neossolo Litólico (ALBUQUERQUE; LOMBARDI NETO; SRINIVASAN, 2001).

2.4.3 Relevo

As perdas de solo e água, também, podem variar, conforme a declividade e comprimento de rampa, de forma que quanto maior a declividade e comprimento de rampa mais facilmente ocorrerá o carreamento de transporte de sedimentos pela enxurrada, uma vez

que irá gerar maior turbulência (OLIVEIRA et al., 2014; OLIVETTI et al., 2015; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

Inácio et al. (2007) estudaram o efeito de quatro tipos diferentes de declive, consistindo de declive menor que 9%; de 10 a 15%; de 25 a 30%; e de 35 a 40% com e sem cobertura de capim colônia (*Panicum maximum*) num Chernossolo Argilúvico Órtico típico. As maiores perdas de solo e desagregação ocorreram, nos declives de 25 a 30% e 35 a 40% sem cobertura vegetal, favorecendo a maior poder de arraste, sendo que as taxas de desagregação decresceram com a diminuição da infiltração.

2.4.4 Vegetação

O teor de matéria orgânica e cobertura vegetal conferem maior resistência do solo ao salpicamento causado pelo impacto das gotas de chuva (OLIVETTI et al., 2015). Após o impacto das gotas de chuva, os agregados do solo são dispersos em fragmentos menores, que vão preenchendo os espaços irregulares entre si (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Ademais, as plantas contribuem para que haja maior infiltração de água, no solo, em função do desenvolvimento radicular e consequente formação de canais, protegendo solos com baixa profundidade efetiva e/ou tendência ao selamento superficial contra o efeito erosivo da chuva (GALINDO; MARGOLIS, 1989; GUERRA; SILVA; BOTELHO, 2010).

Tem sido observado que o índice de cobertura das culturas, estágio de crescimento e espécies possuem relação com perdas de solo. Dessa forma, as perdas de solo diminuem com uma maior cobertura vegetal, proporcionada pela parte área do vegetal e tipos de raízes (BERTOL et al., 2017; CARDOSO et al., 2004; SEPÚLVEDA; CARRILLO, 2015). Todavia as perdas de água, diferentes das de solo, nem sempre estão associadas ao aumento de cobertura vegetal (AMARAL et al., 2008; BAGATINI et al., 2011), uma vez que se deve levar em conta a umidade antecedente do solo, pois, mesmo que o índice de cobertura esteja alto, pode haver grandes perdas de água. (ZHANG; LIU; WANG, 2010).

De acordo com Lima et al. (2014), as perdas de água e solo podem sofrer variação com o tipo de cultura empregada e época de cultivo. Os autores ainda recomendam que a época de chuvas com maior poder erosivo não deve coincidir com os estados iniciais da cultura adotada. No estudo de Silva et al. (2016), as perdas de solo e água variaram conforme o estágio de crescimento do eucalipto. De forma que, após cinco anos, as perdas anuais se equipararam à floresta nativa. A proteção do solo é garantida pelas copas das árvores como também pela camada de serrapilheira. Resultados similares foram encontrados no trabalho de

Zhou et al. (2012), os quais avaliaram a eficiência do reflorestamento com eucalipto, no controle da erosão hídrica, conservação de água e do solo e melhoria ambiental numa área degradada no Sudeste da China. Neste estudo, observou-se que houve diminuição de deflúvio, à medida que o plantio de eucalipto se desenvolvia, em função de maior cobertura vegetal proporcionado pelas copas e incremento de serrapilheira sobre o solo. As áreas com menores perdas foram de floresta mista, contribuindo, para que a redução do impacto da chuva fosse reduzida e desencadeamento do processo erosivo.

Conforme Lima et al. (2014), o índice de cobertura do cultivo de milho pode ser potencializado por meio de estabelecimento de consórcio com leguminosas. As leguminosas, além de proporcionarem cobertura vegetal aérea e matéria orgânica morta para o solo, contribuem para a fixação de nitrogênio na área em que está inserida, potencializando o crescimento de culturas anuais, como o milho e diminuindo o tempo de exposição do solo, pós-preparo (LIMA et al., 2014).

A matéria orgânica distribuída sobre o solo fornece substrato, para a ação da microbiota do solo, composta por organismos detritívoros e decompositores (PAGENKEMPER et al., 2015). Os organismos do solo estão relacionados com a formação de macroporos e decomposição de matéria orgânica e formação elementos químicos cimentantes, que contribuem para a estruturação do solo, diminuição da densidade do solo e maior capacidade retenção de umidade no solo, além de favorecer a expansão de raízes e desenvolvimento da cobertura vegetal, restabelecendo a qualidade do solo em áreas já compactadas (PAGENKEMPER et al., 2015).

Outra estratégia, para a redução das perdas de solo seria, por meio de consórcio de culturas agrícolas com espécies arbóreas e por um sistema agroflorestal. Conforme o estudo de Sepúlveda e Carrillo (2015), o sistema consorciado de café e espécies arbóreas pode reduzir o impacto das gotas de chuva sobre o solo, por meio das copas das árvores, além de proporcionar uma espessa camada de serrapilheira, evitando o salpicamento e erosão laminar.

2.5 Manejo do solo

No geral, sistemas conservacionistas, em destaque à semeadura direta, proporcionam menores perdas de solo. De acordo com o trabalho de Amaral et al. (2008), a ausência de mobilização na semeadura direta possibilita melhor estruturação e estabilidade de agregados do solo, conferindo maior conservação da macroporosidade, em solos não compactados e, conseqüentemente, maior capacidade de infiltração de água no solo. Enquanto a escarificação,

que visa romper as incrustações formadas pelo rearranjo dos sedimentos do solo e reduzir a compactação, por meio de hastes mecânicas, mas sem que haja revolvimento das camadas superficiais, também, tem promovido boa cobertura e proteção ao solo, proporcionando perdas de solo intermediárias (AMARAL et al., 2008). Já os sistemas de manejo convencionais têm apresentado as maiores perdas, quando não se é observada a capacidade de uso do solo e não há reposição de nutrientes (AMARAL et al., 2008; BONO et al., 1996).

Keesstra et al. (2016) perceberam que as práticas de manejo convencionais, com a utilização de mecanização tratorizada, podem aumentar a densidade do solo, por meio de compactação, diminuindo o volume de macroporos no solo, o que favorece o escoamento superficial. Outra prática convencional usada, em várias regiões do mundo, é a queimada. O fogo favorece a que haja maior vulnerabilidade do solo ao escoamento superficial e remoção de sedimentos, por alterar alguns atributos do solo, como a estabilidade de agregados, além de remover a cobertura vegetal, que protege o solo contra o impacto da gota de chuva (STOOF et al., 2015). Ademais, Stoof et al. (2015) concluíram que, mesmo que a prática de queimada não altere imediatamente as propriedades físicas do solo, como densidade aparente, teor de matéria e porosidade, em longo prazo, haverá redução significativa da rugosidade e será destruída a camada de matéria orgânica que envolve o solo, promovendo desestruturação e aumentando o risco de erosão.

2.5.1 Preparo do solo

As maiores perdas de solo ocorrem, em solos desprotegidos de vegetação ou resíduos orgânicos e submetidos à gradagem, por estarem mais expostos ao efeito erosivo das chuvas de outubro a março na região Sudeste. Solos com preparo convencional, com aração e duas gradagens ao ano apresentam grandes perdas de solo, pois apresentam pouca cobertura vegetal, baixa rugosidade superficial (após receber chuvas erosivas) e alta quantidade de partículas desagregadas, desta forma, o efeito de salpicamento e o selamento superficial se tornam mais frequentes (BERTOL et al., 2017).

Os solos arados e/ou gradeados com mecanização tratorizada apresentaram alta susceptibilidade à ação erosiva, durante as chuvas de outubro a março, em regiões de clima tropical, por removerem a cobertura vegetal e o tráfego dos equipamentos agrícolas nas lavouras, promoverem compactação, favorecendo, assim, um aumento de escoamento e remoção de sedimentos (AMARAL et al., 2008).

Mesmo que o preparo convencional, por meio de desagregação de partículas, promova momentaneamente uma maior infiltração de água, por meio de aumento de rugosidade e porosidade da camada superficial do solo, pois a água fica retida nas micro depressões do solo (BERTOLANI et al., 2000), após algum tempo, ocorre selamento da camada superficial, predispondo o solo à ação erosiva da chuva (BERTOL et al., 2007), o que gera alterações no micro relevo e diminuição da capacidade do solo em reter a água da chuva nas micro depressões (BERTOLANI et al., 2000; VÁZQUEZ et al., 2010).

2.6 Perdas de solo

O volume de solo perdido varia conforme a cultura adotada, pois cada cultura agrícola em associação ao ambiente em que está presente, necessita ser submetida a diferentes técnicas de manejo e preparo do solo para atingir a produtividade agrícola esperada (ADIMASSU et al., 2014; AMARAL et al., 2008; BAGATINI et al., 2011). Ademais, cada cultura agrícola apresenta diferente capacidade de cobertura ao longo do ano, pois varia em relação à capacidade de produção de biomassa, tipo de raiz e hábito de crescimento (LIMA et al., 2014)

2.6.1 Pastagens

As gramíneas podem atuar como barreiras, contribuindo para a retenção de sedimentos na área que se encontram. Para a efetividade do efeito de retenção, devem ser consideradas características, como o padrão de crescimento do vegetal (MEKONNEN, 2016). Caso o hábito de crescimento seja vertical (cespitoso), a capacidade de retenção será baixa, se comparada ao padrão de crescimento rasteiro (decumbente), que garantirá bom recobrimento do solo e capacidade de retenção de sedimentos. Outro fator que deve ser observado, na escolha da gramínea, é a densidade de perfilhos que está relacionada com o grau de recobrimento do solo (MEKONNEN, 2016).

Os trabalhos de Bono et al. (1996) e Santos et al. (1998) destacam-se, por quantificarem perdas de solo, água e nutrientes, em áreas de pastagem degradada e melhorada com gramíneas africanas e adubação, no município de São João Del-Rei (MG). Esses autores avaliaram pelo método de pinos ou alteração de superfície a influência dos diferentes tipos de preparo e cobertura, nas perdas anuais de solo, numa área de Cambissolo Háplico, situado no Campo das Vertentes de Minas Gerais. Deste modo, as perdas variaram de 3,4 a 151,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SANTOS et al., 1998). No trabalho de Bono et al. (1996), houve diferenças

significativas entre o tipo de preparo, variedade de gramínea e classe de solo, sendo que as perdas médias anuais foram maiores, na área de Cambissolo, perdendo naturalmente 39,7 Mg ha⁻¹, enquanto, no Latossolo, perdiam-se 24,4 Mg ha⁻¹ na pastagem degradada. Neste estudo, foi detectado que alguns atributos relacionados com altas proporções de silte, como baixa macroporosidade, alta capacidade de incrustação e baixa permeabilidade, podem ter predisposto a área de Cambissolo à ação da erosão hídrica. Em ambos os trabalhos, houve diminuição de perdas, em solos submetidos à escarificação, calagem e adubação, práticas básicas que contribuem para o aumento de produção de biomassa e, em consequência, maior capacidade de cobertura (SANTOS et al., 1998).

A implantação de forrageiras contribuiu para o aumento do teor de matéria orgânica no solo (BONO et al., 1996). Portanto houve uma correlação negativa entre o aumento da cobertura vegetal e as perdas de solo, de forma que as boas práticas de manejo, como adubação, calagem e escarificação favorecem maior índice de cobertura vegetal sobre o solo, garantido assim maior proteção (SANTOS et al., 1998).

Conforme Bono et al. (1996), houve redução de 62,3%, nas perdas médias anuais de solo, para a pastagem de *Brachiaria brizantha* preparada com escarificação, na área de Latossolo e 38,54%, na área Cambissolo, sob pastagem melhorada com *Brachiaria brizantha*, utilizando o coveamento e boas práticas de manejo do solo.

Inácio et al. (2007) observaram que os tratamentos de pastagens formadas por *Panicum maximum* foram capazes de reduzir o tempo de escoamento de chuva simulada e diminuir as taxas de desagregação, atenuando a capacidade de transporte da enxurrada, com redução de 6,5 para 0,58 Mg ha⁻¹ no declive de 10 a 15%; 26,85 para 0,64 Mg ha⁻¹ no declive de 25 a 30% e 20,83 Mg ha⁻¹ para 1,23 Mg ha⁻¹ no declive de 35 a 40%.

2.6.2 Cana-de-açúcar

Tem sido relatado que a cultura de cana-de-açúcar confere baixa proteção ao solo por apresentar hábito de crescimento cespitoso, o que favorece maiores taxas de desagregação e carreamento de sedimentos via enxurrada (COSTA; SILVA, 2012; PRADO; NOBREGA, 2005). Segundo Prado e Nobrega (2005), diferentemente das pastagens, que mantêm uma cobertura constante, ao longo do ano, a cana-de-açúcar apresenta variações na cobertura, ao longo do ano, as quais estão diretamente relacionadas às perdas de solo, em épocas com maior intensidade de precipitação, primavera e verão, resultando em erosão laminar na área estudada. Mesmo no inverno, época de menor erosividade, Prado e Nobrega (2005)

observaram perdas de solo cinco vezes maiores no cultivo de cana-de-açúcar que na área de pastagem, que é o período de colheita da cana-de-açúcar e preparo do solo.

Ademais, de acordo com Côrrea et al. (2016), o cultivo de cana-de-açúcar tende a associar-se a grandes perdas de solo, uma vez que o período entressafra tende a coincidir com a ocorrência de chuvas erosivas, assim, o solo precisa passar por um manejo prévio que visa à descompactação, promovendo o revolvimento das camadas superiores do solo, com gradagem pesada, intermediária e niveladora. Costa e Silva (2012) compararam mapas de perdas de solo, em monocultura de cana-de-açúcar, em dois períodos distintos, 1974 e 2011, no litoral Sul do estado da Paraíba (PB) e observaram aumento da produção de sedimentos, na classe acima de $20 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ que antes, em 1974, correspondia a 2,5% da área e passou a corresponder a 5,6%. Esses valores estão associados ao desmatamento e plantio da cana-de-açúcar, em terrenos com declividade mais acentuada, que ofereceram pouca cobertura ao solo.

Côrrea et al. (2016) encontraram perdas abaixo do limite tolerável, para Cambissolo Háplico na área de plantio de cana-de-açúcar de ciclo médio, na terceira colheita e solo mantido com restos vegetais, enquanto, na área do plantio em estágio inicial, não houve diferenças significativas com o solo descoberto. O limite de tolerância, para a área de plantio inicial, foi de $5,25 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto as perdas foram de $49,04 \text{ Mg ha}^{-1}$, para a parcela com 12% de declividade e $84,85 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (declividade de 15%); já no solo mantido com restos culturais, as perdas foram de $2,76 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o limite de tolerância de $4,15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, justificando, assim, a manutenção de restos culturais no solo e a eliminação da queimada, prática recorrente no manejo do cultivo de cana-de-açúcar para a redução da erosão.

Bezerra e Cantalice (2009) avaliaram como diferentes tipos de cobertura afetam as perdas de solo e água, por meio de uma chuva simulada e constataram que o tratamento de cana-de-açúcar, composto de dossel mais resíduo cultural (palha), perdeu três vezes menos solo que o tratamento composto somente pelo dossel, cinco vezes menos que o composto por resíduos culturais e treze vezes menos que o mantido, sem nenhuma cobertura e submetido às mesmas técnicas de preparo, apresentando as menores taxas de desagregação, maior rugosidade e maior infiltração de água no solo.

Youlton et al. (2016) estudaram como a substituição da área de pastejo de gado de corte por cana-de-açúcar iria afetar as perdas de solo. Por isso, foram analisados os tratamentos compostos de cana-de-açúcar e pastagem de *Brachiaria decumbens* utilizada, para o pastejo de bovinos de corte, em sistema rotacionado e observou-se acréscimo no carregamento de sedimentos. Ainda, de acordo com Youlton et al. (2016), verificaram-se

diferenças entre os tratamentos e ano de coleta de dados. As maiores perdas de solo ocorreram na cana-de-açúcar entre o plantio e início dos eventos pluviométricos de alta erosividade, sendo que as perdas de solo na cana-de-açúcar diminuíram de 2,58 Mg ha⁻¹ano, no primeiro ano para 0,5 Mg ha⁻¹ no segundo ano, por causa do crescimento da cultura e manutenção de restos culturais, enquanto, na área de pastejo, houve perdas líquidas de 0,26 Mg ha⁻¹no primeiro ano, que decresceu para 0,06 Mg ha⁻¹no segundo ano de pesquisa, em razão de grande capacidade de cobertura proporcionada pelas gramíneas africanas (YOULTON et al., 2016).

