



**BERNARDO MOREIRA CÂNDIDO**

**EROSÃO HÍDRICA E QUALIDADE DO SOLO  
EM SISTEMAS FLORESTAIS NO LESTE DO  
MATO GROSSO DO SUL**

**LAVRAS – MG  
2014**

**BERNARDO MOREIRA CÂNDIDO**

**EROSÃO HÍDRICA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS  
FLORESTAIS NO LESTE DO MATO GROSSO DO SUL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra, para obtenção do título de Mestre.

Dr. Marx Leandro Naves Silva  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2014**

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e  
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Cândido, Bernardo Moreira.

Erosão hídrica e qualidade do solo em sistemas florestais no  
leste do Mato Grosso do Sul / Bernardo Moreira Cândido. – Lavras :  
UFLA, 2014.

73 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Marx Leandro Naves Silva.

Bibliografia.

1. Erosividade. 2. Tolerância de perda de solo. 3. USLE/RUSLE.  
4. Análise de componentes principais. 5. Índices de qualidade do  
solo. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 631.45

**BERNARDO MOREIRA CÂNDIDO**

**EROSÃO HÍDRICA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS  
FLORESTAIS NO LESTE DO MATO GROSSO DO SUL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Recursos Ambientais e Uso da Terra, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de fevereiro de 2014.

Dr. Nilton Curi	UFLA
Dr. Mozart Martins Ferreira	UFLA
Dr. Ronaldo Luiz Mincato	UNIFAL

Dr. Marx Leandro Naves Silva  
Orientador

**LAVRAS – MG  
2014**

*Aos meus pais, Pedro e Raquel,*

*Meus irmãos, Vitor Hugo, Pablo e Miguel,*

*Meu amor, Isabella.*

Dedico

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida.

Ao M. Gabriel e à União, pois sei que sem vocês não estaria onde estou;

Ao meu pai, Pedro Santoro C. da Silva e minha mãe, Raquel Cândida S. S. C. da Silva, pela força, apoio e por sempre acreditarem em mim. Sem a ajuda de vocês eu não teria conseguido;

Aos meus irmãos, Vitor Hugo, Pablo e Miguel. Vocês me fazem querer ser cada dia melhor e são meus melhores amigos;

Ao meu grande amor Isabella, que colore os meus dias com sua alegria e o seu carinho. És a minha grande motivação, sou feliz por estar ao meu lado;

Aos meus avós, Edson e Maria Ângela, que nunca pouparam esforços em auxiliar - me a conquistar meus objetivos;

Ao Amigo Teotônio, um irmão verdadeiro que tenho e que, a cada dia passo a admirá-lo mais. Sou grato pelos conselhos e paciência que tem comigo, sempre disposto a auxiliar, não importando a ocasião. O seu exemplo vale mais do que mil palavras. É bom ter em quem se espelhar na vida acadêmica;

À minha “família” em Lavras: Omar, Vivette, Lucas, Pedro e Anuar. Pessoas que são muito queridas a mim e que têm minha confiança e admiração;

Ao professor Marx Leandro Naves Silva, que me ensinou os primeiros passos no caminho da ciência, agradeço pela orientação, apoio, amizade, e pela confiança depositada;

Ao professor e amigo Diego França, pelas longas conversas, aprendizados, conselhos e sua constante disposição em auxiliar;

Aos meus queridos colegas de Pós-Graduação, Pedro Batista, Pedro Lima, Lucas, Diego, Bárbara e Danyelle, pelo convívio, apoio, amizade e agradável troca de experiência;

Aos professores membros da banca: Nilton Curi, Mozart e Ronaldo Mincato;

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), Departamento de Ciência do Solo (DCS), pela oportunidade de realização deste curso e a CAPES, pela

concessão da bolsa, ao CNPq e à FAPEMIG pelo auxílio financeiro na compra de equipamentos e participação em eventos.

À FIBRIA e aos pesquisadores Luiz Otavio de Oliveira Ramos, Maria de Lourdes Sagrillo e Ernesto Norio Takahashi; a Ailton Carlos da Silva e demais funcionários da FIBRIA, pela condução e coleta de dados das áreas experimentais.

Muito Grato!

## RESUMO

O Mato Grosso do Sul, especificamente o leste do estado, concentra grande parte das plantações de eucalipto no Brasil, e estão instaladas em áreas anteriormente degradadas. O objetivo com as pesquisas realizadas pra este trabalho foi calcular os valores de erosividade da chuva (fator  $R - EI_{30}$ ), estimar a tolerância de perda de solo para as classes representativas nas áreas de estudo, avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica e verificar a influência, por meio de análise de componentes principais (ACP), de atributos físicos e matéria orgânica do solo (MOS) sobre a erosão hídrica, sob chuva natural, em florestas de eucalipto no estágio pós-plantio, com cultivo mínimo. Objetivou-se também como avaliar a qualidade do solo sob cada tratamento nas regiões de estudo, por dois métodos de indexação dos indicadores de qualidade, o Índice de Qualidade Integrado (IQI) e o Índice de Qualidade Nemoro (IQN), visando identificar a adequação dos sistemas de manejo no contexto da erosão hídrica. Os tratamentos constituíram-se de diferentes sistemas de manejo dos resíduos e disposição de plantio (nível e desnível), em dois biomas distintos, Cerrado e Floresta, e solo descoberto. Os solos foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). O estudo foi realizado em áreas experimentais de plantio de eucalipto localizadas no município de Três Lagoas, na bacia do Rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. O índice de erosividade anual obtido foi de 6.792,7 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os valores de tolerância de perda de solo variaram de 9,0 a 11,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para o LVd2 e LVd1, respectivamente. As perdas de solo para o povoamento de eucalipto foram bem abaixo dos limites de tolerância para as classes estudadas. Entre os sistemas florestais, o eucalipto em nível com manutenção do resíduo foi o que mais se aproximou à vegetação nativa, com relação às perdas de solo e água. A ACP se mostrou eficiente na discriminação dos sistemas de manejo em função da interação entre os atributos físicos e matéria orgânica do solo e suas relações com a erosão hídrica. Os índices de qualidade do solo avaliados apresentaram alta correlação com as perdas de solo e água. Entre as vegetações nativas, a Floresta apresentou índices de qualidade mais elevados quando comparada ao Cerrado. Dentre os sistemas manejados, o Eucalipto em nível com a manutenção do resíduo foi o que apresentou os maiores índices de qualidade do solo, nas duas regiões. O tratamento com solo descoberto foi o que obteve os menores valores de IQI e IQN nas duas áreas de estudo. Dessa forma, ressalta-se a importância da cobertura vegetal e manutenção da MOS na conservação do solo e da água em sistemas florestais, visando uma produtividade sustentável.

Palavras-chave: Erosividade. Tolerância de perda de solo. USLE/RUSLE. Análise de componentes principais. Índices de qualidade do solo.



## ABSTRACT

Mato Grosso do Sul, specifically the east of the state, focuses much of eucalyptus plantations in Brazil, and are installed on previously degraded areas. The aim of this study was to calculate the values of rainfall erosivity (R factor -  $EI_{30}$ ), to estimate the soil loss tolerance for the representative soil classes in the studied areas, to evaluate soil and water losses by water erosion and verify the influence, using principal component analysis (PCA), of soil physical attributes and soil organic matter (SOM) on water erosion in post-planting stage, with minimum tillage. And to assess the quality of the soil under each treatment in the study areas, two indexing methods of quality indicators, the Integrated Quality Index (IQI) and Nemoro Quality Index (NQI) trying to identify the adequacy of management systems in the context of water erosion. Treatments consisted of different systems of waste management and disposal of planting (contour and downslope) in two distinct biomes, Cerrado and Forest, and bare soil. The soils were classified as Oxisol typical upper-middle texture phase forest (LVd1) and Oxisol typical medium-low texture phase cerrado (LVd2). The study was conducted in experimental areas of eucalyptus plantations located in Três Lagoas, in the Paraná River basin, eastern region of Mato Grosso do Sul. The annual erosivity index obtained was  $6.792,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . The values of tolerance had a range from 9.0 to 11.0  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  for LVd2 and LVd1 respectively. Soil losses for eucalyptus plantation were well below the tolerance limits for the studied soil classes. Among the forest systems, eucalyptus under contour planting with maintenance of the residue that was closest to the native vegetation in relation to soil and water losses. The PCA is efficient for discrimination of management systems based on the interaction between physical properties and SOM and its relationship to water erosion. The indexes of soil quality was correlated with the loss of soil and water. Among the native vegetation, the forest had rates higher quality when compared to the Cerrado. Among the managed systems, Eucalyptus level with the maintenance of the residue showed the higher rates of soil quality in the two regions. Treatment with bare ground was the one that had the lowest values of IQI and NQI in the two study areas. Thus, we emphasize the importance of vegetation and maintenance of SOM in soil conservation and water in forest ecosystems, aiming sustainable productivity.

Keywords: Erosivity. Soil loss tolerance. USLE/RUSLE. Principal component analysis. Soil quality index.

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b> .....	11
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	12
<b>2.1 Erosão hídrica</b> .....	12
<b>2.1.1 Mecanismo da erosão hídrica</b> .....	14
<b>2.1.2 Energia cinética</b> .....	14
<b>2.1.3 Importância da cobertura vegetal</b> .....	14
<b>2.1.4 Erosividade da chuva</b> .....	15
<b>2.2 Qualidade do solo</b> .....	16
<b>2.2.1 Índices de qualidade do solo</b> .....	18
<b>3 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	19
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	20
<b>SEGUNDA PARTE</b> .....	26
<b>ARTIGO 1: Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto, na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul</b> .....	26
<b>ARTIGO 2: Qualidade do solo em relação à erosão hídrica em sistemas florestais no leste do Mato Grosso do Sul</b> .....	65

## **PRIMEIRA PARTE**

### **1 INTRODUÇÃO**

A perda de solo na superfície terrestre pela erosão é um fenômeno que afeta de forma generalizada o mundo todo, influenciando negativamente a produtividade em todos os ecossistemas naturais, bem como agrícolas, pastagens e florestas plantadas (PIMENTEL, 2006). Nas regiões tropicais, a erosão hídrica é considerada o tipo mais grave de erosão do solo, tornando importante o monitoramento da erosividade da chuva e das perdas de solo e água, para adequação dos períodos de cultivo e das práticas conservacionista visando à sustentabilidade na produção e a manutenção da qualidade dos solos.

Dessa forma, a cobertura do solo e o sistema de manejo tornam-se importantes fatores que afetam os atributos do solo indicadores de qualidade, a intensidade do escoamento superficial e a erosão hídrica (OLIVEIRA et al., 2013), que pode ser intensificada em função das operações agrícolas que revolvem e expõem a superfície do solo à ação das chuvas e, conseqüentemente, à erosão (FREITAS et al., 2012).

Nos sistemas florestais, em função de razões como: ocorrência de plantações em relevo acidentado; solos com baixa fertilidade natural e grande parte das plantações estabelecidas em antigas áreas agrícolas e de pastagens degradadas, essa preocupação com a conservação do solo se torna mais evidente.

O Estado do Mato Grosso do Sul, especificamente a região leste do estado, concentra grande parte das plantações de eucalipto do Brasil (11,5%), com uma área plantada correspondente a 587,310 ha, sendo o quarto maior estado produtor de Eucalipto do país (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTA PLANTADA, ABRAF, 2013). Entretanto,

estas áreas de plantio estão inseridas em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas, devido ao histórico de degradação.

Portanto, o entendimento dos processos que regem a erosão hídrica e suas relações com as perdas de solo e água em sistemas florestais, bem como a avaliação da qualidade do solo visando à identificação do sistema de manejo adequado é de suma importância no planejamento conservacionista visando atingir uma produtividade sustentável.

Diante do exposto, objetivou-se com este estudo calcular os valores de erosividade da chuva (fator  $R - EI_{30}$ ), estimar a tolerância de perda de solo para a classe de solo representativa das áreas de estudo, avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica e verificar a influência de atributos físicos e matéria orgânica do solo sobre a erosão hídrica. Bem como avaliar a qualidade do solo sob cada tratamento por meio de dois métodos de indexação dos indicadores de qualidade, o Índice de Qualidade Integrado (IQI) e o Índice de Qualidade Nemoro (NQI), visando identificar a adequação dos sistemas de manejo no contexto da erosão hídrica.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

Nesse tópico serão exploradas algumas informações acerca dos mecanismos que afetam direta e indiretamente a erosão hídrica e a qualidade dos solos, visando elucidar os processos e medidas integradas para obtenção de uma produção sustentável nos ecossistemas florestais.

### **2.1 Erosão hídrica**

A erosão do solo pela água é o mais importante problema de degradação da terra em todo o mundo (ESWARAN et al., 2001). Embora alguns autores questionem o seu impacto sobre a segurança alimentar mundial (CROSSON, 1997; LOMBORG, 2001), a erosão do solo gera fortes impactos ambientais e

altos custos econômicos por seu efeito sobre a produção agrícola, com perda de solo fértil na agricultura, assoreamento de rios e lagos, a eutrofização dos cursos de águas superficiais e perda de biodiversidade aquática (LAL, 1998; ONYANDO; KISOYAN; CHEMELIL, 2005; PIMENTEL et al., 1995). Além disso, a erosão resulta em emissão de carbono orgânico do solo para a atmosfera sob a forma de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ , causando impacto no aquecimento global (LAL, 2004). Interferindo na qualidade do ar, da água e do solo.

Na Europa, aproximadamente um terço dos países apresentam mais de 20% da área agricultável afetada moderada ou severamente pela erosão hídrica (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, OECD, 2008), essa mesma porcentagem de degradação foi encontrada pela Food and Agriculture Organization, FAO (2008) em relação aos solos em um nível global. De acordo com Pimentel et al. (1995), as taxas de erosão são mais altas na Ásia, África e América do Sul, apresentando uma média de 30 a 40  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ , taxas que estão bem acima da taxa média de formação do solo, que é de aproximadamente 1  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  (taxa de conversão do material de origem em horizontes A, E e B do solo). As taxas de erosão em florestas sem intervenção antrópica estão em torno de 0,004 a 0,05  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ . No Brasil, estudos apontam perdas de solo variando de 15 a 25  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$  nas áreas agricultáveis do país (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; DE MARIA, 1999), valores que estão bem acima da tolerância de perda para solos brasileiros (GALINDO; MARGOLIS, 1989; LOMBARDI NETO; BERTONI, 1975; OLIVEIRA et al., 2008).

Nas regiões tropicais, o desgaste provocado no solo por ação das águas da chuva, ou seja, a erosão hídrica é praticamente a única forma séria de erosão, já que os demais agentes atmosféricos, com potencial erosivo, apresentam pouca importância.

### **2.1.1 Mecanismo da erosão hídrica**

A erosão hídrica de processa em três fases distintas: (1) *desagregação* de partículas de massa do solo, (2) *transporte* das partículas desagregadas morro abaixo por salpicamento, arraste, rolamento e flutuação; e (3) *deposição* das partículas transportadas em algum lugar de altitude inferior (BRADY; WEIL, 2013). Em todas as etapas, é uma intensa forma de energia do movimento (ou energia cinética) que desagrega e transporta parte do solo.