2.7 Geoestatística

A geoestatística fornece ferramentas que podem ser utilizadas, na caracterização de fenômenos espaciais relacionados ao solo, desde que a variável a ser estudada apresente estrutura de dependência espacial ou temporal (CARVALHO et al., 2013; VIEIRA, 1997). Desta forma, é possível estimar valores relacionados às características e propriedades do solo de certas regiões, como a textura, estrutura, densidade, porosidade ou teor de matéria orgânica (VIEIRA, 1997).

Segundo Carvalho et al. (2013), a estatística espacial, na qual se situa a Geoestatística, difere da estatística clássica, por considerar que a posição, em que um elemento ou amostra se posiciona em uma área, induza à correlação com outros elementos da sua vizinhança e, por isso, são dependentes espacialmente, contribuindo para uma menor necessidade de obter amostras e de que ocorra aleatorização (YAMAMOTO; LANDIM, 2013). Desta maneira, quanto mais próximo ao ponto a ser estudado estiver a amostra, maior será a probabilidade de ter valores próximos. Assim, a diferença de valores, em diferentes locais, dependerá da distância entre dois pontos e sua orientação (CLARK, 1979).

Por meio de um sistema de coordenadas, é possível estimar o quanto a distância e a direção estão influenciando a variável de interesse por meio de semivariogramas (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

2.7.1 Semivariogramas

Na construção de semivariogramas, é considerado que os valores, em diferentes pontos da variável em estudo, podem assumir valores aleatórios, todavia parte das fontes de

variação estará correlacionada à distância. Também assume-se, frequentemente, que valores em diferentes pontos, apresentam a mesma média (CLARK, 1979).

Conforme Yamamoto e Landim (2013), a função semivariograma (h) é definida como a esperança matemática do quadrado da diferença entre os valores de pontos no espaço, separados pelo vetor h , conforme Equação 1:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} E[Z(x) - Z(x + h)]^2 \quad (1)$$

em que cada valor $\gamma(h)$, para um h especificado, é chamado de semivariância, isto é, o semivariograma é a função (ou o gráfico) dos valores das semivariâncias $\gamma(h)$, para cada valor possível de distância h e pode ser estimada, utilizando-se a Equação de Matheron (abaixo):

$$\gamma(h) = (2N(h))^{-1} \sum_{\substack{v(x_i, x_j) \\ \text{tal que:} \\ |x_i - x_j| = h}} [Z(x_i) - Z(x_j)]^2 \quad (2)$$

Em que:

$\gamma(h)$: é a semivariância estimada;

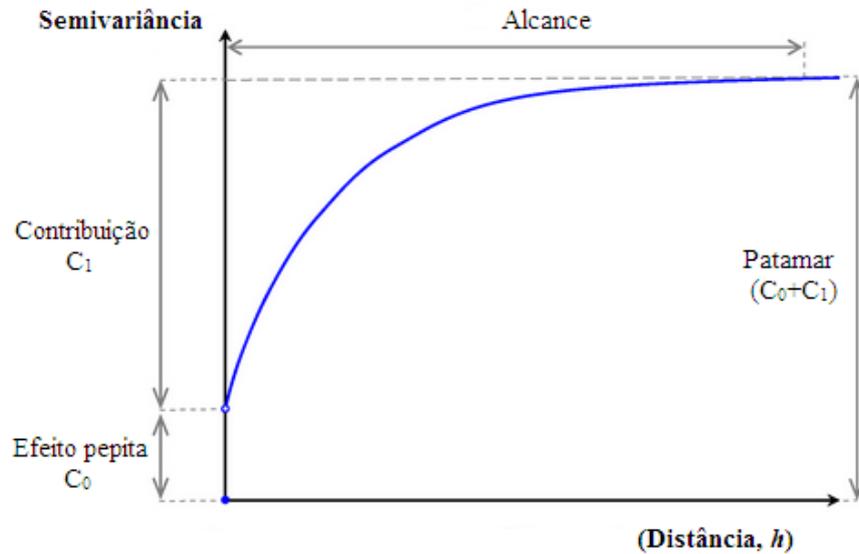
$N(h)$: é o número de pares de valores medidos das distâncias entre si de h ;

$Z(x_i)$ e $Z(x_j)$ são separados pela distância h ;

$Z(x_i)$ e $Z(x_j)$ são valores das observações da variável regionalizada, coletadas nos pontos x_i e x_j , separados pela distância h .

Os semivariogramas (FIGURA 1) são construídos, por meio de todos os pares de coordenadas com uma distância conhecida. Por meio da função semivariogramas, é obtida a semivariância, que representa a parte da variância relacionada aos fenômenos espaciais associados a certo ponto (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

Figura 1 - Representação de um semivariograma típico com patamar.



Fonte: Do autor (2019).

O patamar (C_0+C_1) é o semivariograma, ao atingir um valor próximo da variância a priori dos dados, numa determinada distância (alcance), enquanto o efeito pepita (C_0) está relacionado ao grau de incertezas do banco de dados, causado pela variação aleatória, podendo tanto ser resultado da variabilidade do fenômeno espacial em estudo como a distância mínima de amostragem (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

No ajuste de um semivariogramas, deve ser considerada a presença de anisotropia, tendência e o modelo teórico, para que seja ajustado a um modelo que explique o comportamento do fenômeno espacial associado à variável (VIEIRA, 1997).

2.7.2 Krigagem

A krigagem é um método de interpolação numérico, que faz uso de semivariogramas. Desta forma, apresenta os menores erros de estimativa, por não apresentar tendência e possuir variância mínima se comparado com os demais métodos de estimativa (VIEIRA, 1997; WEBSTER; OLIVER, 2007). Assim, é capaz de prever valores de variáveis, distribuídas no espaço e/ou tempo, com base em valores adjacentes, quando considerados interdependentes pela análise do semivariogramas.

De acordo com Yamamoto e Landim (2013), o estimador da krigagem é considerado linear, por ser formado por uma combinação linear dos dados, ou seja:

$$Z_K^* = \sum_{i=1}^N \lambda_i \cdot Z(x_i) \quad (3)$$

Em que,

λ_i : são os ponderadores;

$Z(x_i)$: são os dados experimentais;

N: número total desses dados;

Z_K^* : é o estimador da krigagem.

As amostras recebem valores de ponderação de 0 a 1, de forma que o somatório do número total desses valores de ponderação (pesos) deve ser igual a 1 (YAMAMOTO; LANDIM, 2013).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

São João Del-Rei (MG) está situada na mesorregião do Campo das Vertentes, possui uma área de 1.452,00 km², sendo que 68,29% deste total é ocupado por pastagem natural; 14,35% representam áreas de remanescentes florestais em mosaico com atividade de agropecuária; 5,23% equivale à atividade de silvicultura e o restante inclui outras classes de utilização (IBGE, 2017).

As coletas de dados foram realizadas no Campo Experimental Risoleta Neves, pertencente à Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais (Epmig), localizada no município de São João Del-Rei (MG), inserida na mesorregião do Campo das Vertentes, com altitude média de 935 m. O clima é do tipo tropical de altitude, apresentando invernos frios e secos e verões quentes e úmidos, Cwa (clima subtropical úmido com inverso seco e verão chuvoso) segundo a classificação de Köppen. A pluviosidade média anual é de 1.468 mm.

O solo predominante na área experimental é o Cambissolo Háplico, caracterizado por apresentar horizontes A e B pouco espessos. O solo em estudo apresenta grande quantidade de cascalho, na profundidade de 0-20 cm e declividade de 12%. A área de Cambissolo foi separada, em três tratamentos de 104 m²: solo descoberto (SD), cultivo de cana-de-açúcar (CA) e pastagem naturalizada (PN).

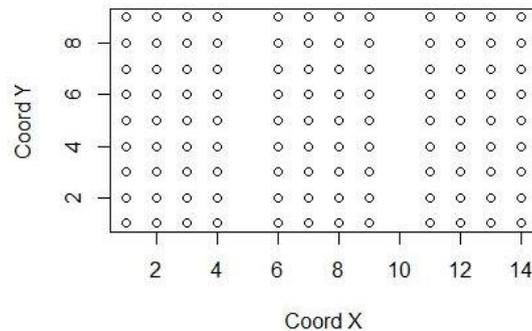
Desses tratamentos, SD e CA foram submetidos previamente à aração e gradagem, com a utilização de grades de discos, sendo que um foi mantido sempre sem cobertura vegetal (SD), por meio de remoção manual e aplicação do herbicida (N-(fosfometil) glicina); no cultivo de cana-de-açúcar (CA), não houve remoção da vegetação rasteira, após o seu crescimento. No tratamento PN, não houve qualquer tipo de manejo. Esta área se encontrava em desuso e era composta por espécies herbáceas e de crescimento decumbente, que estava predominantemente ocupada pelas gramíneas africanas: *Brachiaria decumbens* (braquiariinha) e *Melinis minutiflora* (capim-gordura), que cresceram, espontaneamente na área, estando bem adaptadas à região, por apresentarem baixa exigência em fertilidade do solo e rápido crescimento.

3.1.1 Coleta de dados

3.1.1.1 Alteração da superfície do solo

Em 12/1/2013, foram instalados 108 hastes metálicas de 0,60 m (pinos de erosão), numa altura de 0,20 m (superfície de referência), para cada um dos tratamentos estudados, que apresentavam o mesmo tamanho (104m²), dispostos conforme Figura 2:

Figura 2 - Disposição dos pinos de erosão para cada tratamento.



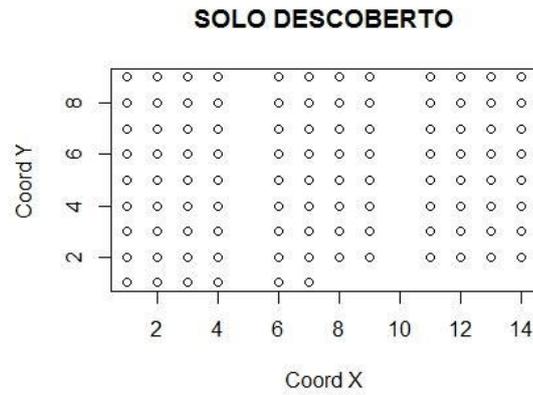
Fonte: Do autor (2019).

Cada tratamento apresentava uma malha de 13 x 8 m e diferiram entre si em relação ao tipo de cobertura e preparo do solo. Os pinos foram instalados a 1 m de distância entre si. Todavia existiam vazios de 2 m, a cada três metros, formando submalhas, que não apresentavam diferenças entre si.

A partir do dia 15/2/2013, ocorreram medições com o objetivo de avaliar o processo de remoção e deposição de sedimentos, que causaram diminuição ou aumento do comprimento da haste metálica, conforme metodologia descrita por Bono et al. (1996) e Santos et al. (1998). Após a primeira semana, o valor medido era subtraído pela medição anterior, para que as mudanças na elevação da superfície não fossem mascaradas (KEARNEY et al., 2018). Foram realizadas 23 medições e a última ocorreu em 18/12/2013.

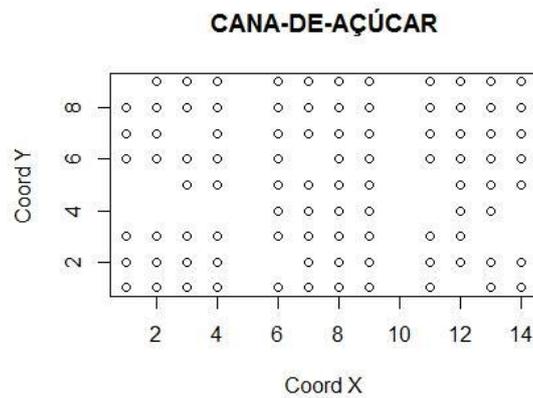
Durante a execução do experimento, houve perda de alguns pinos de erosão instalados, formando malhas irregulares, para todos os tratamentos, em virtude da entrada de animais, formação de cupinzeiro, entre outros fatores, formando valores discrepantes (*outliers*), que poderiam viesar a estimativa de perdas de solo. Os tratamentos com espaços irregulares estão representados nas Figuras 3, 4 e 5.

Figura 3 - Unidades amostrais perdidas para o tratamento de solo descoberto (SD).



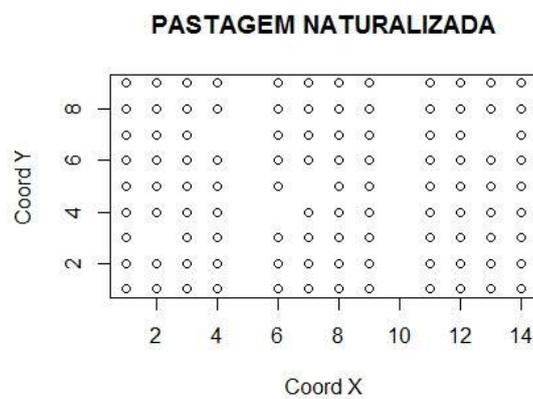
Fonte: Do autor (2019).

Figura 4 - Unidades amostrais perdidas para o tratamento de cana-de-açúcar (CA).



Fonte: Do autor (2019).

Figura 5 - Unidades amostrais perdidas para o tratamento de pastagem naturalizada (PN).



Fonte: Do autor (2019).

3.2 Análise estatística

O conjunto de dados foi analisado no *software* R versão 3.4.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017), com implementação do pacote GeoR (RIBEIRO JÚNIOR; DIGGLE, 2001).

Para a verificação da dependência e da variabilidade espacial e/ou temporal e suas inter-relações, as observações foram referenciadas. Desta forma, o arquivo Geodata apresentou duas coordenadas espaciais x e y , referentes à posição da unidade amostral observada dentro da malha. A variável principal foi a altura superficial do solo nos diferentes pontos.

Foi feita uma análise exploratória dos dados espaciais, com o intuito de conhecer e descrever aspectos importantes do conjunto de dados e, assim, detectar valores discrepantes, que poderão influenciar na construção de semivariogramas. Outro objetivo desta análise exploratória foi detectar a presença de tendência, ou seja, não estacionaridade da variável.

Para a detecção de dependência, foram construídos semivariogramas experimentais, nos pontos restantes de cada tratamento, utilizando-se do estimador robusto de Cressie e Hawkins:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2} \frac{\left[N(h)^{-1} \sum_{i=1}^{N(h)} \sqrt{|Z(s_i+h) - Z(s_i)|} \right]^4}{0,457 + \frac{0,494}{N(h)}} \quad (4)$$

Em que:

$\gamma(h)$ é o valor da estimativa da semivariância;

$Z(s_i)$ é o valor da variável Z no ponto s_i ;

$Z(s_i + h)$ é o valor da variável Z no ponto $s_i + h$;

$N(h)$ é o número de pares separados por uma determinada distância h .

Assim, foi possível a construção de semivariogramas experimentais, que caracterizaram a dependência espacial do conjunto de dados. Por intermédio do semivariogramas experimental, ajustou-se o modelo teórico. O semivariogramas teóricos foi ajustado, inicialmente, de forma visual e, logo em seguida, utilizou-se o método dos mínimos quadrados ponderados (MQP), conforme os modelos teóricos Gaussiano, *Wave* (Cardinal-Seno), Esférico, Linear ou Efeito Efeito Pepita-Puro, que representava a estrutura ou ausência

de dependência espacial relacionada à altura superficial do solo pelos pinos de erosão, fornecendo as estimativas de semivariância para todas as possíveis distâncias (h).

Já a qualidade dos ajustes e o grau de dependência espacial por período de coleta foram avaliados e medidos, por meio do índice de dependência espacial (*IDE*), proposto em trabalhos de Appel Neto et al. (2018) e Seidel e Oliveira (2014, 2016) e por considerarem não somente a relação entre a contribuição e efeito pepita, mas também o alcance da dependência espacial, calculado por:

$$IDE_{(Modelo)}(\%) = FM \cdot \left(\frac{C_1}{C_0 + C_1} \right) \cdot \left(\frac{a}{0,5.MD} \right) \cdot 100 \quad (5)$$

Sendo,

FM, o fator do modelo teórico escolhido; valores de 0,375; 0,317; 0,504; e 0,589 para os modelos Esférico, Gaussiano e *Wave*, respectivamente e de 0 para o Efeito Pepita-Puro (APPEL NETO et al., 2018; SEIDEL; OLIVEIRA, 2014).

C_0 , o efeito pepita;

C_1 , a contribuição;

a , o alcance prático;

$0,5.MD$, o valor que corresponde a 50% da máxima distância atingida (*MD*) entre os pontos amostrados.

Para cada modelo, assumiram-se os intervalos diferentes:

Modelo Esférico, dependência espacial baixa para $IDE \leq 7\%$, moderada para $11\% < IDE \leq 24\%$ e forte para $IDE > 24\%$.