### **2.1.2 Energia cinética**

A energia cinética é definida como proporcional ao peso (ou massa) do que está se movendo (água, junto com as partículas do solo) e ao quadrado de sua velocidade. As gotas da chuva atingem a superfície com uma velocidade entre 5 e 15 km/h, ao passo que a água das enxurradas tem velocidade bem menor, usualmente não superior a 1 km/h (LEPSCH, 2011). Dessa forma, a energia cinética das chuvas, depende física das mesmas, como diâmetros e velocidades das gotas de chuva. Sendo assim, o primeiro passo para a erosão hídrica é o impacto direto das gotas de chuva, que provocam forte desagregação das partículas do solo, impacto este que se dá somente quando sua superfície está desprovida de vegetação. Contudo, se existir revestimento (floresta), por exemplo, a copa das árvores absorverá a maior parte da energia cinética das gotas de chuva e, além disso, o manto de folhas sobre o solo (serrapilheira ou resíduos) amortecerá a intensidade do impacto, que advém do segundo trajeto, ou seja, das copas até a superfície do terreno.

### **2.1.3 Importância da cobertura vegetal**

A maior parte da água da chuva cai no solo, diretamente ou indiretamente, por meio de fluxo de tronco ou drenagem da folha. Uma pequena parte permanece nas folhas (interceptação) e, eventualmente, se evapora; no

entanto, a água que atinge a superfície do solo é armazenada (infiltrada) no perfil, viaja morro abaixo como escoamento superficial ou percola para águas subterrâneas (MOHAMMAD; ADAM, 2010). A quantidade de água que se infiltra no perfil do solo ou se transforma em escoamento depende de muitos fatores, tais como características do solo (OZTAS; KOC; COMAKLI, 2003), o tipo de cobertura vegetal (CHIRINO et al., 2006), e sistema radicular (GYSSSELS et al., 2005). A cobertura do solo, proporcionada pelos resíduos culturais deixados na superfície e a formação da serrapilheira, tem ação direta e efetiva na redução da erosão hídrica, promovendo a dissipação da energia cinética das gotas da chuva, diminuindo a desagregação das partículas de solo e o selamento superficial, e aumentando a infiltração de água. Ainda atua na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, no potencial erosivo da enxurrada (BRITO et al., 2005; CHAPLOT; BISSONNAIS, 2003; COGO; LEVIENS; SCHWARZ, 2003; MARTINS et al., 2010; OLIVEIRA et al., 2013; PIRES et al., 2006; REID et al., 1999; TROMBLE, 1976; ZHONG; YANG; ZEPP, 2004).

Estudos conduzidos por Martins et al. (2010) e Pires et al. (2006) avaliando a influência de sistemas de plantio de eucalipto na erosão hídrica, obtiveram que nos tratamentos com eucalipto as taxas de perda de solo ficaram bem abaixo dos valores de tolerância de perda para as respectivas classes de solos.

#### **2.1.4 Erosividade da chuva**

O principal parâmetro para relacionar as perdas de solo com a erosão hídrica é a erosividade da chuva, que é a capacidade das chuvas em desprender as partículas do solo (SANCHEZ-MORENO; MANNAERTS; JETTEN, 2014).

O índice mais utilizado para calcular a erosividade da chuva é o  $EI_{30}$ , desenvolvido por Wischmeier e Smith (1958) para as equações USLE (Equação

Universal de Perda de Solo) e RUSLE (Equação Universal de Perda de Solo Revisada) (HOYOS; WAYLEN; JARAMILLO, 2005), e apresentou boa correlação com perdas de solo em diversos estudos desenvolvidos no Brasil (BERTOL et al., 2007; 2008; LOMBARDI NETO; MOLDENHAUER, 1992; SILVA; IORI; SILVA, 2009).

O  $EI_{30}$  representa o produto da energia cinética com que a gota de chuva toca o solo pela sua intensidade máxima em trinta minutos. Segundo Bertoni e Lombardi Neto (2012) esse produto representa um termo de interação que mede o efeito de como a erosão por impacto, salpico e turbulência se combinam com a enxurrada para transportar as partículas de solo desprendidas.

Dessa forma, a determinação dos valores da erosividade, ao longo do ano, permite identificar os meses nos quais os riscos de perdas de solo e água são mais elevados, razão pela qual exerce papel relevante no planejamento de práticas conservacionistas fundamentadas na máxima cobertura do solo nas épocas críticas de maior capacidade erosiva das chuvas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012; WISCHMEIER; SMITH, 1978).

## **2.2 Qualidade do solo**

O manejo dos sistemas intensivos de produção agrícolas e florestais trouxe desenvolvimento econômico e social, mas também tem contribuído para a degradação das terras em termos de diminuição da matéria orgânica do solo, erosão do solo, perda de biodiversidade do solo e contaminação dos cursos d'água (KIRSCHENMANN, 2010). Durante as últimas duas décadas, não houve uma consciência crescente de que, além da produção de alimentos e fibras, a manutenção da qualidade do meio ambiente também é uma das funções dos solos.

Na tentativa de reverter a uma tendência de declínio da qualidade do solo, os pesquisadores tentam identificar práticas de manejo do solo adequadas



(CARDOSO, 2008; FREITAS et al., 2012; SHARMA et al., 2008). Ferramentas para avaliar a qualidade do solo são necessárias para garantir uma agricultura sustentável e para avaliar os efeitos das práticas de gestão sobre os processos do solo. Monitoramento de mudanças nos indicadores físicos, químicos e biológicos do solo é uma forma de avaliar a qualidade do solo. Idealmente, a avaliação da qualidade do solo deve envolver todos os três indicadores (BHARDWAJ et al., 2011), visto que o manejo dos sistemas de produção afetam todos os principais componentes - físicos, químicos e biológicos do solo. Além disso, a combinação de vários indicadores em um único índice pode ajudar a interpretar os dados de diferentes medições de solo e mostrar se os sistemas de manejo estão de adequados à produtividade sustentável e proteção ambiental (SHARMA et al., 2005). Na Figura 1 é possível visualizar a dinâmica dos

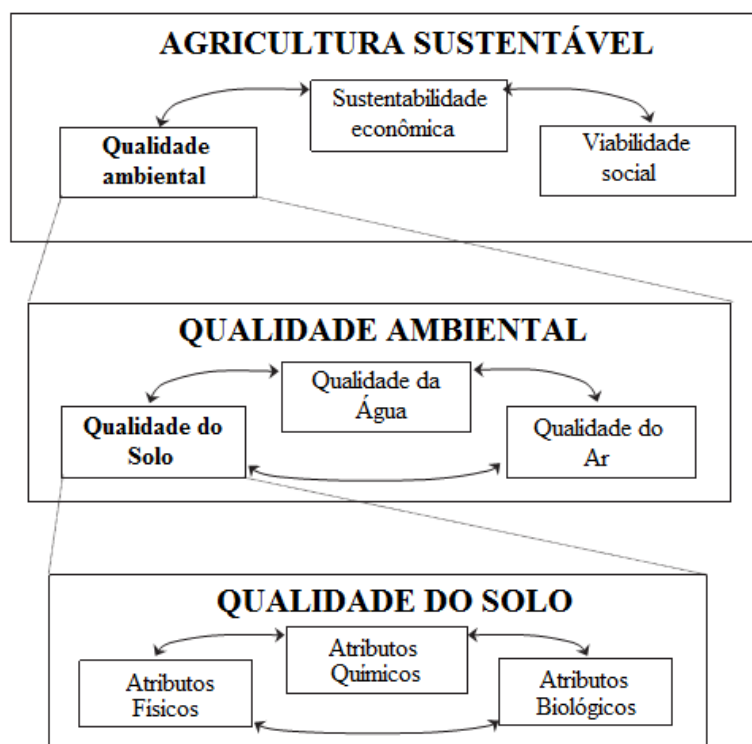
atributos do solo e suas relações à qualidade ambiental e a sustentabilidade dos sistemas de produção.