Modelo Gaussiano, dependência espacial baixa para $IDE \leq 9\%$, moderada para $9\% < IDE \leq 20\%$ e forte para $IDE > 20\%$.

Modelo *Wave*, dependência espacial baixa para $IDE \leq 11\%$, moderada para $11\% < IDE \leq 24\%$ e forte para $IDE > 24\%$.

Após essas verificações, foram utilizadas interpolações, usando krigagem ordinária, para a predição e o mapeamento das variações espaciais e recuperação das unidades amostrais perdidas ou não amostradas, que no total foram 24 para SD, 34 para CA e 23 para PN.

3.3 Cálculo das perdas de solo

Após a krigagem e obtenção dos dados faltantes, as perdas de solo foram estimadas pela equação, conforme a metodologia de Bono et al. (1996), Haigh (1977), Hancock e Lowry (2015) e Santos et al. (1998):

$$P = h \cdot A \cdot Ds \cdot Fc \quad (6)$$

Sendo,

P = perdas de solo, em Mg ha^{-1} ;

h = média aritmética de alteração de nível de superfície do solo, medida nos pinos, em metros (m);

A = área considerada (104 m^2), com extrapolação para 10.000 m^2 ;

Ds = densidade do solo (Mg m^{-3});

Fc = fator de correção para hectare.

Para a obtenção de h , subtraíram-se os valores associados à deposição (positivos) dos valores de arraste do solo (negativos). Os valores de superfície do solo relacionados às perdas foram aqueles que em que o arraste foi superior à deposição, caso contrário, as perdas foram nulas, pois apresentaram valores de deposição (positivos) maiores que o de arraste (negativos).

3.3.1 Reconstituição dos pontos não amostrados

Por meio dos mapas de predição gerados, a partir da krigagem dos dados, após modelagem dos semivariogramas experimentais, obtiveram-se os possíveis valores da altura superficial do solo em cada período de coleta e tratamento. Assim, os espaços faltantes, em cada tratamento (FIGURAS 3, 4 e 5), foram preenchidos com valores correspondentes à escala de cor, na posição dos espaços, em que deveriam estar os pinos de erosão.

Os valores correspondentes às cores foram obtidos de forma aleatória, por meio da função: `runif()` do software R versão 3.4.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2017) e incorporados à planilha para posterior cálculo de perdas de solo.

3.4 Análise da atividade erosiva

O volume de solo movimentado (m^3) por tratamento foi calculado com a finalidade de se obter a atividade erosiva, que considerou tanto os valores de deposição como os de arraste do solo, contribuindo, assim, para uma melhor caracterização dos fenômenos erosivos, em cada tratamento, já que, no cálculo de perdas de solo, não se considera a deposição, mas somente as perdas (KEARNEY et al., 2018).

Portanto o volume de solo movimentado (VSM) foi obtido:

$$VSM(m^3) = \sum h_{(pos)} \cdot A + \sum h_{(neg)} \cdot A \quad (7)$$

Em que ,

$h_{(pos)}$ = média aritmética de alteração de nível de superfície do solo dos valores positivos, associada à deposição, medida nos pinos, em metros (m);

$h_{(neg)}$ = média aritmética de alteração de nível de superfície do solo dos valores negativos, associada ao arraste, medida nos pinos, em metros (m);

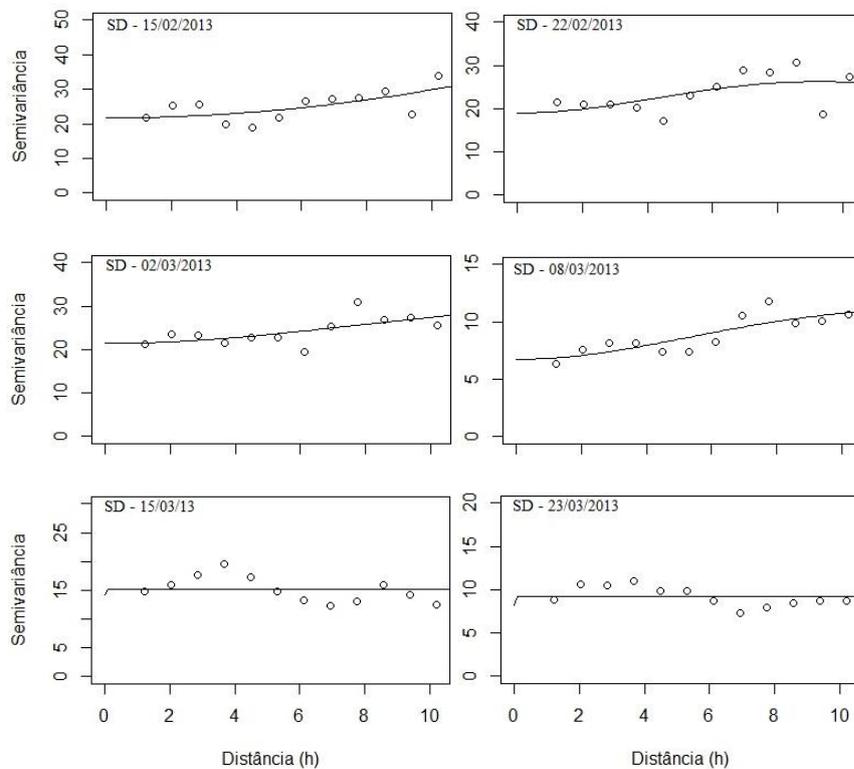
$A = 1 \text{ m}^2$ (um metro quadrado), equivalente à distância entre dois pinos de erosão, distantes a 1 m entre si.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme as Figuras 6 a 15, exceção para o tratamento da cana-de-açúcar, os semivariogramas obtiveram de ausente (modelo Efeito Pepita-Puro), baixa, moderada e forte correlação de dependência espacial, para os três diferentes tipos de cobertura, variando em relação às datas de medições e posição e formato dos pontos do semivariogramas experimental.

Figura 6 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

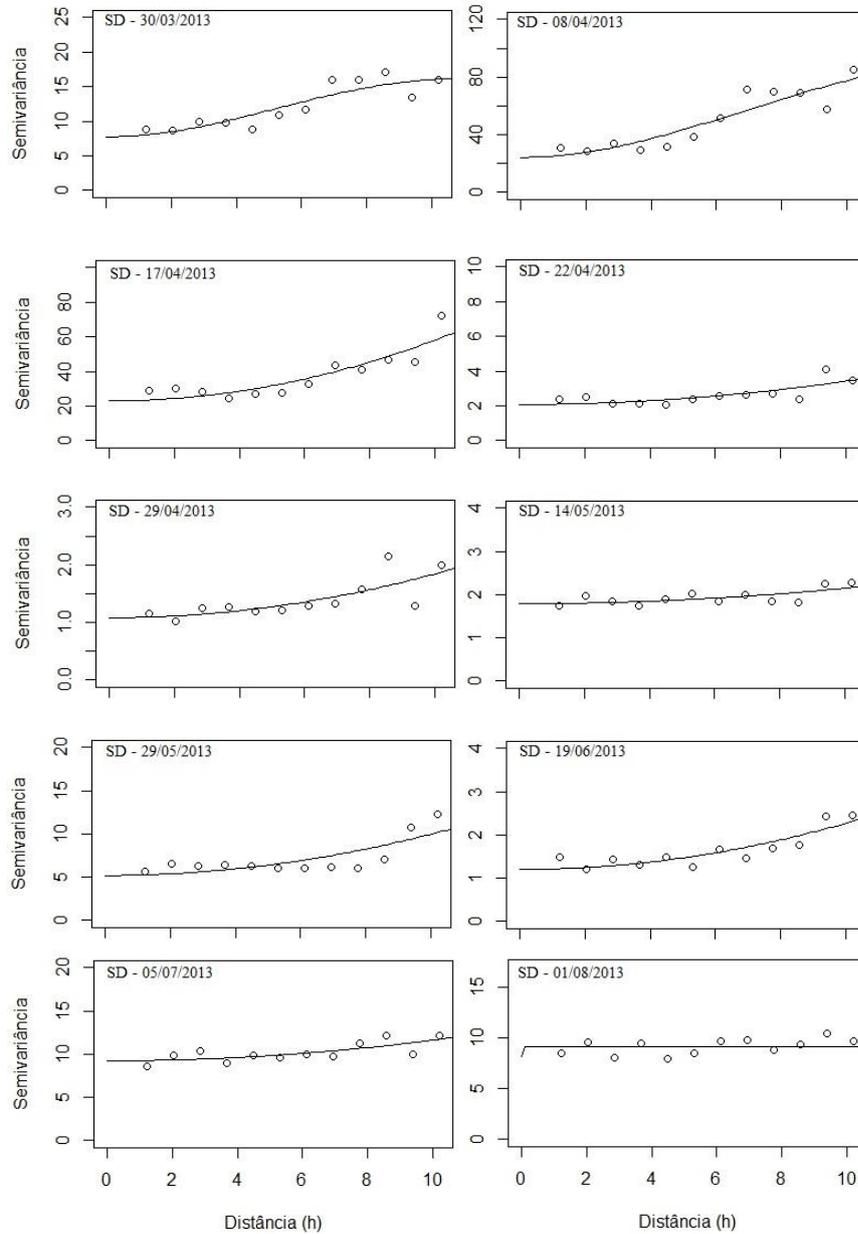
SOLO DESCOBERTO



Fonte: Do autor (2019).

Figura 7 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

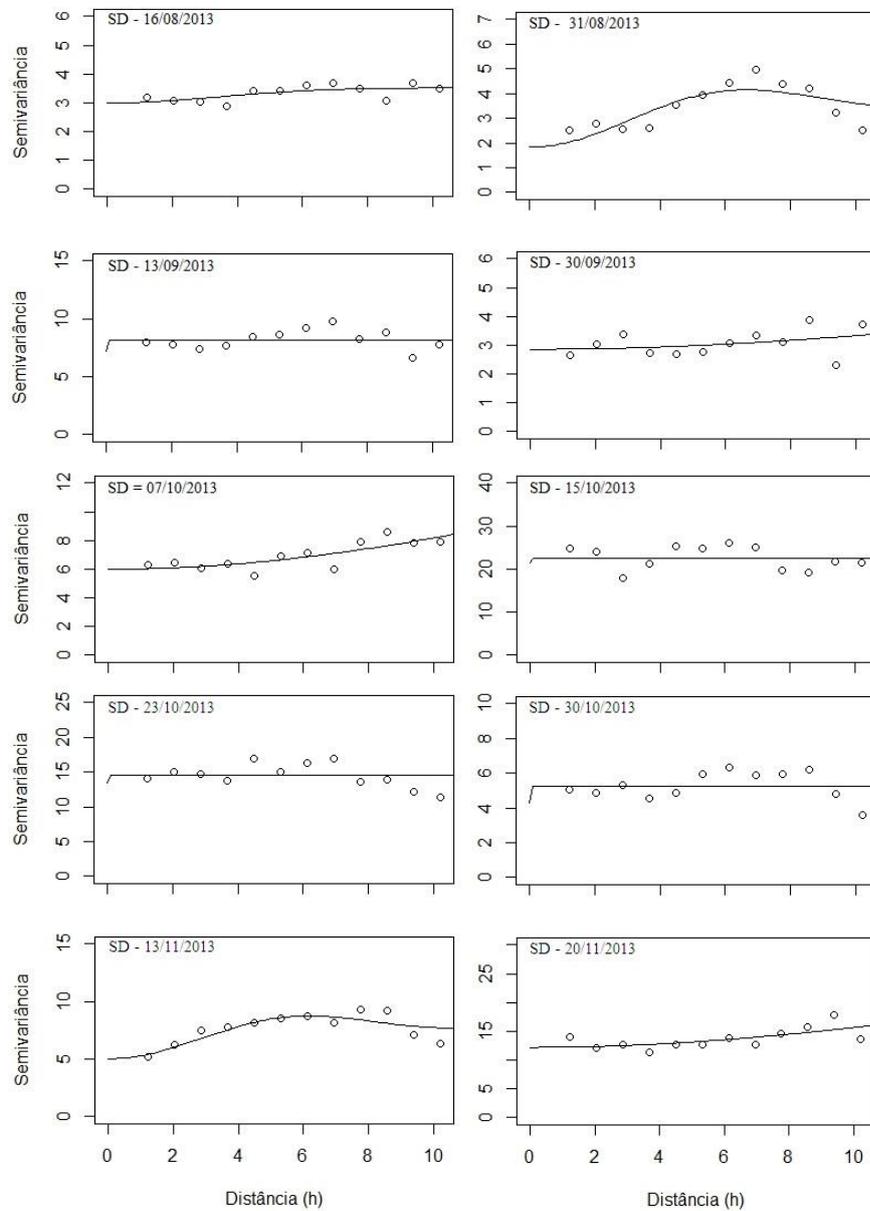
SOLO DESCOBERTO



Fonte: Do autor (2019).

Figura 8 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

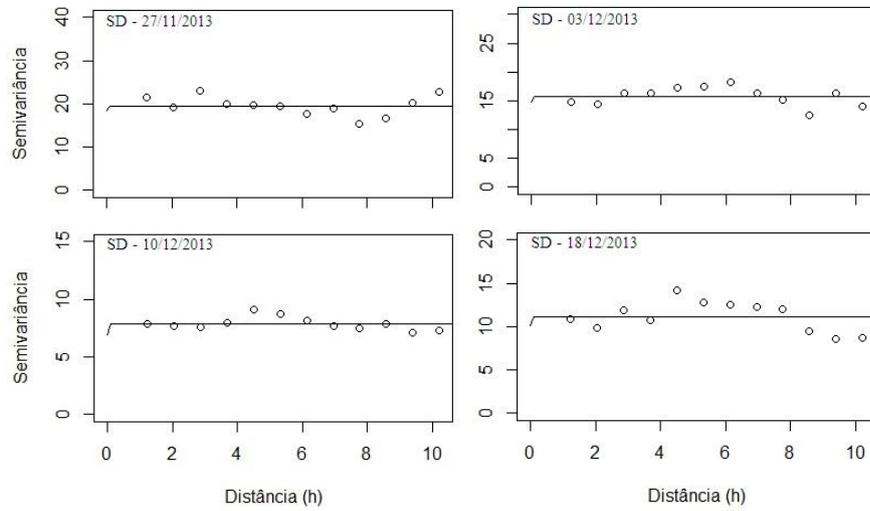
SOLO DESCOBERTO



Fonte: Do autor (2019).

Figura 9 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

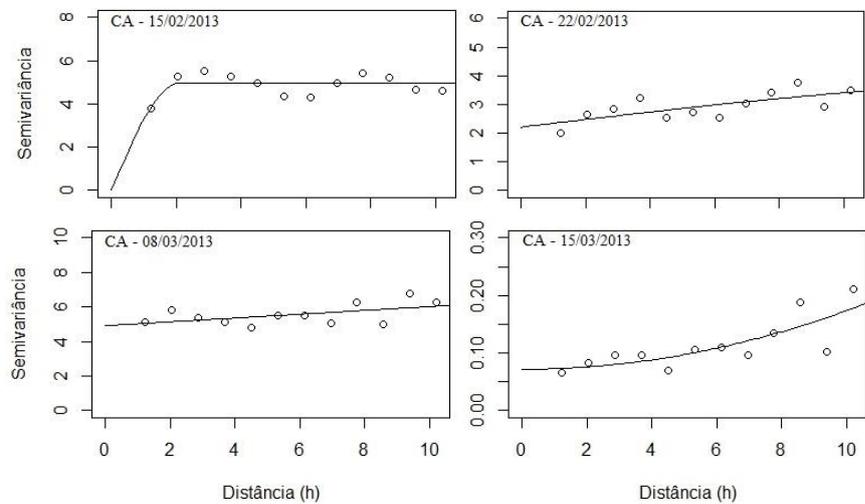
SOLO DESCOBERTO



Fonte: Do autor (2019).