Figura 1 Relações entre a qualidade do solo e a agricultura sustentável.

Adaptado de: Karlen, Ditzler e Andrews (2003).

### 2.2.1 Índices de qualidade do solo

O cálculo do índice de qualidade do solo é uma questão central na avaliação da qualidade do solo. Geralmente é uma inferência indireta com base em uma avaliação integrada de indicadores de qualidade e os seus pesos. É uma abordagem amplamente aceita por causa de suas vantagens em identificar a complexidade sistemática da produtividade do solo, sob condições naturais e de



práticas agrícolas, por meio do uso de métodos matemáticos para avaliar a

relação entre certos atributos do solo e sua produtividade (SUN; ZHOU; ZHAO, 2003).

Muitos modelos quantitativos têm sido desenvolvidos no cálculo do índice de qualidade do solo, como o Índice de Qualidade Integrado (IQI) e o Índice de Qualidade Nemoro (IQN).

No modelo IQI, desenvolvido a partir do índice de Doran e Parkin (1994), a qualidade do solo é a soma dos correspondentes valores de peso de todos os indicadores selecionados, combinando as diferentes unidades dos indicadores em um índice por meio de funções de pontuação padrão.

O modelo IQN, desenvolvido por Nemoro (QIN; ZHAO, 2000; YAN; WU, 1994), baseia-se na média e a pontuação mínima do indicador, sendo que os pesos dos indicadores não são utilizados neste modelo. Os resultados são afetados pela pontuação mínima do indicador e refletem a Lei do Mínimo na produção agrícola (VAN DER PLOEG; BÖHM; KIRKHAM, 1999).

A disparidade entre as metodologias utilizadas para indexação dos indicadores de qualidade do solo e modelos leva a questões sobre se a aplicação de vários índices produziria resultados diferentes. No entanto, as oportunidades para a comparação entre os índices são raras, pois é raro ter mais de um índice de qualidade do solo disponível para qualquer área em particular.

### **3 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O entendimento dos processos que regem a erosão hídrica e suas relações com as perdas de solo e água em sistemas florestais, bem como a avaliação da qualidade dos solos, visando a uma adequação dos sistemas de produção a padrões de qualidade na qual, a preservação ambiental e a produtividade possam ser aliadas é de suma importância. Visto que os sistemas florestais, especialmente as florestas plantadas de eucalipto, situam-se em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas.

Sendo assim, o monitoramento da erosão hídrica e a quantificação da qualidade do solo, podem constituir importantes ferramentas para monitorar a sustentabilidade do sistema de produção, pois permite caracterizar uma situação atual, alertar para situações de risco e prever situações futuras. Ou seja, possibilita identificar o que ocorre no sistema de manejo em curso, ao identificar se contribui para aumentar ou reduzir à capacidade produtiva do solo indicando a necessidade da introdução de práticas conservacionistas visando à mitigação dos impactos provocados no solo em decorrência do sistema de plantio.

## REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTA PLANTADA - ABRAF. **Anuário estatístico da ABRAF**: ano base 2012. Brasília, DF, 2013. 148 p.

BERTOL, I. et al. Effect of chiseling and rainfall erosivity on some characteristics of water erosion in a nitosol under distinct management systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 2, p. 747-757, mar./abr. 2008.

BERTOL, I. et al. Erodibility of a typic hapludox evaluated under field conditions. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, n. 3, p. 541-549, maio/jun. 2007.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8. ed. São Paulo: Ícone, 2012. 360 p.

BHARDWAJ, A. K. et al. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 140, n. 3/4, p. 419-429, Mar. 2011.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 686 p.

BRITO, L. F. et al. Erosão hídrica de Latossolo Vermelho muito argiloso relevo ondulado em área de pós-plantio de eucalipto no Vale do Rio Doce, região

Centro Leste do Estado de Minas Gerais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 67, p. 27-36, abr. 2005.

CARDOSO, E. L. **Qualidade do solo em sistemas de pastagens cultivada e nativa na sub-região da Nhecolândia, Pantanal Sul Mato-Grossense**. 2008. 154 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2008.

CHAPLOT, V. A. M.; BISSONNAIS, Y. L. Runoff feature for interrill erosion at different rainfall intensities, slope lengths, and gradients in an agricultural lossial hillslope. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 67, n. 3, p. 844-851, May 2003.

CHIRINO, E. et al. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a Semi-arid landscape in south eastern Spine. **Catena**, Amsterdam, v. 65, n. 1, p. 19-29, Jan. 2006.

COGO, N. P.; LEVIENS, R.; SCHWARZ, R. A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 27, n. 4, p. 743-753, jul./ago. 2003.

CROSSON, P. Will erosion threaten agricultural productivity? **Environment**, Abingdon, v. 39, n. 8, p. 4-12, 1997.

DE MARIA, J. C. Erosão e terraços em plantio direto. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, p. 17-21, 1999.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W. et al. (Ed.). **Defining soil quality for sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America Proceedings, 1994. p. 3-21.

ESWARAN, H.; LAL, R.; REICH, P. F. Land degradation: an overview. In: BRIDGES, E. M. et al. (Ed.). **Responses to land degradation**. New Delhi: Oxford Press, 2001. Disponível em: <[http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/use/?cid=nrcs142p2\\_054028](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/use/?cid=nrcs142p2_054028)>. Acesso em: 18 jun. 2013.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Aumenta a degradação do solo**. 2008. Disponível em: <[https://www.fao.org.br/vernoticias.asp?id\\_noticia=467](https://www.fao.org.br/vernoticias.asp?id_noticia=467)>. Acesso em: 18 jul. 2013.

FREITAS, D. A. F. et al. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, CE, v. 43, n. 3, p. 417-428, jul./set. 2012.

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

GYSSSELS, G. et al. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. **Progress in Physical Geography**, Londres, v. 29, n. 2, p. 189-217, June 2005.

HOYOS, N.; WAYLEN, P. R.; JARAMILLO, A. Seasonal and spatial patterns of erosivity in a tropical watershed of the Colombian Andes. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 314, n. 1/4, p. 177-191, Nov. 2005.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, Amsterdam, v. 114, n. 3/4, p. 145-156, June 2003.

KIRSCHENMANN, F. Alternative agriculture in an energy and resource-depleting future. **Renewable Agriculture and Food Systems**, Cambridge, v. 25, n. 2, p. 85-89, June 2010.

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, Washington, D.C., v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, June 2004.

LAL, R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. **Critical Reviews in Plant Sciences**, Philadelphia, v. 17, n. 4, p. 319-464, 1998.

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

LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. **Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo**. Campinas: Instituto Agronômico, 1975. 12 p.

LOMBARDI NETO, F.; MOLDENHAUER, W. C. Rainfall erosivity - its distribution and relationship with soil loss at Campinas, state of São Paulo, Brazil. **Bragantia**, Campinas, v. 51, n. 2, p. 189-196, 1992.

LOMBORG, B. **The Skeptical Environmentalist: Measuring the Real State of the World**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 540 p.

MARTINS, S. G. et al. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 517-526, set. 2010.

MOHAMMAD, A. G.; ADAM, M. A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena**, Amsterdam, v. 81, n. 2, p. 97-103, May 2010.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT - OECD. **Environmental Performance of Agriculture at a Glance**. 2008. 122 p.

OLIVEIRA, A. H. et al. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, MG, v. 37, n. 2, p. 159-169, mar./abr. 2013.

OLIVEIRA, F. P. et al. Tolerância de perda de solo por erosão para o estado da Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, João Pessoa, v. 8, n. 2, p. 60-71, 2008.

ONYANDO, J. O.; KISOYAN, P.; CHEMELIL, M. C. Estimation of potential soil erosion for river perkerra catchment in Kenya. **Water Resources Management**, Dordrecht, v. 19, n. 2, p. 133-143, Apr. 2005.

OZTAS, T.; KOC, A.; COMAKLI, B. Change in vegetation and soil properties longe a slope on overgrazed and eroded rangelands. **Journal of Arid Environment**, Washington, D.C., v. 55, n. 1, p. 93-100, Sept. 2003.

PIMENTEL, D. Soil erosion: a food and environmental threat. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 8, n. 1, p. 119-137, Feb. 2006.

PIMENTEL, D. et al. 'Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits'. **Science**, Washington, D.C., v. 267, n. 5201, p. 1117-1123, Feb. 1995.

PIRES, L. S. et al. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 4, p. 687-695, abr. 2006.

QIN, M. Z.; ZHAO, J. Strategies for sustainable use and characteristics of soil quality changes in urban-rural marginal area: a case study of Kaifeng. **Acta Geographica Sinica**, Pequim, v. 55, n. 5, p. 545-554, June 2000.

REID, K. D. et al. Runoff and Erosion in a Pinon – Juniper Woodland: Influence of Vegetation Patches. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 63, n. 6, p. 1869-1879, Nov./Dec. 1999.

SANCHEZ-MORENO, J. F.; MANNAERTS, C. M.; JETTEN, V. Rainfall erosivity mapping for Santiago Island, Cape Verde. **Geoderma**, Amsterdam, v. 217/218, p. 74-82, Apr. 2014.

SHARMA, K. L. et al. Evaluation of long-term soil management practices using key indicators and soil quality indices in a semi-arid tropical Alfisol. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v. 46, n. 4, p. 368-377, June 2008.

SHARMA, K. L. et al. Long-term soil management effects on crop yields and soil quality in a dryland Alfisol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 83, n. 2, p. 246-259, Sept. 2005.

SILVA, R. B.; IORI, P.; SILVA, F. A. M. Proposition and compare of equations to estimate the rainfall erosivity in two cities of São Paulo state. **Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 4, p. 533-547, out./dez. 2009.

SUN, B.; ZHOU, S. L.; ZHAO, Q. G. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. **Geoderma**, Amsterdam, v. 115, n. 1/2, p. 85-99, July 2003.

TROMBLE, J. M. Semiarid rangeland treatment and surface runoff. **Journal of Range Management**, Tucson, v. 29, n. 3, p. 251-255, May 1976.

VAN DER PLOEG, R. R.; BÖHM, W.; KIRKHAM, M. B. On the origin of the theory of mineral nutrition of plants and the law of the minimum. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 63, n. 5, p. 1055-1062, Sept. 1999.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington, D.C: USDA, 1978. 58 p.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall energy and its relation to soil loss. **Transactions, American Geophysical Union**, Washington, D.C., v. 39, n. 2, p. 285-291, 1958.



YAN, W. J.; WU, Q. T. A primary approach on the quantitative assessment of soil quality. **Chinese Journal of Soil Science**, Pequim, v. 25, n. 6, p. 245-247, 1994.

ZHONG, B.; YANG, Y.; ZEPP, H. Effect of vegetation restoration on soil and water erosion and nutrient losses of a severely eroded clayey Plinthudults in southeast China. **Catena**, Amsterdam, v. 57, n. 1, p. 77-90, June 2004.

## **SEGUNDA PARTE**

### **ARTIGO 1: Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto, na bacia do rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul.**

**Normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo (versão preliminar)**

#### **RESUMO**

Nas regiões tropicais, o desgaste provocado no solo por ao das águas da chuva, ou seja, a erosão hídrica é a mais importante forma de degradao do solo. Visto que os plantios florestais de eucalipto estão inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbaes antrópicas em funo de razões como a ocorrência de plantaes em solos com baixos teores de argila, com baixa fertilidade natural e grande parte das plantaes estabelecidas em antigas áreas agrícolas e de pastagens degradadas, surge a necessidade do entendimento dos processos que regem a erosão hídrica e suas relaes com as perdas de solo e água nos sistemas florestais. O objetivo com este trabalho foi calcular os valores de erosividade da chuva (fator  $R - EI_{30}$ ), estimar a tolerância de perda de solo para as classes representativas nas áreas de estudo, avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica e verificar a influência, por meio de análise de componentes principais (ACP), de atributos físicos e matéria orgânica do solo sobre a erosão hídrica em florestas de eucalipto no estágio pós-plantio. Os tratamentos constituíram de diferentes sistemas de manejo dos resíduos e disposio de plantio (nível e desnível), em dois biomas distintos, Cerrado e Floresta, e solo descoberto. Os solos foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico tpico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico tpico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). O estudo foi realizado em áreas experimentais de plantio de eucalipto localizadas no

município de Três Lagoas, na bacia do Rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. O índice de erosividade anual obtido foi de 6.792,7 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Os valores de tolerância de perda de solo variaram de 9,0 a 11,0 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, para o LVd2 e LVd1, respectivamente. As perdas de solo apresentaram valores em torno de 0 a 0,505 Mg ha<sup>-1</sup> no LVd1 e 0 a 0,853 Mg ha<sup>-1</sup> no LVd2. A ACP se mostrou eficiente na discriminação dos sistemas de manejo em função da interação entre os atributos físicos e matéria orgânica do solo e suas relações com a erosão hídrica, possibilitando visualizar de forma clara a influência do manejo sobre estes atributos e a relação de ambos com as perdas de solo e água. Termos de indexação: erosividade, tolerância de perda de solo; USLE/RUSLE; eucalipto, análise de componentes principais.

Water erosion in post-planting eucalyptus forests in the Paraná River basin in eastern Mato Grosso do Sul.

#### SUMMARY

In tropical regions, soil wastage caused by rainwater action, or water erosion, is the most important form of soil degradation. In Brazil, eucalyptus plantations are mainly located on ecosystems sensitive to anthropogenic disturbances due to reasons such as: occurrence of plantations on soils with low contents of clay, soils with low fertility and most of the plantations being established on areas previously occupied by agriculture or by degraded pastures. Thus, a rises the necessity of understanding the processes that control water erosion and their relations with soil and water losses. The aim of this study was to calculate the values of rainfall erosivity (R factor - EI<sub>30</sub>), to estimate the soil loss tolerance for the representative soil classes in the studied areas, to evaluate soil and water losses by water erosion and verify the influence, using principal component analysis (PCA), of soil physical attributes and soil organic matter (SOM) on water erosion in post-planting stage, with minimum tillage.