Figura 10 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

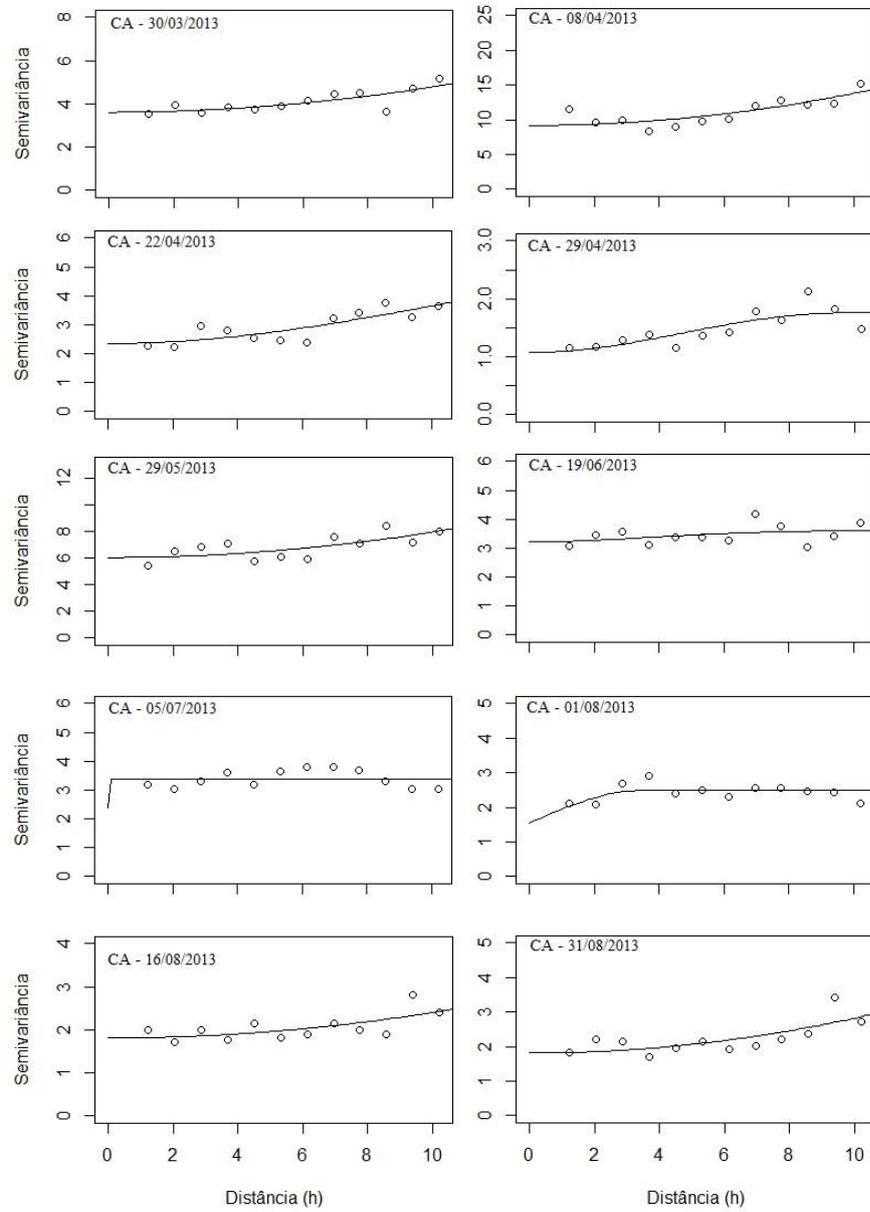
CANA-DE-AÇÚCAR



Fonte: Do autor (2019).

Figura 11 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

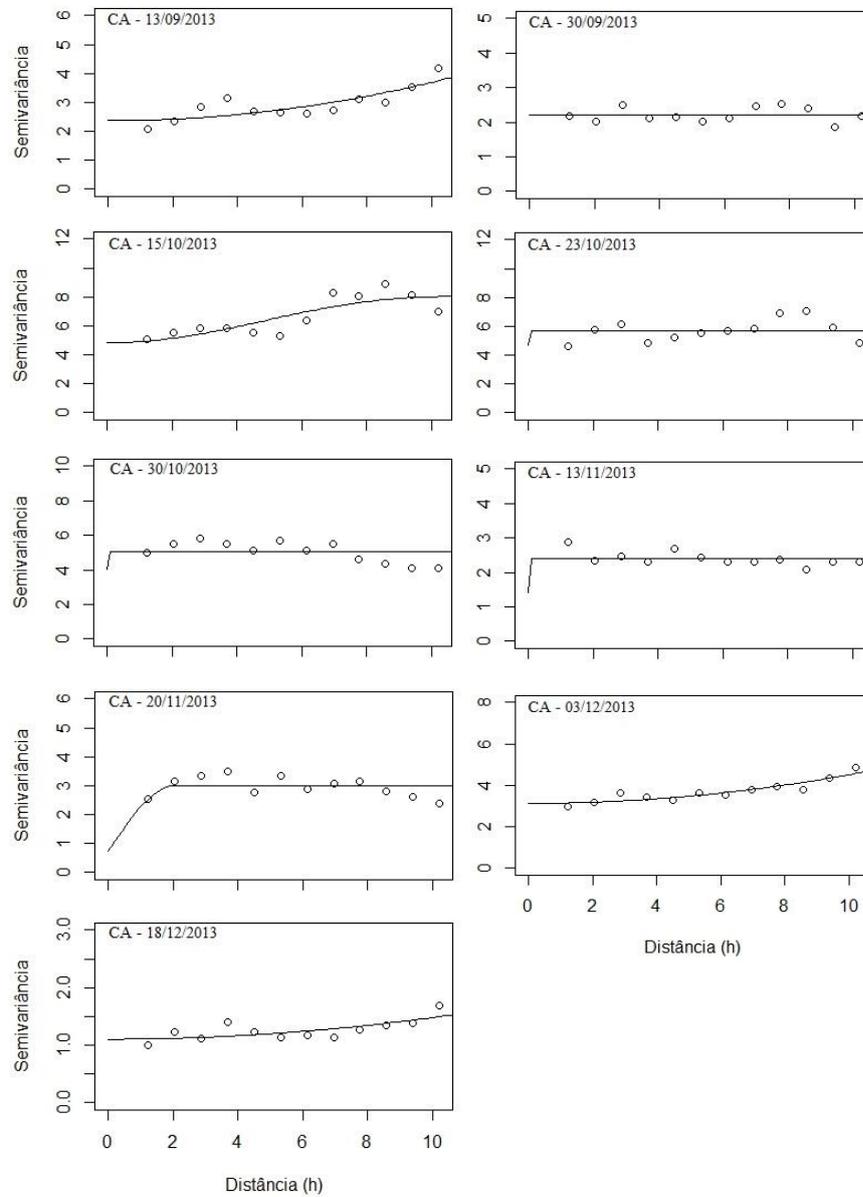
CANA-DE-AÇÚCAR



Fonte: Do autor (2019).

Figura 12 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

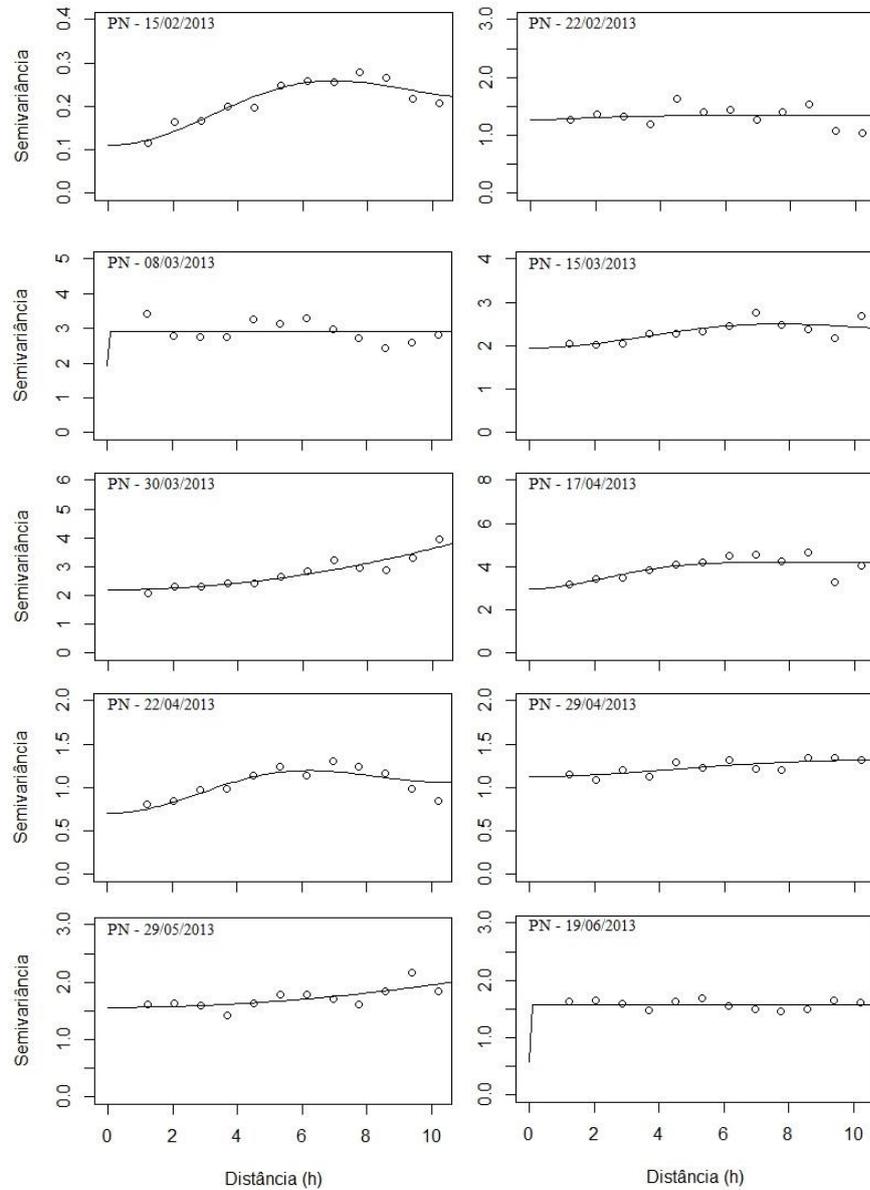
CANA-DE-AÇÚCAR



Fonte: Do autor (2019).

Figura 13 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

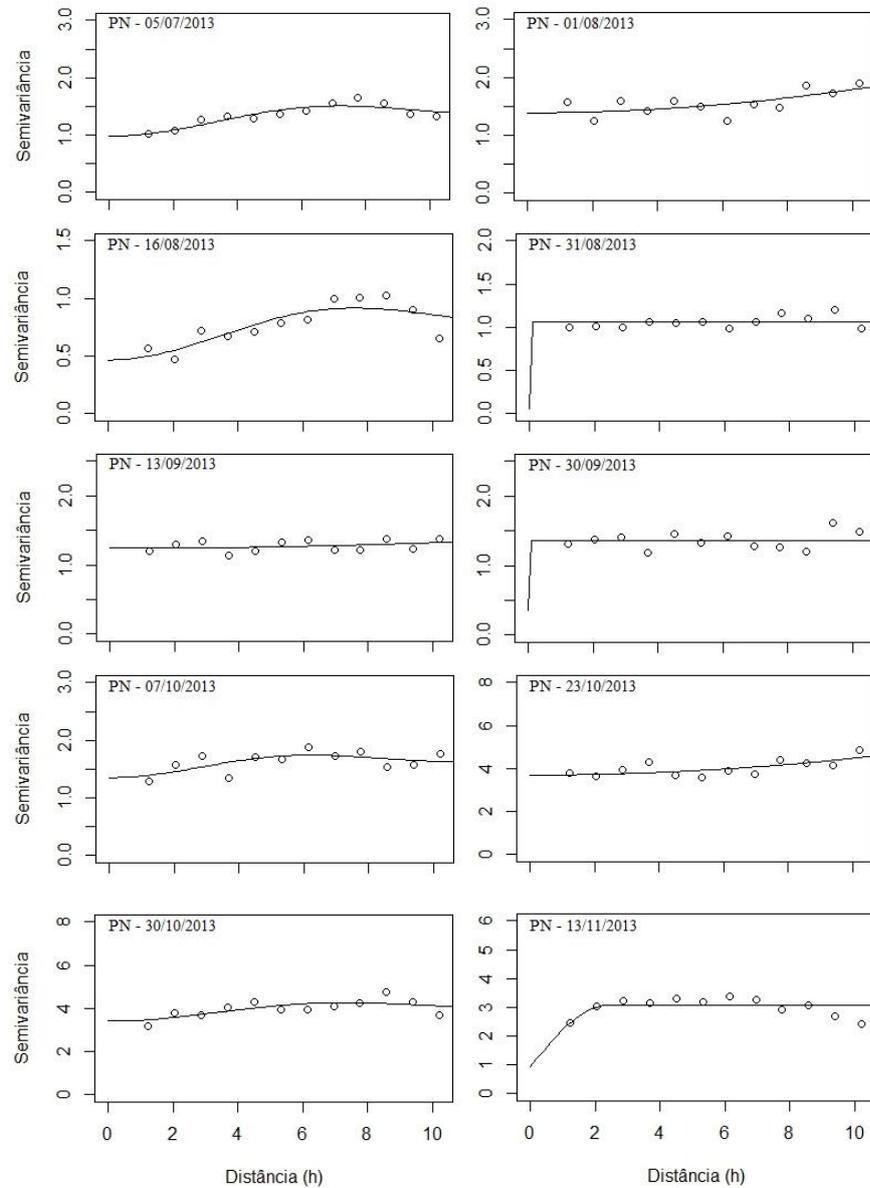
PASTAGEM NATURALIZADA



Fonte: Do autor (2019).

Figura 14 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

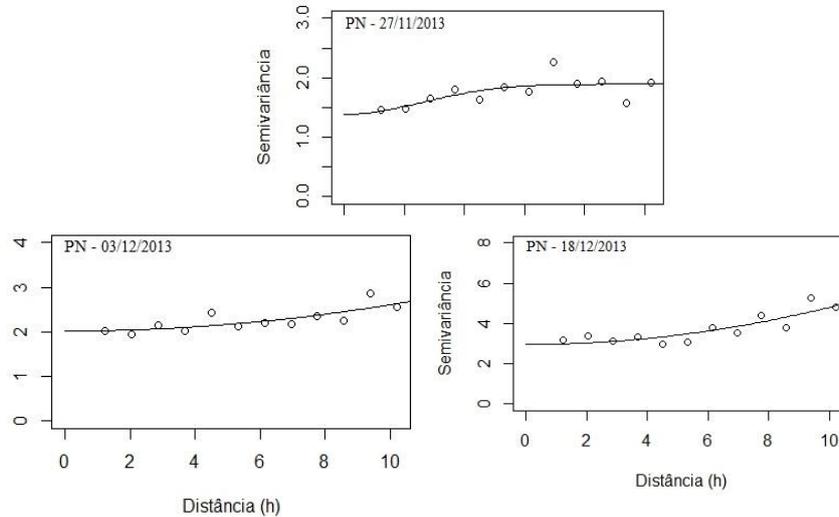
PASTAGEM NATURALIZADA



Fonte: Do autor (2019).

Figura 15 - Semivariogramas teóricos da altura superficial do solo em diferentes datas de coleta.

PASTAGEM NATURALIZADA



Fonte: Do autor (2019).

A baixa relação de dependência espacial e a presença do modelo Efeito Pepita-Puro podem indicar que a altura superficial do solo é afetada, em sua maioria, por fatores externos não relacionados à posição do pino dentro da malha, como o volume de precipitação, umidade, volume de sedimentos carregados para dentro da parcela via enxurrada (CARVALHO et al., 2013).

Outros parâmetros que devem ser observados nos semivariogramas é a presença de patamar e alcance. Não foi observada a presença de patamar, para todos os semivariogramas, com exceção dos tratamentos e datas de medição: solo descoberto (SD) nos dias 22/2, 30/3, 16/8, 31/8, 30/9 e 13/11/2013; cana-de-açúcar (CA) nos dias 15/2, 11/7, 19/6, 1/8, 15/10 e 20/11/2013; pastagem naturalizada (PN) nos dias 15/2, 15/3, 17/4, 5/7 16/8, 7/10, 30/10, 13/11 e 27/11/2013. O alcance indica até qual distância os pontos observados estão correlacionados entre si, ou seja, quanto maior é o alcance, maior é a variabilidade dos dados, naquela distância estudada (RUIZ; ZANATA; PISSARA, 2016). Assim, os modelos sem patamar definido apresentaram capacidade infinita de dispersão, não sendo possível explicar, em qual distância é atingida a variância máxima dos dados, com exceção dos já citados, sendo recomendado que a malha apresente espaçamento menor entre os pontos amostrados (CARVALHO et al., 2013).

O tratamento solo descoberto (TABELA 1) apresentou, em média, um maior efeito pepita de 10,0 mm, seguido pela cana-de-açúcar (TABELA 2) com 3,4 mm e pastagem naturalizada (TABELA 3) com 1,4 mm de média. O efeito pepita representa toda a fonte de

variabilidade que não foi possível ser correlacionada com a menor distância amostral, podendo indicar dependência espacial aleatória, bem como erros de medição (WEBSTER; OLIVER, 2007). A área sem cobertura vegetal pode ter sido mais afetada pelo efeito pepita, por estar mais susceptível a eventos climáticos, fazendo com que a posição do pino de erosão dentro da malha esteja pouco correlacionada com a altura superficial registrada (COUPER; STOTT; MADDOCK, 2002).