Treatments consisted of different systems of waste management and disposal of planting (contour and downslope) in two distinct biomes, Cerrado and Forest, and bare soil. The soils were classified as Oxisol typical upper-middle texture phase forest (LVd1) and Oxisol typical medium-low texture phase cerrado (LVd2). The study was conducted in experimental areas of eucalyptus plantations located in Três Lagoas, in the Paraná River basin, eastern region of Mato Grosso do Sul. The annual erosivity index obtained was  $6.792,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . The values of tolerance had a range from 9.0 to 11.0  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  for LVd2 and LVd1 respectively. Soil losses for eucalyptus plantation were well below the tolerance limits for the studied soil classes. Among the forest systems, eucalyptus under contour planting with maintenance of the residue that was closest to the native vegetation in relation to soil and water losses. The PCA is efficient for discrimination of management systems based on the interaction between physical properties and soil organic matter and its relationship to water erosion, enabling the clear visualization of the influence of soil management systems on these attributes and their relation with soil and water losses.

Index terms: erosivity, soil loss tolerance, USLE/RUSLE, eucalyptus, principal component analysis.

## INTRODUÇÃO

A erosão dos solos é considerada um dos maiores problemas ambientais em todo o mundo, afetando tanto solos agrícolas quanto florestais (Hu & Flanagan, 2013; Wang et al., 2013). Na Europa, aproximadamente um terço dos países apresentam mais de 20% da área agricultável afetada moderada ou severamente pela erosão hídrica (OECD, 2008), essa mesma porcentagem de degradação foi encontrada pela FAO (2008) em relação aos solos em um nível global. De acordo com Pimentel et al. (1995), as taxas de erosão são mais altas na Ásia, África e América do Sul, apresentando uma média de 30 a 40 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, taxas que estão bem acima da taxa média de formação do solo, que é de aproximadamente 1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> (taxa de conversão do material de origem em horizontes A, E e B do solo). As taxas de erosão em florestas sem intervenção antrópica estão em torno de 0,004 a 0,05 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. No Brasil, estudos apontam perdas de solo variando de 15 a 25 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> nas áreas agricultáveis (De Maria, 1999; Bertoni & Lombardi Neto, 2012), valores que estão bem acima da tolerância de perda para solos brasileiros (Lombardi Neto & Bertoni, 1975; Galindo & Margolis, 1989; Oliveira et al., 2008).

Nas regiões tropicais, o desgaste provocado no solo por ação das águas da chuva, ou seja, a erosão hídrica é praticamente a única forma séria de erosão, já que os demais agentes atmosféricos, com potencial erosivo, apresentam pouca importância. Dessa forma, a cobertura do solo e o sistema de manejo tornam-se importantes fatores que afetam a intensidade do escoamento superficial e a erosão hídrica (Chirino et al., 2006; Pimentel, 2006; Mohammad & Adam, 2010; Oliveira et al., 2013), que pode ser intensificada em função das operações agrícolas que revolvem e expõem a superfície do solo à ação das chuvas e, conseqüentemente, à erosão (García-Ruiz, 2010; Freitas et al., 2012).

Diversos estudos demonstram que as reduções na profundidade dos solos provocada pela erosão hídrica implicam na diminuição da produtividade e

sustentabilidade dos sistemas agrícolas (Hurtado & De la Rosa, 1982; Pierce et al., 1983; De la Rosa et al., 2000; Li et al., 2009). Os primeiros estudos sobre o valor de tolerância de perdas de solo no Brasil foram conduzidos por Lombardi Neto & Bertoni (1975), que trabalharam com solos do Estado de São Paulo, focados na profundidade efetiva do solo e relação textural dos horizontes superficiais. Posteriormente, Galindo & Margolis (1989) avaliaram a influência do teor de matéria orgânica e o grau de permeabilidade do solo. Bertol & Almeida (2000) atribuíram valores para a matéria orgânica e fatores para a permeabilidade. Esta última proposta é a mais utilizada recentemente em estudos de tolerância de perda de solo no Brasil (Oliveira et al., 2011).

As tecnologias de conservação de solo e água já existem há muito tempo como forma de combater os efeitos negativos das perdas de solo devido à erosão hídrica (Cerdà et al., 2009). Os objetivos destas tecnologias são reduzir tanto as perdas de solo e água no local, quanto às consequências fora da região de erosão, tais como assoreamento dos cursos d'água, deterioração da qualidade da água e inundações (Owens et al., 2005; Vanmaercke et al., 2011). Pesquisas também têm demonstrado o papel destas técnicas na conservação de várias funções do ecossistema do solo e nos ciclos biogeoquímicos, incluindo o seqüestro de carbono (Conley, 2000). A erosão hídrica é responsável, no mundo todo, pela liberação de aproximadamente 1 Gt de carbono por ano na atmosfera (Lal et al., 2004). Dessa forma, considerando que o papel destas técnicas na redução da perda de solo é bem reconhecido pela eficácia no controle da erosão (Lal et al., 2007; Derpsch et al., 2010), ainda há uma necessidade de integrar estas tecnologias conservacionistas efetivamente nos sistemas de manejo dos solos em florestas plantadas, objetivando a sustentabilidade.

Essa integração é essencial nos sistemas florestais, onde grande parte dos impactos é decorrente de operações de manejo adotadas, em sua maioria, atribuídos às operações de preparo do solo, tratos culturais, colheita mecanizada

da madeira e à construção e manutenção de estradas florestais (Oliveira et al., 2013). Outro agravante é o fato dos plantios florestais estarem inseridos em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas em função de razões como: ocorrência de plantações em relevo acidentado; solos com baixa fertilidade natural e grande parte das plantações estabelecidas em antigas áreas agrícolas e de pastagens degradadas.

Este é o histórico dos solos sob plantios de eucalipto no Mato Grosso do Sul, especificamente a região leste do estado, onde o setor florestal merece destaque, pois concentra grande parte das plantações de eucalipto no Brasil (11,5%), com uma área plantada correspondente a 587,310 ha, sendo o quarto maior estado produtor de Eucalipto do país (ABRAF, 2013).

Dessa forma, o entendimento dos processos que regem a erosão hídrica e suas relações com as perdas de solo e água em sistemas florestais é de suma importância na identificação e escolha de medidas apropriadas, visando um planejamento conservacionista e, conseqüentemente, uma produtividade sustentável.

O objetivo com este trabalho foi calcular os valores de erosividade da chuva (fator  $R - EI_{30}$ ), estimar a tolerância de perda de solo para as classes de solos representativas das áreas de estudo, avaliar as perdas de solo e água por erosão hídrica e verificar a influência de atributos físicos e matéria orgânica do solo sobre a erosão hídrica, em florestas de eucalipto no estágio pós-plantio, conduzido no sistema de cultivo mínimo.

## MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em solos sob plantios de eucalipto em duas sub-bacias hidrográficas, denominadas hortos florestais Matão e Barra do Moeda, pertencentes a bacia hidrográfica do Rio Paraná, localizados no município de Três Lagoas, MS, nas coordenadas 20°45' S e 51°40' W (Figura

1). O clima nas regiões é o Aw de acordo com a classificação de Köppen, caracterizando como clima tropical quente e úmido. A temperatura média é de 26 °C. Possui estação chuvosa no verão e seca no inverno. A precipitação total anual varia entre 900 mm e 1.400 mm e a altitude média varia entre 350 e 400 m. A vegetação predominante pertence aos biomas de Cerrado, na cota mais alta e Floresta Nativa, na cota mais baixa, na calha do Rio Paraná. Os solos dominantes nas regiões de estudo foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2).

Os sistemas adotados no LVd1 constituíram de solo descoberto (SD), plantio em nível sem resíduo (ES), plantio em nível com resíduo (EC) e floresta nativa (FN), sendo as declividades 3; 3; 4 e 3%, respectivamente. No LVd2 os sistemas foram: solo descoberto (SD), plantio em nível sem resíduo (ES), plantio em nível com resíduo (EC), plantio em desnível (ED) e cerrado nativo (CN), sendo as declividades 3; 2; 3; 5 e 4%, respectivamente. As parcelas para avaliação das perdas de solo e água foram instaladas no campo, com dimensões de 4,0 x 24 m para os tratamentos com solo descoberto, vegetação nativa e eucalipto sem resíduo/desnível (Figura 2); e 14 x 24 m nos tratamentos sob eucalipto com resíduo (Figura 3).



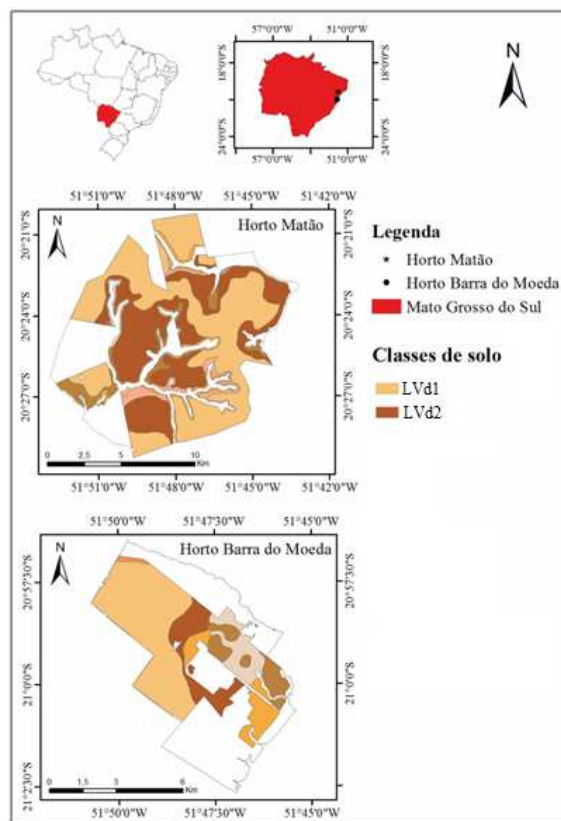


Figura 1. Localização das áreas de estudo com destaque para as Sub-bacias estudadas e abrangência dos solos estudados, Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2).

Essas parcelas foram contornadas com chapas galvanizadas com 40 cm de altura, enterradas a uma profundidade de 20 cm. O comprimento da parcela acompanha o sentido do declive do terreno. Na parte inferior das parcelas foram colocadas calhas coletoras, das quais saem canos de PVC de três polegadas para conduzir a enxurrada até os tanques coletores.

O sistema coletor é composto de um tanque de sedimentação com capacidade de 500 L e um tanque coletor de água e sedimentos com capacidade para 250 L (Figuras 2 e 3). Entre o tanque de sedimentação e o tanque coletor há um sistema divisor do tipo Geib (Geib, 1933) com 15 janelas para que, depois do enchimento do tanque de sedimentação, apenas 1/15 da enxurrada fosse conduzido para o tanque coletor (Figura 4).



Figura 2. Parcela para coleta de perdas de solo e água nos sistemas com solo descoberto, vegetação nativa, eucalipto sem resíduo e eucalipto em desnível.



Figura 3. Parcela para coleta de perdas de solo e água nos sistemas de eucalipto com resíduo.



Figura 4. Detalhe do sistema divisor do tipo Geib.

Adicionalmente, foi calculada a tolerância de perda de solo, que é definida como a quantidade de solo que pode ser perdida sem que, em longo prazo, haja um declínio na produtividade (Wischmeier & Smith, 1978). O valor de tolerância foi determinado para cada classe de solo predominante nas regiões avaliadas.

A tolerância de perda de solo foi obtida utilizando o método proposto por Bertol & Almeida (2000).

$$T = h r_a m p d 1.000^{-1}$$

em que: T = tolerância de perda de solo ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ); h = profundidade efetiva do solo (cm), limitada a 1,0 m;  $r_a$  = relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A; m = fator que expressa o efeito da matéria orgânica na camada de 0-20 cm do solo; p = fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo; d = densidade do solo ( $\text{g cm}^{-3}$ ); 1.000 = constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura.

Para os solos com teor de matéria orgânica na camada de 0-20 cm maior que  $50 \text{ g kg}^{-1}$ , entre  $50$  e  $25 \text{ g kg}^{-1}$  e menor do que  $25 \text{ g kg}^{-1}$ , foram adotados os valores 1,00, 0,85 e 0,70 para a variável m, respectivamente.

Para uma permeabilidade classificada como rápida, moderada e lenta, utilizaram-se os valores 1,00, 0,85 e 0,70, para o fator p, respectivamente. O valor 1,00 para o grau máximo de permeabilidade (rápida ou maior) dos solos foi adotado, considerando que solos com maior capacidade de drenagem poderiam permitir a perda máxima por erosão, com base no fato de serem tais solos, em geral, mais profundos e mais bem estruturados do que os demais. Os demais valores (0,85 e 0,70) foram arbitrados, com o objetivo de diferenciar os níveis de tolerância de perda por erosão hídrica para solos com distintos graus de permeabilidade (Bertol & Almeida, 2000).

As coletas para determinação das perdas de solo e água foram realizadas a cada evento de chuva considerada erosiva, no período compreendido entre janeiro de 2012 a março de 2013. Os dados de perdas de solo e água foram agrupados por trimestres, sendo o ano de 2012 dividido em T1, T2, T3 e T4; e 2013 apenas T1.

A fim de quantificar as perdas de solo e água, amostras de enxurrada e sedimentos foram retiradas dos tanques de coleta, segundo metodologia descrita por Cogo (1978). Depois de agitar as amostras, foram retiradas três alíquotas no volume de 250 ml, as quais foram transferidas para o laboratório e submetidas à decantação. O material decantado foi seco em estufa a 105 °C. Os cálculos das perdas de solo foram expressos em termos de  $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e das perdas de água em mm.

No Brasil, são consideradas chuvas erosivas as que registram mais de 10 mm, 6 mm em 15 min, ou energia cinética maior que 3,6 MJ (Wischmeier, 1959; De Maria, 1994). Para o estudo da erosividade da chuva foram utilizados dados pluviográficos, obtidos de estação climatológica automatizada localizada no município de Três Lagoas, que gerou dados com intervalos de 5 minutos. A partir das precipitações, foram calculadas as energias cinéticas totais das chuvas erosivas para cada evento. Para o cálculo da energia cinética ( $E_c$ ), utilizou-se a equação proposta por Wischmeier & Smith (1958):

$$E_c = 0,0119 + 0,0873 \log I$$

em que:  $E_c$  é a energia cinética ( $\text{MJ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ) e  $I$  é a intensidade média da chuva ( $\text{mm h}^{-1}$ ).

O índice de erosividade  $EI_{30}$  ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ) de cada chuva individual erosiva foi calculado multiplicando a energia cinética pela sua intensidade máxima em 30 minutos ( $\text{mm h}^{-1}$ ). O  $EI_{30}$  mensal foi calculado pelo somatório dos valores desse índice para todas as chuvas individuais erosivas que ocorreram em cada mês do ano (Wischmeier & Smith, 1958).

Em amostras com estrutura indeformada coletadas com amostrador de Uhland em cilindros com volume médio de  $313,5 \text{ cm}^3$ , na profundidade de 5 a 15 cm, foram determinados: densidade do solo (Blake & Hartge, 1986), volume total de poros (Danielson & Sutherland, 1986), macroporosidade e microporosidade (Embrapa, 2011). Amostras com estrutura deformada foram coletadas na profundidade de 0–20 cm, em três repetições, sendo secas ao ar e passadas na peneira de 2 mm (terra fina) para o cálculo dos índices de flocculação (IF) de acordo com Embrapa (2011). Os teores de carbono orgânico foram determinados por oxidação, segundo Embrapa (2011), e o da matéria orgânica do solo (MOS), multiplicando-se o teor de carbono orgânico pelo fator 1,724.