Tabela 1 - Parâmetros dos modelos teóricos de semivariância ajustados, para a altura superficial do solo (mm), no tratamento solo descoberto e datas de medições.

SOLO DESCOBERTO							
Data	Modelo	Alcance (m)	C₀	C₀+C₁	C₁/C₀+C₁	IDE	Classificação
15/2/2013	Linear	-	21,00	25,00	0,16	-	Sem Patamar
22/2/2013	Wave	10	20,00	25,00	0,20	18%	Moderada
2/3/2013	Linear	-	20,50	24,00	0,15	-	Sem Patamar
8/3/2013	Linear	-	6,20	9,50	0,35	-	Sem Patamar
15/3/2013	Efeito Pepita-Puro	-	15,00	15,00	0,00	0%	Ausente
23/3/2013	Efeito Pepita-Puro	-	9,80	9,80	0,00	0%	Ausente
30/3/2013	Wave	12,74	7,00	13,00	0,46	52%	Forte
8/4/2013	Linear	-	22,00	70,00	0,69	-	Sem Patamar
17/4/2013	Linear	-	22,00	58,00	0,62	-	Sem Patamar
22/4/2013	Linear	-	2,00	2,50	0,20	-	Sem Patamar
29/4/2013	Linear	-	1,00	1,70	0,41	-	Sem Patamar
14/5/2013	Linear	-	1,80	2,10	0,14	-	Sem Patamar
29/5/2013	Linear	-	5,00	8,00	0,38	-	Sem Patamar
19/6/2013	Linear	-	1,20	1,80	0,33	-	Sem Patamar
5/7/2013	Linear	-	9,00	11,00	0,18	-	Sem Patamar
1/8/2013	Efeito Pepita-Puro	-	9,00	9,00	0,00	-	Sem Patamar
16/8/2013	Gaussiano	12,10	3,00	3,20	0,06	6%	Fraca
31/8/2013	Wave	6	2,00	3,80	0,47	26%	Forte
13/9/2013	Efeito Pepita-Puro	-	7,00	7,00	0,00	0%	Ausente
30/9/2013	Wave	12,1	3,00	3,10	0,03	4%	Fraca
7/10/2013	Linear	-	6,00	7,00	0,14	-	Sem Patamar
15/10/2013	Efeito Pepita-Puro	-	16,00	16,00	0,00	0%	Ausente
23/10/2013	Efeito Pepita-Puro	-	15,00	15,00	0,00	0%	Ausente
30/10/2013	Efeito Pepita-Puro	-	5,00	5,00	0,00	0%	Ausente
13/11/2013	Wave	5	5,00	8,00	0,38	17%	Moderada
20/11/2013	Gaussiano	-	12,00	14,00	0,14	0%	Ausente
27/11/2013	Efeito Pepita-Puro	-	20,00	20,00	0,00	0%	Ausente
3/12/2013	Efeito Pepita-Puro	-	15,00	15,00	0,00	0%	Ausente
10/12/2013	Efeito Pepita-Puro	-	7,00	7,00	0,00	0%	Ausente
18/12/2013	Efeito Pepita-Puro	-	12,00	12,00	0,00	0%	Ausente
MÉDIA DE C ₀			10,01667				

Fonte: Do autor (2019).

Tabela 2- Parâmetros dos modelos teóricos de semivariância ajustados, para a altura superficial do solo (mm), no tratamento cana-de-açúcar e datas de medições.

CANA-DE-AÇÚCAR							
Data	Modelo	Alcance (m)	C ₀	C ₀ +C ₁	C ₁ /C ₀ +C ₁	IDE	Classificação
15/2/2013	Esférico	2,00	1,00	5,20	0,81	10%	Moderada
22/2/2013	Linear	-	2,10	3,00	0,30	-	Sem Patamar
08/3/2013	Linear	-	4,80	5,60	0,14	-	Sem Patamar
15/3/2013	Linear	-	0,06	0,18	0,67	-	Sem Patamar
30/3/2013	Linear	-	3,80	4,40	0,14	-	Sem Patamar
08/4/2013	Linear	-	9,00	12,00	0,25	-	Sem Patamar
22/4/2013	Linear	-	2,20	3,20	0,31	-	Sem Patamar
29/4/2013	Wave	11,70	1,10	1,50	0,27	29%	Forte
29/5/2013	Linear	-	6,00	6,30	0,05	-	Sem Patamar
19/6/2013	Gaussiano	12,10	3,20	3,40	0,06	6%	Fraca
5/7/2013	Efeito Pepita-Puro	-	3,20	2,20	-0,45	0%	Ausente
1/8/2013	Esférico	3,00	1,50	2,30	0,35	6%	Fraca
16/8/2013	Linear	-	1,90	2,10	0,10	-	Sem Patamar
31/8/2013	Linear	-	1,90	2,70	0,30	-	Sem Patamar
13/9/2013	Linear	-	2,20	3,40	0,35	-	Sem Patamar
30/9/2013	Efeito Pepita-Puro	-	2,10	2,10	0,00	0%	Ausente
15/10/2013	Wave	11,60	4,80	7,90	0,39	42%	Forte
23/10/2013	Efeito Pepita-Puro	-	5,90	5,90	0,00	0%	Ausente
30/10/2013	Efeito Pepita-Puro	-	4,90	4,90	0,00	0%	Ausente
13/11/2013	Efeito Pepita-Puro	-	2,30	2,30	0,00	0%	Ausente
20/11/2013	Esférico	2,00	0,80	3,00	0,73	9%	Moderada
3/12/2013	Linear	-	3,40	4,10	0,17	-	Sem Patamar
18/12/2013	Linear	-	1,10	1,30	0,15	-	Sem Patamar
MÉDIA DE C ₀			3,011304				

Fonte: Do autor (2019).

Tabela 3 - Parâmetros dos modelos teóricos de semivariância ajustados, para a altura superficial do solo (mm), no tratamento pastagem natural e datas de medições.

PASTAGEM NATURALIZADA							
Data	Modelo	Alcance (m)	C ₀	C ₀ +C ₁	C ₁ /C ₀ +C ₁	IDE	Classificação
15/2/2013	Wave	7,00	0,10	0,26	0,62	40%	Forte
22/2/2013	Efeito Pepita-Puro	-	1,60	1,60	0,00	0%	Ausente
08/3/2013	Efeito Pepita-Puro	-	2,90	2,90	0,00	0%	Ausente
15/3/2013	Wave	7,50	2,00	2,30	0,13	9%	Fraca
30/3/2013	Linear	-	2,10	3,60	0,42	-	Sem Patamar
17/4/2013	Gaussiano	6,00	3,10	3,90	0,21	10%	Fraca
22/4/2013	Wave	5,40	0,65	1,20	0,46	23%	Moderada
29/4/2013	Linear	-	1,10	1,30	0,15	-	Sem Patamar
29/5/2013	Linear	-	1,50	1,70	0,12	-	Sem Patamar
19/6/2013	Efeito Pepita-Puro	-	1,55	1,55	0,00	0%	Ausente
05/7/2013	Gaussiano	6,00	1,00	1,50	0,33	4%	Fraca
01/8/2013	Linear	12,74	1,40	1,80	0,22	6%	Fraca
16/8/2013	Wave	7	0,50	0,70	0,29	5%	Fraca
31/8/2013	Efeito Pepita-Puro	-	1,10	1,10	0,00	-	Ausente
13/9/2013	Efeito Pepita-Puro	-	1,30	1,30	0,00	-	Ausente
30/9/2013	Efeito Pepita-Puro	-	1,40	1,40	0,00	-	Ausente
7/10/2013	Wave	6,00	1,40	1,60	0,13	7%	Fraca
23/10/2013	Linear	-	3,90	4,10	0,05	-	Sem Patamar
30/10/2013	Wave	6,00	3,80	3,90	0,03	1%	Fraca
13/11/2013	Esférico	2,00	1,00	3,00	0,67	8%	Moderada
27/11/2013	Esférico	5,20	1,40	1,60	0,13	4%	Fraca
3/12/2013	Linear	-	2,00	2,35	0,15	-	Sem Patamar
18/12/2013	Linear	-	2,50	5,30	0,53	-	Sem Patamar
MÉDIA DE C ₀			1,7				

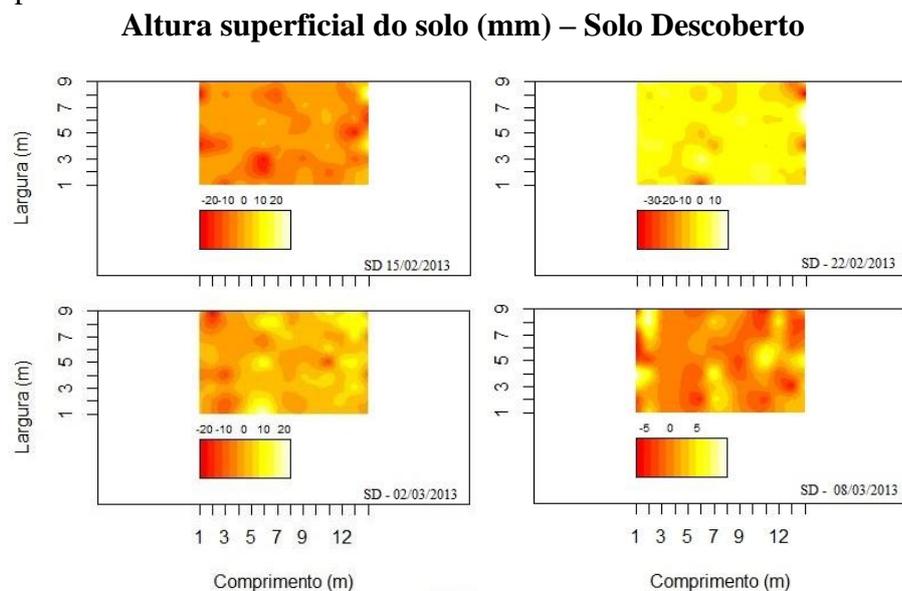
Fonte: Do autor (2019).

O modelo que esteve associado aos maiores valores do IDE foi o *Wave* para todos os tratamentos. De acordo com Hancock e Lowry (2015), os pinos de erosão passam por eventos cíclicos de erosão e deposição, o que demonstra uma complexa relação e dificuldade em estabelecer um padrão. Independentemente de sua posição, no topo ou na base de uma área declivosa, podem ocorrer acúmulos ou perdas de sedimentos, fazendo com que esses padrões sejam bem variáveis. Os autores não descartam a hipótese de que os sedimentos se movam em ondas, nas quais, após eventos erosivos, os sedimentos sejam mobilizados e em eventos seguintes sejam transportados. Assim, foi possível também observar a estrutura de dependência espacial, por meio do índice de dependência espacial (IDE), em solos com coberturas (CA e PN), ou/e épocas de baixa precipitação pluviométrica na região, de maio a agosto, que é quando houve menor influência de fatores ambientais externos.

O modelo esférico (TABELAS 2 e 3) esteve associado aos semivariogramas com o IDE's moderads. Bertolani et al. (2000), estudando a presença de dependência espacial associada a microrelevos e sua capacidade de reterem a água, observaram que o modelo esférico e o exponencial foram os modelos mais utilizados no ajuste de semivariogramas estudados. Resultados também observados por Carvalho, Silveira e Vieira (2002) e Ruiz, Zanata e Pissara (2016), ao avaliarem que os modelos esféricos, exponenciais e gaussiano foram os que melhor se ajustaram aos semivariogramas relacionados à presença de nutrientes em diferentes profundidades do solo.

Por meio da krigagem dos dados, foi possível obter mapas de predição da altura superficial do solo, para cada período de coleta.

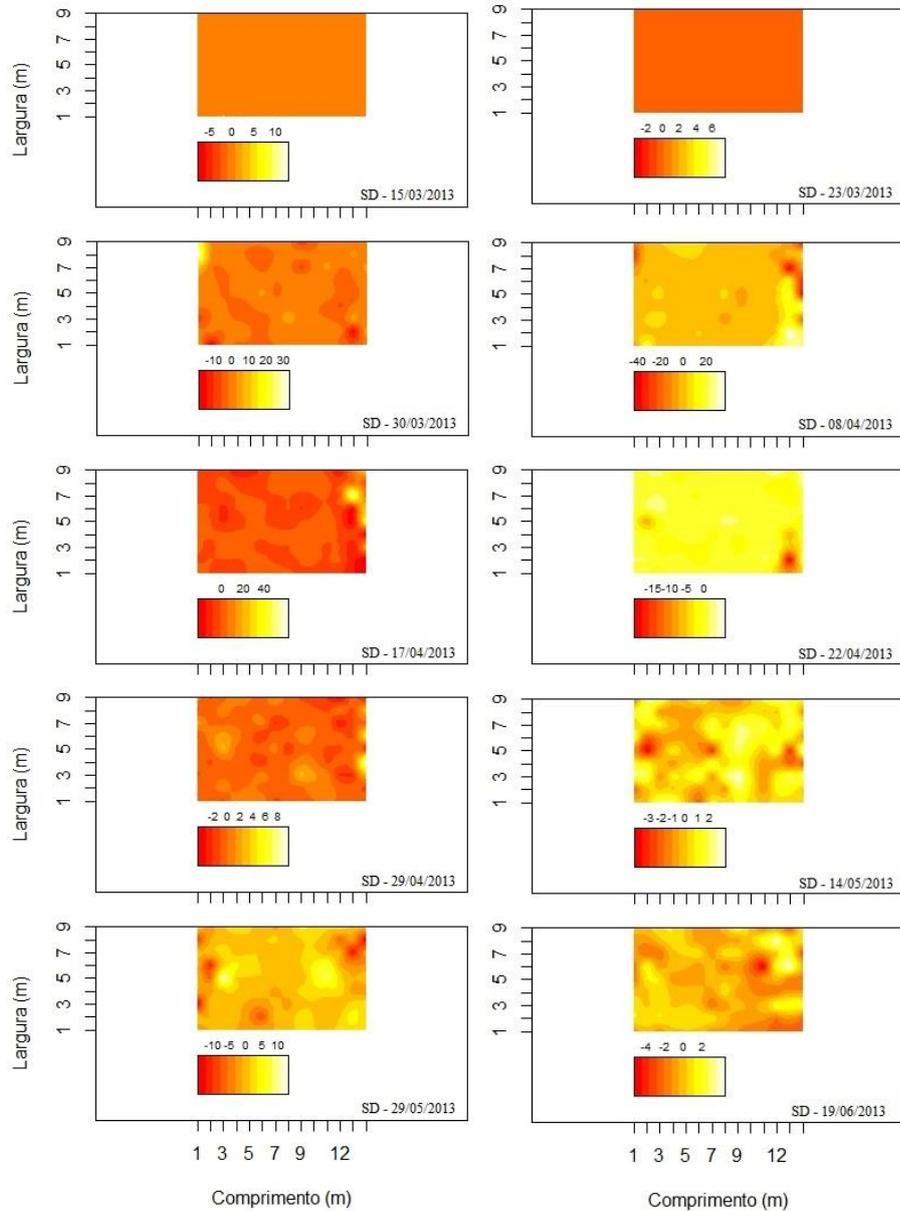
Figura 16 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.



Fonte: Do autor (2019).

Figura 17 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.

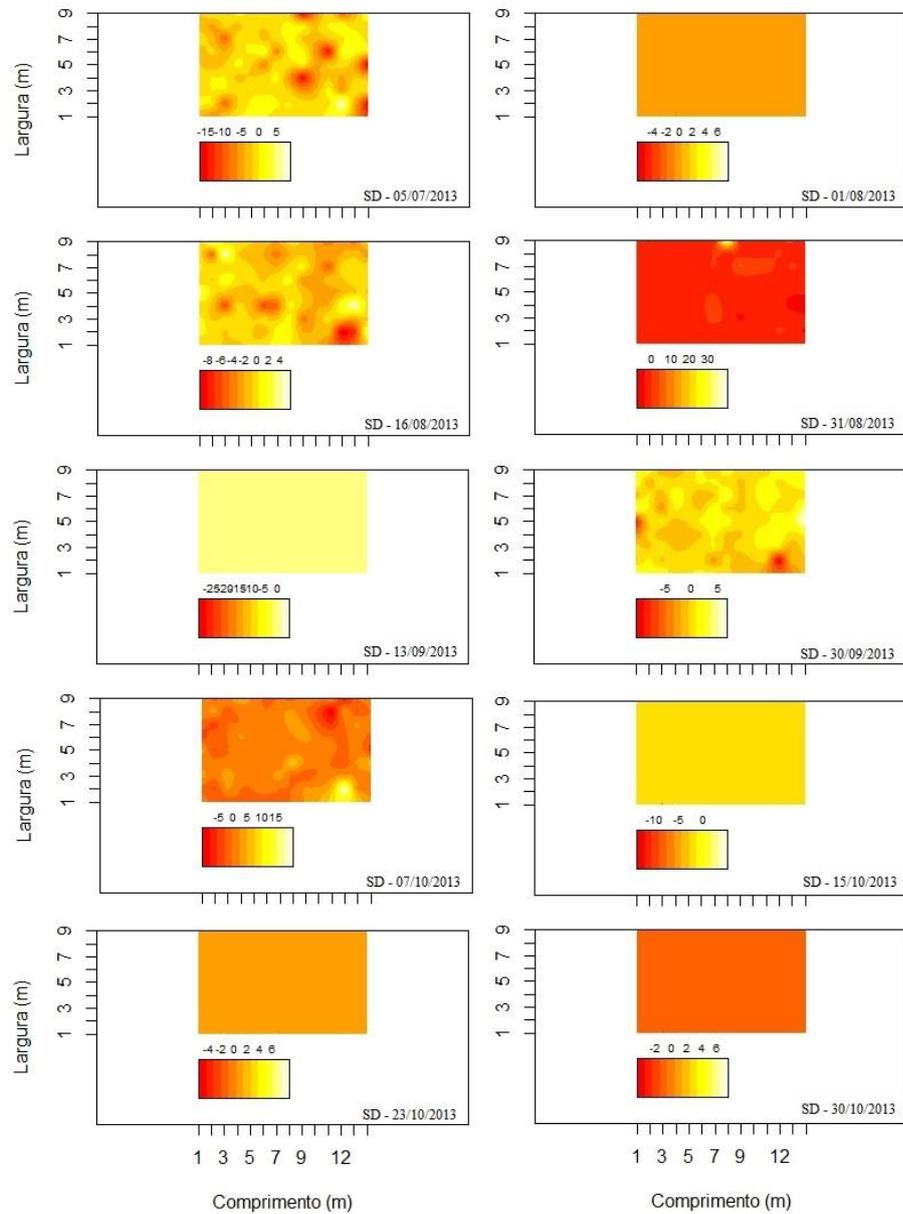
Altura superficial do solo (mm) – Solo Descoberto



Fonte: Do autor (2019).

Figura 18 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.

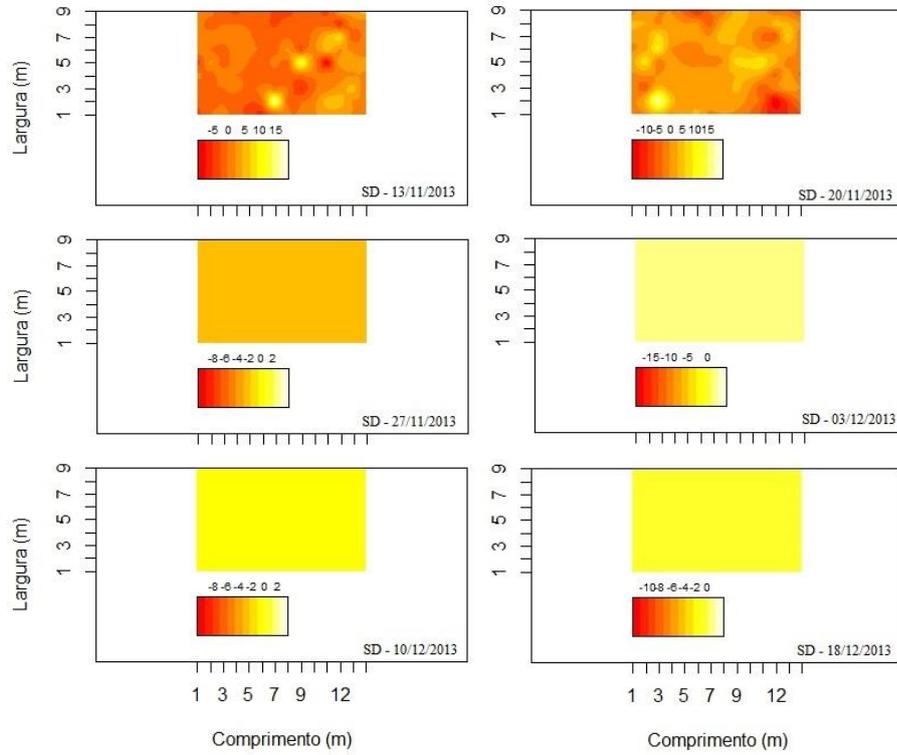
Altura superficial do solo (mm) – Solo Descoberto



Fonte: Do autor (2019).

Figura 19 - Mapas de possíveis valores (mm) para solo descoberto (SD) em diferentes períodos de coleta.

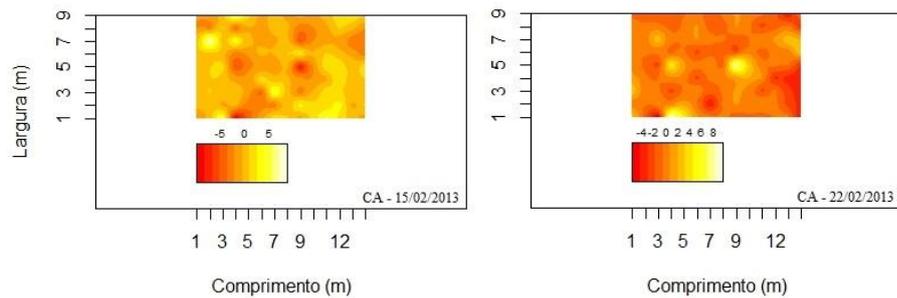
Altura superficial do solo (mm) – Solo Descoberto



Fonte: Do autor (2019).

Figura 20 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.

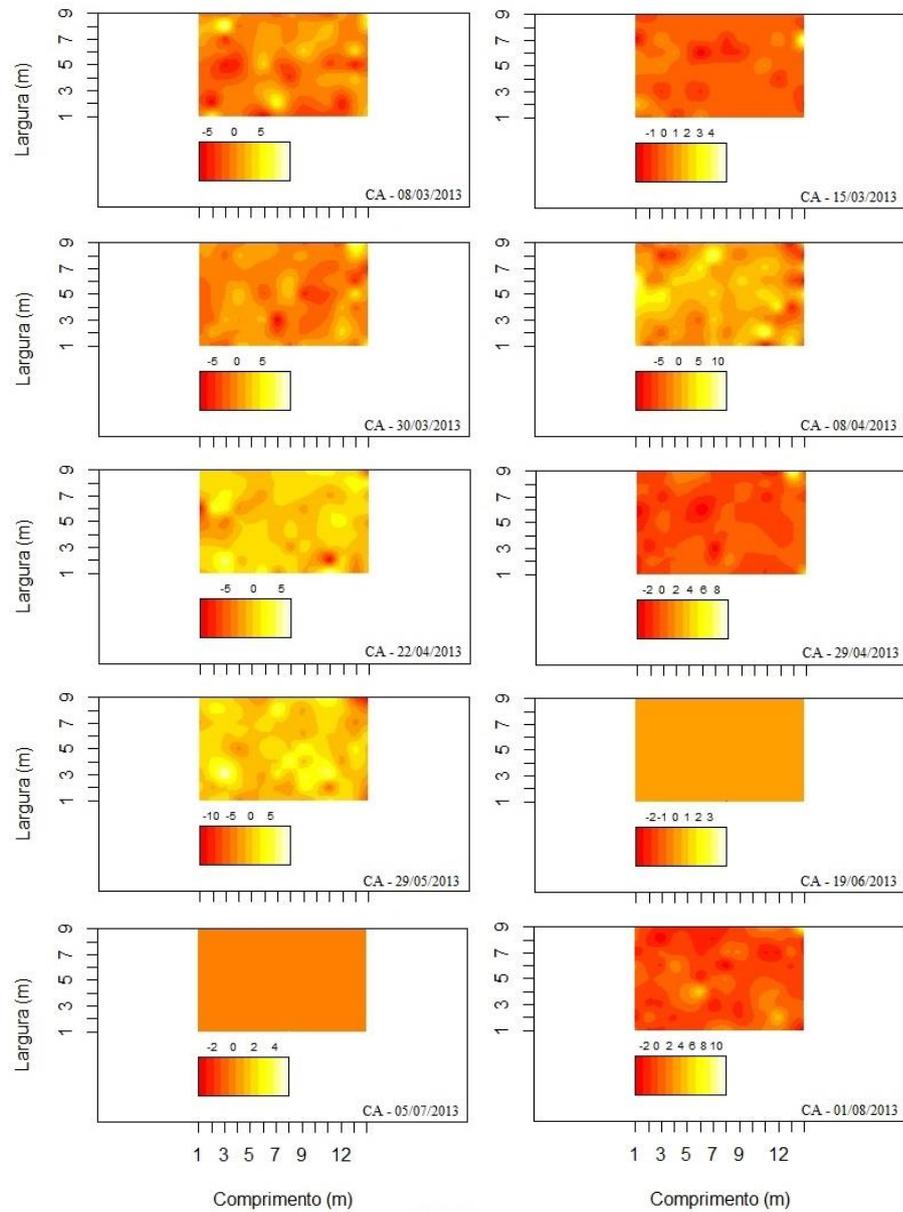
Altura superficial do solo (mm) – cana-de-açúcar



Fonte: Do autor (2019).

Figura 21 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.

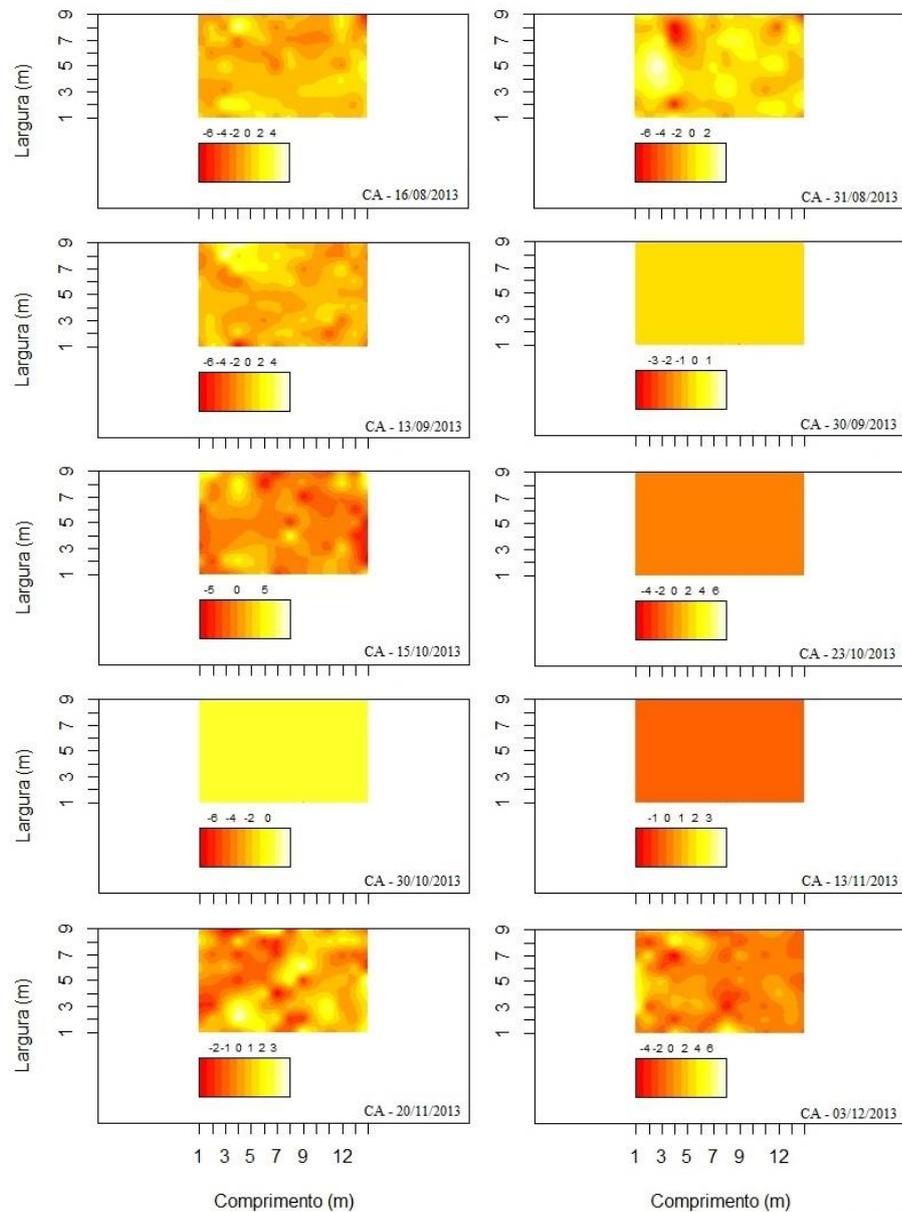
Altura superficial do solo (mm) – cana-de-açúcar



Fonte: Do autor (2019).

Figura 22 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.

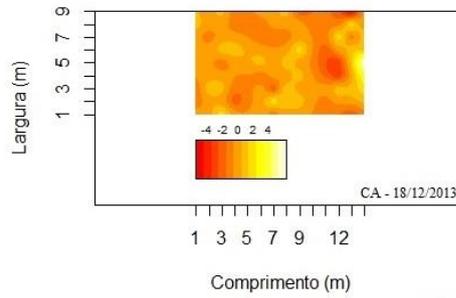
Altura superficial do solo (mm) – cana-de-açúcar



Fonte: Do autor (2019).

Figura 23 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.

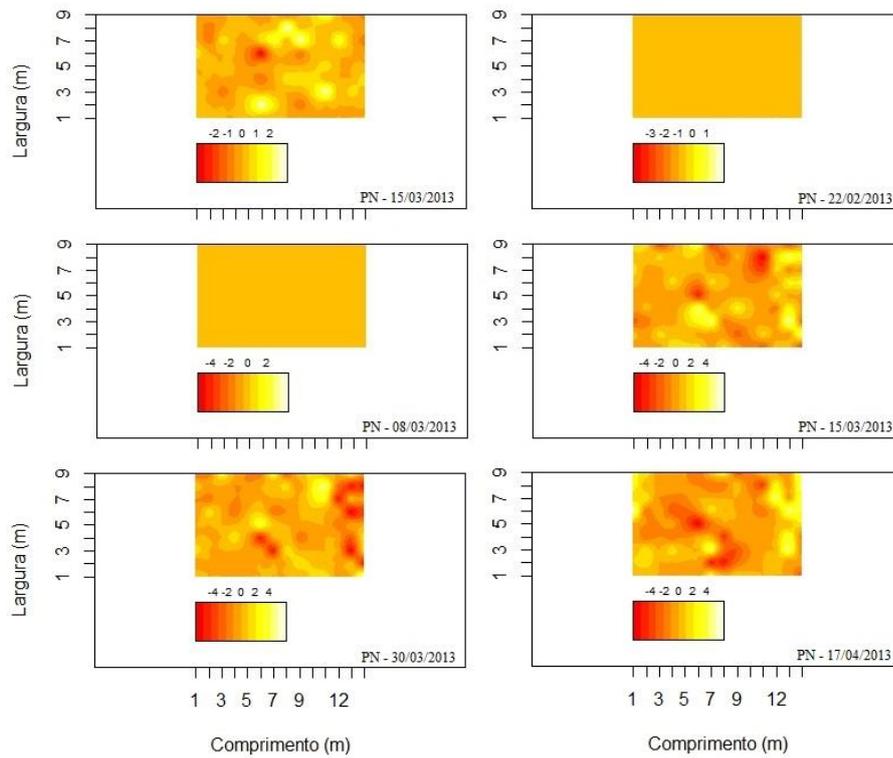
Altura superficial do solo (mm) – cana-de-açúcar



Fonte: Do autor (2019).

Figura 24 - Mapas de possíveis valores (mm) para cana-de-açúcar (CA) em diferentes períodos de coleta.

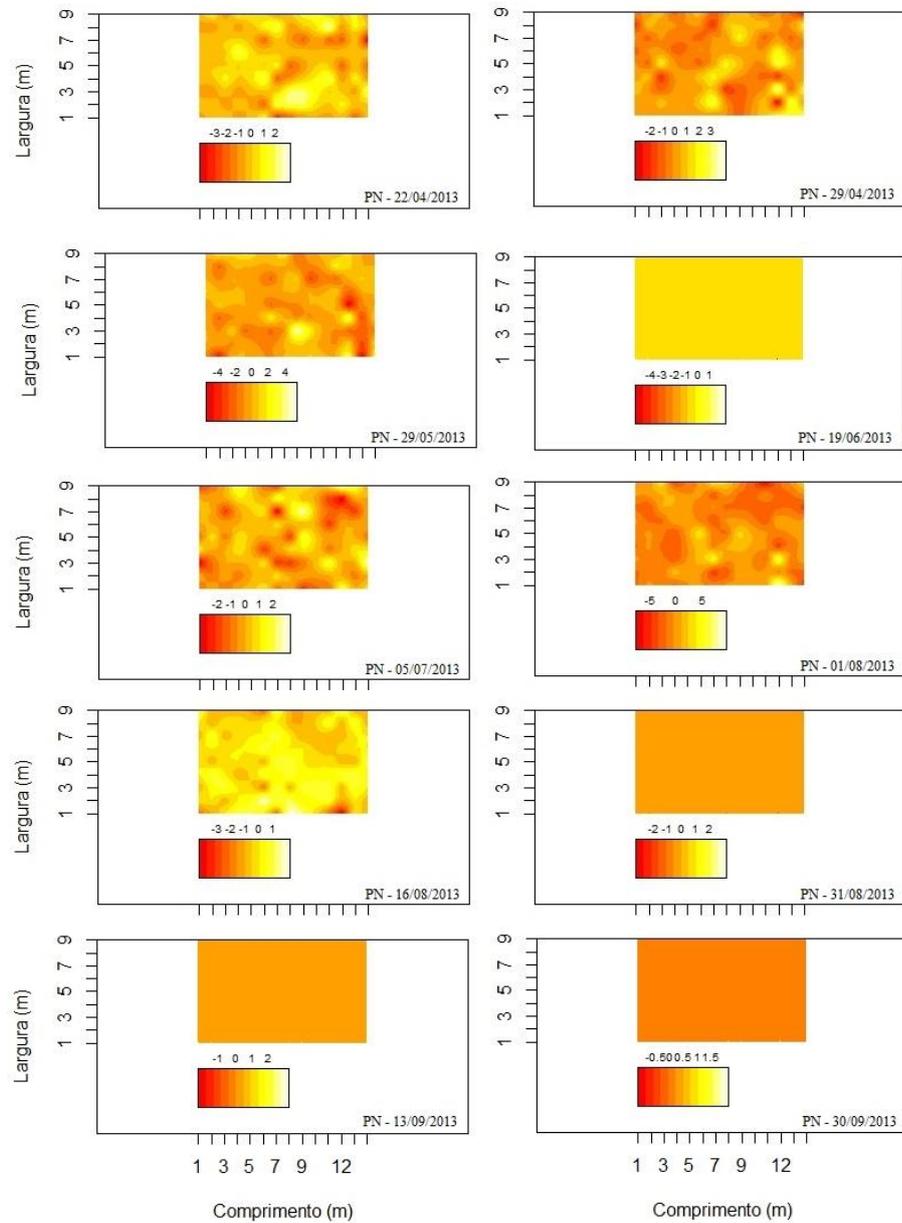
Altura superficial do solo (mm) – pastagem naturalizada



Fonte: Do autor (2019).

Figura 25 - Mapas de possíveis valores (mm) para pastagem naturalizada (PN) em diferentes períodos de coleta.

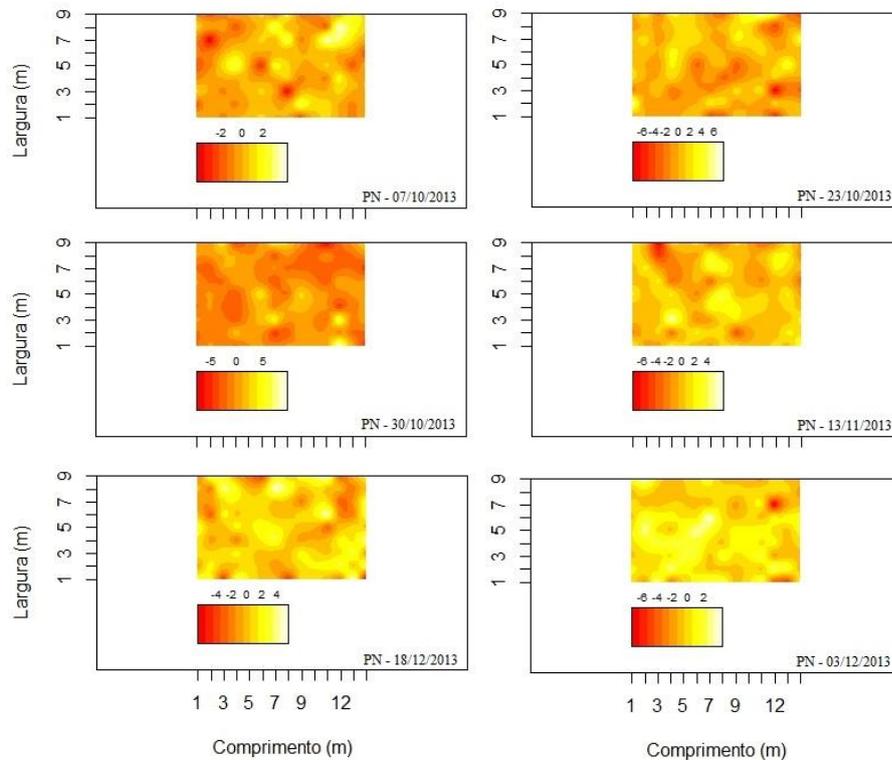
Altura superficial do solo (mm) – pastagem naturalizada



Fonte: Do autor (2019).

Figura 26 - Mapas de possíveis valores (mm) para pastagem naturalizada (PN) em diferentes períodos de coleta.

Altura superficial do solo (mm) – pastagem naturalizada



Fonte: Do autor (2019).

Os valores da altura superficial do solo das unidades experimentais não amostradas, para cada tratamento e período, foram obtidos com base nos mapas de previsão gerados e foram incorporados ao cálculo de perdas de solo (TABELA 4).

Tabela 4 - Valores totais de perdas de solo anuais quantificadas pelos pinos de erosão em Cambissolo Háplico, em São João Del-Rei (MG).

Cobertura	Sem krigagem	Com Krigagem
	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹	
Solo Descoberto	188,11	189,47
Cana-de-Açúcar	39,01	23,35
Pastagem Naturalizada	31,00	24,78

Fonte: Do autor (2019).

As perdas de solo (TABELA 4) estiveram bem acima dos limites de tolerância, para os Cambissolos do estado de Minas Gerais, que é de 5,60 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SILVA et al., 2009) para todos os tratamentos. Os altos valores de perdas encontrados no estudo, provavelmente, foram resultado de anos de produção e práticas agrícolas de manejo incompatíveis com a

capacidade de uso e aptidão agrícola da classe de solo em questão. Na área, há um histórico de plantio de culturas anuais, movimentação de máquinas agrícolas e/ou utilização da área experimental, para pastejo de bovinos, capazes de promoverem compactação e queimadas, que deterioram a matéria orgânica, agente condicionador do solo.

Cabe ressaltar que Bono et al. (1996) estimaram limites de tolerância de perdas por erosão admissíveis, baseados na profundidade efetiva do solo, na relação textural entre os horizontes subsuperficial e superficial, no teor de matéria orgânica e na permeabilidade num Cambissolo Háptico de uma área distrital de São João Del-Rei (São Sebastião da Vitória) e encontraram um valor limite admissível de perdas de $3,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Santos et al. (1998), baseando-se na mesma metodologia utilizada por Bono et al. (1996), em área diferente da mesma região, estimaram o limite máximo tolerável de perdas de solo de $4,52 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Os valores de perdas de solo, para CA e PN, tornaram-se menores, após incorporação dos dados faltantes (TABELA 4). Esse fator pode estar relacionado com a utilização de semivariogramas com baixa estrutura de dependência espacial na krigagem. Assim, optou-se por incorporar valores médios relacionados à altura superficial do solo, que contribuiu para a redução dos valores de perdas de solo, já que o método de pinos leva em consideração a média de arraste e deposição para a estimativa das perdas de solo das áreas estudadas (COUPER; STOTT; MADDOCK, 2002)

Os valores de perdas, referentes ao solo descoberto (SD) de 188,11 e $189,47 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (TABELA 4), estão bem próximos da média anual de $175,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ quantificada por Silva et al. (2009), em Cambissolo Háptico, por meio da parcela-padrão de erosão no município de Lavras (MG). Santos et al. (1998) estimaram uma média de $151,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para uma área de solo descoberto de Cambissolo Háptico. Conforme Aquino et al. (2013), um evento individual de precipitação com um índice de erosividade de $156 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ pode causar perdas de $59,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ em Cambissolo, desde que o limite de saturação seja atingido antes da chuva atingir seu pico de intensidade.

Santos et al. (1998) avaliaram perdas de solo, em uma área pastagem degradada de Cambissolo Háptico, por meio da utilização dos pinos de erosão, num distrito de São João Del-Rei (MG) e verificaram valores próximos dos obtidos neste trabalho, $22,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, sendo que, após o emprego da escarificação, que contribui para a remoção de incrustações superficiais, o valor de perdas decresceu para $3,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto Bono et al. (1996) obtiveram $39,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, na área de pastagem sem manejo. Sperandio et al. (2012) avaliaram com a mesma metodologia as perdas de solo, numa área de pastagem. Mesmo estando localizada num Latossolo Vermelho-Amarelo, houve perdas de $72,99 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e

os autores associaram essas elevadas perdas de solo com a elevada declividade e a utilização da área para pastejo de bovinos e constante revolvimento do solo durante o período experimental.

As menores perdas de solo dos tratamentos CA e PN, se comparadas ao SD (TABELA 4), devem-se à capacidade de cobertura, proporcionada pela vegetação, que contribui para que não haja ruptura dos agregados e diminuição da velocidade da lâmina d'água (INÁCIO et al., 2007). A CA, embora tenha sido submetida ao manejo convencional e seja uma cultura de hábito de crescimento cespitoso, essa apresentou valores um pouco menores de perdas de solo, $23,35 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Ressalta-se que este valor pode estar associado ao surgimento espontâneo de *Brachiaria decumbens* no local, que contribuiu para a proteção do solo e retenção de sedimentos, uma vez que, em nenhum tratamento, houve revestimento de chapas galvanizadas, utilizadas para evitar entrada de sedimentos nas parcelas.

Na Tabela 5, estão descritos os volumes médios de solo perdido em cada época do ano para cada tratamento. O tratamento SD foi o que houve maior quantidade de perdas de solo e movimentação com $0,6370 \text{ m}^3$ e $4,4717 \text{ m}^3$, respectivamente, cujo fator pode estar relacionado à ausência de cobertura (KEARNEY et al., 2018). O volume de solo perdido na PN ($0,0973 \text{ m}^3$) foi superior ao da CA ($0,0497 \text{ m}^3$). Couper, Stott e Maddock (2002) citaram que, na utilização de pinos de erosão, deve ser levado em consideração o grau de atividade erosiva, já que, num mesmo local, pode estar ocorrendo maior deposição do que o arraste de sedimentos. Uma forma de estudar esse fator seria considerar tanto a deposição como o arraste (COUPER, 2003; COUPER; STOTT; MADDOCK, 2002; KEARNEY et al., 2018), obtendo valores absolutos e não apenas uma mudança líquida média (COUPER; STOTT; MADDOCK, 2002). Levando isso em consideração, o tratamento CA apresentou maior movimentação ($4,4717 \text{ m}^3$) que a PN ($3,8203 \text{ m}^3$), ou seja, a volume de solo perdido foi inferior ao da deposição. Esses valores podem estar relacionados ao preparo convencional do tratamento, que desestruturou o solo na área, ao crescimento de gramíneas, que reteve os sedimentos, após eventos de precipitação pluvial e a ausência de chapas galvanizadas, para evitar o carreamento de sedimentos para os tratamentos.

Tabela 5 - Valores médios de volume de solo depositado, arrastado, perdido e movimentado por erosão hídrica para diferentes coberturas num Cambissolo Háplico, em São João Del-Rei (MG).

Cobertura	Mês	Volume de Solo			
		Depositado	Arrastado	Perdido	Movimentado
		m ³			
Solo Descoberto	Fevereiro	0,4245	0,5403	0,1158	0,9648
	Março	0,3144	0,3529	0,0385	0,6673
	Abril	0,3952	0,3591	0,0000	0,7542
	Maio	0,1918	0,2393	0,0475	0,4311
	Junho	0,1468	0,1596	0,0128	0,3064
	Julho	0,1863	0,4105	0,2241	0,5968
	Agosto	0,2958	0,2251	0,0000	0,5209
	Setembro	0,2018	0,2622	0,0604	0,4640
	Outubro	0,2991	0,3168	0,0177	0,6159
	Novembro	0,3494	0,3511	0,0017	0,7004
	Dezembro	0,2703	0,3886	0,1184	0,6589
	Cana-de-Açúcar	Fevereiro	0,2410	0,2099	0,0000
Março		0,2152	0,1958	0,0000	0,4109
Abril		0,2069	0,2154	0,0086	0,4223
Maio		0,2383	0,2674	0,0292	0,5057
Junho		0,1993	0,2113	0,0119	0,4106
Julho		0,2531	0,1937	0,0000	0,4467
Agosto		0,1748	0,1732	0,0000	0,3480
Setembro		0,1623	0,1515	0,0000	0,3138
Outubro		0,2548	0,2195	0,0000	0,4743
Novembro		0,1723	0,1627	0,0000	0,3350
Dezembro		0,1894	0,1641	0,0000	0,3535
Pastagem Naturalizada		Fevereiro	0,1861	0,1471	0,0000
	Março	0,2154	0,2361	0,0207	0,4515
	Abril	0,1999	0,1604	0,0000	0,3603
	Maio	0,1706	0,1768	0,0062	0,3474
	Junho	0,1473	0,1749	0,0276	0,3222
	Julho	0,1430	0,1545	0,0115	0,2975
	Agosto	0,1365	0,1361	0,0000	0,2726
	Setembro	0,1533	0,1259	0,0000	0,2791
	Outubro	0,2186	0,2033	0,0000	0,4219
	Novembro	0,1559	0,1871	0,0313	0,3430
	Dezembro	0,2007	0,1909	0,0000	0,3917

Fonte: Do autor (2019).

Kearney et al. (2018) estudaram as taxas anuais de erosão e deposição, num plantio de milho com manejo convencional, orgânico, plantio direto e numa área florestal e compararam os valores observados da mudança da altura dos pinos de erosão com os obtidos pela USLE.

Neste experimento, os autores concluíram que os valores absolutos, que levam em consideração tanto o arraste como a deposição, apresentaram mais correlação com variáveis, como declividade e comprimento de rampa e cobertura vegetal que as perdas de solo em si, estimados pela Equação Universal de Perda de Solo (KEARNEY et al., 2018).

5 CONCLUSÃO

Foi possível calcular os valores de perdas de solo, para a área estudada de Cambissolo pelo método de pinos de erosão os quais foram de 188,11 Mg ha⁻¹ano⁻¹ para SD, 39,01 Mg ha⁻¹ano⁻¹ para CA e 31,00 Mg ha⁻¹ano⁻¹ para PN, nas malhas irregulares e, após reconstituição. Por meio da krigagem dos dados, os valores passaram a ser de 189,47 Mg ha⁻¹ano⁻¹ para SD, 23,35 Mg ha⁻¹ano⁻¹ para CA e 24,78 Mg ha⁻¹ano⁻¹ para PN.

Em cada período de coleta e tratamento, observaram-se diferentes fenômenos espaciais, de forma que os semivariogramas teóricos variaram em relação ao ajuste dos modelos Esférico, Gaussiano, Wave, Linear e Efeito Pepita-Puro; patamar; efeito pepita; e alcance. As variações espaciais e temporais podem estar relacionadas a mudanças climáticas, decorrentes da sazonalidade.

Assim, foi possível melhorar a estimativa das perdas de solo pelo método de pinos, uma vez que os mapas gerados pela krigagem foram capazes de reconstituir os dados perdidos ou faltantes no banco de dados, pois se consideraram diferenças espaciais, em cada período de tempo, na altura superficial do solo, fornecendo estimativas sem viés e com alta precisão.

REFERÊNCIAS

- ADIMASSU, Z. et al. Effect of soil bunds on runoff, soil and nutrient losses, and crop yield in the central highlands of Ethiopia. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 25, n. 6, p. 554-564, Nov./Dec. 2014.
- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 121-128, jan./mar. 2001.
- AMARAL, A. J. do et al. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um Cambissolo Húmico da Região do planalto sul-catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 2145-2155, set./out. 2008.
- APPEL NETO, E. et al. Spatial dependence index for cubic, pentaspherical and wave semivariogram models. **Bulletin of Geodetic Sciences**, Curitiba, v. 24, n. 1, p. 142-151, jan./mar. 2018.
- AQUINO, R. de F. et al. Soil losses from typic Cambisols and Red Latosol as related to three erosive rainfall patterns. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 1, p. 213-220, jan./fev. 2013.
- _____. Spatial variability of the rainfall erosivity in Southern region of Minas Gerais State, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 36, n. 5, p. 533-542, set./out. 2012.
- BAGATINI, T. et al. Perdas de solo e água por erosão hídrica após mudança no tipo e uso da terra, em dois métodos de preparo do solo e dois tipos de adubação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 999-1011, maio/jun. 2011.
- BERTOL, I. et al. 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, jan./fev. 2007.
- _____. Multifractal and joint multifractal analysis of water and soil losses from erosion plots: a case study under subtropical conditions in Santa Catarina highlands, Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 287, p. 116-125, Feb. 2017.
- BERTOLANI, F. C. de et al. Variabilidade espacial da rugosidade superficial do solo medida com rugosímetros de agulhas e laser. **Bragantia**, Campinas, v. 59, n. 2, p. 227-234, 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. L. **Conservação do solo**. 9. ed. São Paulo: Ícone, 2014. 355 p.
- BEZERRA, S. A.; CANTALICE, J. R. B. Influência da cobertura do solo nas perdas de água e desagregação do solo em entressulcos. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 3, p. 18-28, jul./set. 2009.
- BONO, J. A. M. et al. Cobertura vegetal e perdas de solo por erosão em diversos sistemas de melhoramento de pastagens nativas. **Pasturas Tropicales**, Cali, v. 18, n. 2, p. 2-8, Aug. 1996.

BOTTEGA, E. L. et al. Variabilidade espacial de atributos do solo em sistema de semeadura direta com rotação de culturas no cerrado brasileiro. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n. 1, p. 1-9, jan./mar. 2013.

CABANEZ, P. A.; FERREARI, J. L.; CABANEZ, P. AL. Análise espaço-temporal da precipitação pluviométrica e de índices de erosividade no município de Alegre, ES. **Revista Verde**, Mossoró, v. 7, n. 4, p. 135-146, out./dez. 2012.

CARDOSO, D. P. et al. Hydric erosion assessment by alteration on soil surface in forest systems. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 25-37, 2004.

CARVALHO, J. R. P. de; SILVEIRA, P. M. da; VIEIRA, S. R. Geoestatística na determinação da variabilidade espacial de características do solo sob diferentes preparos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 8, p. 1151-1159, ago. 2002.

CARVALHO, L. C. C. et al. Variabilidade espacial de atributos físicos do solo e características agronômicas da cultura do café. **Coffee Science**, Lavras, v. 8, n. 3, p. 265-275, jul./set. 2013.

CARVALHO, W. T. V. et al. Pastagens degradadas e técnicas de recuperação: revisão. **Pubvet**, Maringá, v. 11, n. 10, p. 1036-1045, out. 2017.

CLARK, I. **Practical geostatistics**. Essex: Applied Science, 1979. 129 p.

CORRÊA, E. A. de et al. Perdas de solo, razão de perdas de solo e fator cobertura e manejo da cultura de cana-de-açúcar: primeira aproximação. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 32, p. 72-87, 2016.

COSTA, S. G. F.; SILVA, R. M. da. Potencial natural e antrópico de erosão na bacia experimental do riacho Guaraíra. **Cardernos do Logepa**, João Pessoa, v. 7, n. 1, p. 72-91, jan./jun. 2012.

COUPER, P. Effects of silt-clay content on the susceptibility of river banks to subaerial erosion. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 56, n. 1/2, p. 95-108, Nov. 2003.

COUPER, P.; STOTT, T.; MADDOCK, I. Insights into river bank erosion processes derived from analysis of negative erosion-pin records: observations from three recent UK studies. **Earth Surface Processes and Landforms**, Chichester, v. 27, n. 1, p. 59-79, Jan. 2002.

DECHEN, S. C. F. et al. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 74, n. 2, p. 224-233, abr./jun. 2015.

DENARDIN, J. E. et al. Vertical Mulching com prática conservacionista para manejo de enxurrada em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, nesp., p. 2847-2852, out./dez. 2008.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Avaliação da aptidão agrícola das terras da Zona Campos das Vertentes –MG**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 58 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 91).

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS – EPAMIG.
Diagnóstico rural da microrregião de São João Del-Rei, MG. Belo Horizonte: EPAMIG, 2010. 48 p.

FERREIRA, M. M.; FERNANDES, B.; CURI, N. Influência da mineralogia da fração argila nas propriedades físicas de Latossolos da região sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 515-524, jul./set. 1999.

FERREIRA, M. V. et al. Influência atrópica e atributos de solo: inter-relações em ambientes de voçorocas na mesorregião Campos das Vertentes – MG. **Geografia**, Rio Claro, v. 36, n. 1, p. 209-219, jan./abr. 2011.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO.
Status of the world's soil resources. Rome: FAO, 2015. 606 p.

GALINDO, I. C. de L.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 13, n. 1, p. 95-100, 1989.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S.; BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações.** 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010. 340 p.

HAIGH, M. J. The use of erosion pins in the study of slope evolution. **Technical Bulletin**, Athens, n. 18, p. 31-49, Jan. 1977.

HANCOCK, G. R.; LOWRY, J. B. C. Hillslope erosion measurement – a simple approach to a complex process. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 29, n. 22, p. 4809-4816, Oct. 2015.

HUDSON, N. W. **Field measurement of soil erosion and runoff.** Rome: Food & Agriculture Organization, 1993. v. 68, 139 p.

INÁCIO, E. dos S. B. et al. Quantificação da erosão em pastagem com diferentes declives na microbacia do Ribeirão Salomea. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 4, p. 355-360, jul./ago. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Divisão Regional do Brasil em mesorregiões e microrregiões geográficas.** Rio de Janeiro: IBGE, 1990. 135 p.

_____. **Divisão regional do Brasil em regiões geográficas imediatas e regiões geográficas intermediárias.** Rio de Janeiro: IBGE, 2017. 80 p.

_____. **Monografias municipais: sudeste.** Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca/catalogo.html?id=72971&view=detalhes>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS – IGAM. **Instrumentos de Gestão - CBH Vertentes do Rio Grande (GD2).** Belo Horizonte: IGAM, 2007. Disponível em: <<http://comites.igam.mg.gov.br/comites-estaduais/24-gd2-vertentes-do-rio-grande>>. Acesso em: 25 jan. 2019.

KEARNEY, S. P. et al. Improving the utility of erosion pins: absolute value of pin height change as an indicator of relative erosion. **Catena**, Amsterdam, v. 163, p. 427-432, Apr. 2018.

KESSTRA, S. et al. Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 551/552, p. 357-366, May 2016.

KRÜGER, C. M. Análise geoestatística de dados meteorológicos do estado do Paraná utilizando um software livre. **da Vinci**, Curitiba, v. 2, n. 1, p. 87-104, 2005.

LESSA, L. G. F. et al. Espacialização dos sedimentos produzidos na parte inicial da bacia hidrográfica do Rio Pardo – Botucatu/SP. **Geociências**, São Paulo, v. 33, n. 2, p. 330-338, 2014.

LI, J. et al. Quantifying the effects of land surface change on annual runoff considering precipitation variability by SWAT. **Water Resources Management**, Washington, v. 30, n. 3, p. 1071-1084, Feb. 2016.

LIMA, J. M. et al. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de Latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 85-90, 1990.

LIMA, J. S. de S. et al. Análise espacial de atributos químicos do solo e da produção da cultura pimenta-do-reino (*Piper nigrum*, L.). **Idesia**, Arica, v. 28, n. 2, p. 31-39, Aug. 2010.

LIMA, P. L. T. et al. Soil loss by water erosion in areas under maize and jack beans intercropped and monocultures. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, n. 2, p. 129-139, mar./abr. 2014.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com as perdas de solo em Campinas (SP). **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

LUFFMAN, I. E.; NANDI, A.; SPIEGEL, T. Gully morphology, hillslope erosion and precipitation characteristics in the Appalachian Valley and Ridge province, southeastern USA. **Catena**, Amsterdam, v. 133, p. 221- 232, Oct. 2015.

MARQUES, J. J. G. de S. e M.; ALVARENGA, R. C.; CURI, N. Erosividade das chuvas da região de Sete Lagoas (MG). Erosividade das chuvas da região de Sete Lagoas, MG. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, p. 761-768, 1988.

MASTO, R. E. et al. Soil quality indices for evaluation of long-term land use and soil management practices in semi-arid sub-tropical India. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 19, n. 5, p. 516-529, Setp./Oct. 2008.

MEKONNEN, M. et al. Sediment trapping with indigenous grass species showing differences in plant traits in northwest Ethiopia. **Catena**, Amsterdam, v. 147, p. 755-763, Dec. 2016.

MELLO, C. R. de et al. Distribuição espacial da precipitação e da erosividade da chuva mensal e anual no estado do Espírito Santo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1878-1891, nov./dez. 2012.

_____. Erosividade mensal e anual da chuva no estado de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 4, p. 537-545, abr. 2007.

MELLO, C. R. de; SILVA, A. M. **Hidrologia**: princípios e aplicações em sistemas agrícolas. Lavras: Ed. UFLA, 2013. 455 p.

MINAS GERAIS. Governo do Estado de Minas. Localização geográfica: mesorregiões e microrregiões (IBGE). **mg.gov.br**, Belo Horizonte, 2016. Disponível em: <<https://www.mg.gov.br/conteudo/conheca-minas/geografia/localizacao-geografica>>. Acesso em: 24 fev. 2019.

MOGHADAM, B. K. et al. Effects of land use change on soil splash erosion in the semi-arid region of Iran. **Geoderma**, Amsterdam, v. 241/242, p. 210-220, Mar. 2015.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. 5. ed. Piracicaba: FEALQ, 2011. 592 p.

OLIVEIRA, V. A. de D. et al. Soil erosion vulnerability in the verde river basin, southern Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 38, n. 3, p. 262-269, maio/jun. 2014.

OLIVETTI, D. et al. Spatial and temporal modeling of water erosion in dystrophic red latosol (Oxisol) used for farming and cattle raising activities in a sub-basin in the south of Minas Gerais. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 39, n. 1, p. 58-69, jan./fev. 2015.

PAGENKEMPER, S. K. et al. The effect of earthworm activity on soil bioporosity - Investigated with X-ray computed tomography and endoscopy. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 146, p. 79-88, Mar. 2015.

PARRAS-ALCÁNTARA, L. et al. Long-term effects of soil management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top soils. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 571, p. 498-506, Nov. 2016.

PEREIRA, J. A. A. et al. Caracterização dos atributos dos regolitos de uma voçoroca em Nazareno, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 7, n. 2, p. 204-212, jul. 2012.

PIRES, F. R.; SOUZA, C. M. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. 2. ed. rev. e ampl. Viçosa: Ed. UFV, 2006. 216 p.

PRADO, J. P. B. do; NÓBREGA, M. T. de. Determinação de perdas de solo na bacia hidrográfica do córrego Ipiranga em Cidade Gaúcha, estado do Paraná, com aplicação da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS). **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 33-42, jan./jun. 2005.

PRUSKI, F. F. **Conservação de solo e água**: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2. Ed. Rev. e ampl. Viçosa: Ed. UFV, 2013. 279 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2017.

RAMOS, J. C. et al. Influence of the surface conditions and soil cultivation on water erosion in an inceptisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 5, p. 1587-1600, set. 2014.

RIBEIRO JÚNIOR, P. J.; DIGGLE, P. J. geoR: a package for geostatistical analysis. **R-News**, Oxford, v. 1/2, p. 14-18, June 2001.

RUIZ, J. G. C. L.; ZANATA, M.; PISSARA, T. C. T. Variabilidade espacial de atributos químicos do solo em áreas de *pinus* do instituto florestal de Batatais – SP. **Applied Research & Agrotechnology**, Guarapuava, v. 9, n. 2, p. 87-97, maio/ago. 2016.

SAMPAIO, L. de F. et al. Gully erosion, land uses, water and soil dynamics: a case study of Nazareno (Minas Gerais, Brazil). **Dyna**, Medellin, v. 83, n. 199, p. 198-206, Dec. 2016.

SANTOS, D. et al. Perdas de solo e produtividade de pastagens nativas melhoradas sob diferentes práticas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 33, n. 2, p. 183-189, fev. 1998.

SCHICK, J. et al. Erodibility of an inceptisol under natural rainfall. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 1906-1917, nov./dez. 2014.

SEIDEL, E. J.; OLIVEIRA, M. S. de. A classification for a geostatistical index of spatial dependence. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, p. 1-10, dez. 2016.

_____. Novo índice geoestatístico para a mensuração da dependência espacial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 699-705, jun. 2014.

SEPÚLVEDA, R. B.; CARRILLO, A. A. Soil erosion and erosion thresholds in an agroforestry system of coffee (*Coffea arabica*) and mixed shade trees (*Inga* spp and *Musa* spp) in Northern Nicaragua. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 210, p. 25-35, Dec. 2015.

SILVA, A. F. da; HALMEMAN, R. J; ZIMBACK, C. R. L. Dependência espacial de atributos diagnósticos para delimitação de classes de solos. **Geociências**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 93-100, 2013.

SILVA, A. M. da et al. Erosividade da chuva e erodibilidade de Cambissolo e Latossolo na região de Lavras, Sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, p. 1811-1820, nov./dez. 2009.

SILVA, B. P. C. et al. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 40, n. 4, p. 432-442, jul./ago. 2016.

SILVA, S. de A. et al. Variabilidade espacial de atributos químicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo húmico cultivado com café. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 1, p. 15-22, jan./fev. 2010.

- SPERANDIO, H. V. et al. Evaluation of water erosion changes insurface soil in diferente plant cover of a watershed in Alegre, ES. **Semina: ciencias agrarias**, Londrina, v. 33, n. 4, p. 1411-1418, 2012.
- STOOF, C. R. et al. Soil surface changes increase runoff and erosion risk after a low–moderate severity fire. **Geoderma**, Amsterdam, v. 239/240, p. 58-67, Feb. 2015.
- STROHMEIER, S. M. et al. Magnitude and occurrence probability of soil loss: a risk analytical approach for the plot scale for two sites in lower Austria. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 27, n. 1, p. 43-51, Jan. 2016.
- THOMAZ, E. L.; LUIZ, J. C. Soil loss, soil degradation and rehabilitation in a degraded land area in Guarapuava (Brazil). **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 23, n. 1, p. 72-81, Jan./Feb. 2012.
- TURNER, B. L. et al. Scientific case studies in land-use driven soil erosion in the central United States: why soil potential and risk concepts should be included in the principles of soil health. **International Soil and Water Conservation Research**, New York, v. 6, n. 1, p. 63-78, Mar. 2018.
- VAN DER WAAL, B. W.; ROWNTREE, K. M.; RADLOFF, S. E. The effect of *Acacia mearnsii* invasion and clearing on soil loss in the kougga mountains, eastern cape, south africa. **Land Degradation and Development**, Chichester, v. 23, n. 6, p. 577-585, Nov./Dec. 2012.
- VÁZQUEZ, E. V. et al. Evolution of the soil surfasse rougness using geostatistical analysis. **Bragantia**, Campinas, v. 69, p. 141-152, 2010. Suplemento.
- 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. 1-17, 1997.
- WEBSTER, R.; OLIVER, M. **Geostatistics for environmental scientists**. 2. ed. Oxford: Wiley & Sons, 2007. 315 p.
- WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: Science and Education Administration, 1978. 58 p. (Agriculture Handbook, 5).
- YAMAMOTO, J. K.; LANDIM, P. M. B. **Conceitos e aplicações**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 209 p.
- YOULTON, C. et al. Changes in erosion and runoff due to replacement of pasture land with sugarcane crops. **Sustainability**, Basel, v. 8, n. 7, p. 685-696, July 2016.
- ZHANG, G.-H.; LIU, G.-B.; WANG, G.-L. Effects of *Caragana Korshinskii* Kom. cover on runoff, sediment yield and nitrogen loss. **International Journal of Sediment Research**, Oxford, v. 25, n. 3, p. 245-257, Sept. 2010.
- ZHOU, G. Y. et al. Hydrological impacts of reafforestation with eucalypts and indigenous species: a case study in Southern China. **Forest, Ecology and Management**, Amsterdam, v. 167, p. 209-222, 2012.