Agregados secos ao ar foram padronizados quanto ao tamanho, em peneiras entre 7,93 a 4,76 mm. A estabilidade de agregados foi determinada por meio de peneiramento em água, utilizando as peneiras de 2,00, 1,00, 0,50, 0,25 e 0,105 mm. Os resultados foram expressos em diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados de acordo com Kemper & Rosenau (1986).

A permeabilidade do solo a água ( $K_s$ ) foi determinada por meio de permeâmetro de carga constante, seguindo metodologia descrita por Lima et al. (1990), com o uso de amostras indeformadas saturadas previamente por capilaridade. Considerou-se para efeito de cálculo, o valor estabilizado após cinco leituras iguais.

O teste de resistência do solo à penetração (RP) foi realizado em campo, até a profundidade de 60 cm, utilizando-se um penetrômetro de impacto (Stolf, 1991), com três repetições para cada sistema de manejo estudado. A transformação dos valores da penetração da haste do aparelho no solo (impactos  $\text{cm}^{-1}$ ) em RP (MPa) foi feita segundo Stolf (1991).

Visando estabelecer uma correlação entre os atributos do solo e as perdas de solo e água em cada tratamento, foi utilizada a análise de componentes principais (ACP), que é considerada uma técnica de interdependência, em que as

variáveis não são definidas como dependentes ou independentes, pois são analisadas simultaneamente, sendo aplicada aos atributos físicos e MOS, com valores padronizados (média nula e variância unitária) (Hair et al., 2005), considerando como variáveis suplementares as perdas de solo e água. A padronização dos dados garante a consistência da técnica, uma vez que as medidas de distância são sensíveis a diferenças de escalas ou magnitudes das variáveis (Miqueloni & Bueno, 2011).

A ACP foi utilizada com o intuito de visualizar a distribuição dos fatores no plano bidimensional formado por componentes principais, bem como analisar o poder discriminatório dos fatores de perda de solo e água em cada componente principal. As análises estatísticas foram feitas utilizando o software R 2.15.3 (R Development, 2013).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A precipitação total no período de estudo foi de 1.534,9 mm, com valores mais elevados em T1 e T4, respectivamente o primeiro e o último trimestre do ano (Figura 5).

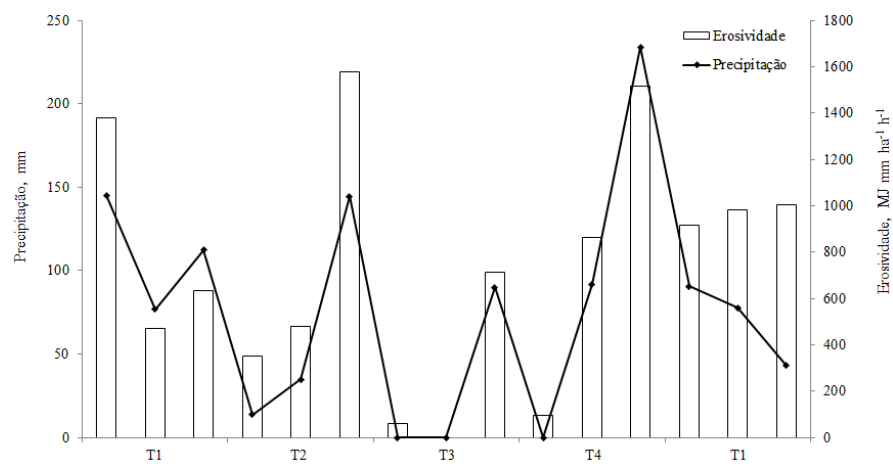


Figura 5. Precipitação pluvial mensal e erosividade da chuva, nos quatros trimestres de 2012 (T1, T2, T3 e T4) e no primeiro de 2013 (T1).

A média mensal do índice de erosividade foi maior no período mais chuvoso (Figura 5). Nesse período a precipitação pluvial e a sua intensidade ocorrem de forma mais acentuada, característica de chuvas convectivas, típicas de regiões tropicais e caracterizam-se por ser de grande intensidade e curta duração. A concentração de chuvas erosivas nos meses iniciais e finais do ano chama atenção para a incorporação de práticas conservacionistas nesses períodos considerados críticos.

A erosividade para a região de Três Lagoas está associada a concentrações de chuvas em determinado período do ano, em virtude das características climáticas regionais, proximidade da calha do Rio Paraná e seus afluentes, bem como da dinâmica e da influência de fatores associados à circulação atmosférica.

O índice de erosividade anual foi de 6.792,7 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, dentro da faixa estabelecida para o país que é de 5.000 a 12.000 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, de acordo com estudos de Cogo (1988). Oliveira et al. (2011) estimando o índice EI<sub>30</sub> para o estado do Mato Grosso do Sul encontrou valores médios de erosividade anual variando de 5.770 a 13.601 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, obtendo uma média anual para o estado de 9.318 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

As perdas de solo apresentaram amplitude de 0,0 (FN) a 0,505 (SD) Mg ha<sup>-1</sup> no LVd1 e de 0,0 (EC) a 0,853 (ES) Mg ha<sup>-1</sup> no LVd2 (Quadro 1). As maiores perdas de solo encontradas no LVd2, estão associadas à menor quantidade de argila em relação ao LVd1 (Quadro 2), conferindo-o maior fragilidade. Estes valores estão próximos aos encontrados por Brito et al. (2005) e Silva et al. (2011) que, trabalhando com parcelas de eucalipto em Latossolo Vermelho distrófico típico, textura muito argilosa, encontraram valores variando de 0,011 a 1,77 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> e 0,008 a 4,87 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente.



Os períodos que apresentaram maiores valores de perdas de solo (T1 e T4) (Quadro 1) coincidiram com os de máxima erosividade (Figura 5), em ambas as classes de solo, correlação também observada por Marques et al. (1997), Bagarello et al. (2011) e Kateb et al. (2013), que pode ser explicada devido à alteração, no decorrer da chuva, das condições da superfície e da umidade do solo; pois quando ocorre o pico de maior intensidade, o solo está muito úmido, favorecendo a desagregação e o transporte das partículas, por meio do escoamento superficial.

Quadro 1. Valores de perdas de solo e água por erosão hídrica para cada sistema de manejo, nas regiões e períodos avaliados.

Classe de Solo	Tratamento	Perda de Solo						Perda de Água						%
		T1	T2	T3	T4	T1	Total	T1	T2	T3	T4	T1	Total	
		----- Mg ha <sup>-1</sup> período <sup>-1</sup> -----						----- mm período <sup>-1</sup> -----						
LVd1	FN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,125	0	3,125	0,2
	EC	0,002	0,008	0,003	0	0	0,013	0,201	0,705	0,139	0,174	0	1,219	0,1
	ES	0	0	0	0,12	0,063	0,183	0	0,052	0	33,7	36,667	70,419	4,6
	SD	0,092	0,099	0,048	0,159	0,107	0,505	13,754	63,333	23,854	14,725	9,059	124,725	8,1
LVd2	CN	0,019	0,002	0,001	0,02	0,111	0,153	1,458	1,458	0,104	1,771	1,458	6,249	0,4
	EC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
	ED	0,008	0,047	0,006	0	0,004	0,065	9,896	9,271	5,104	0	0,729	25	1,6
	ES	0,298	0,19	0	0,186	0,179	0,853	36,198	27,396	0	18,438	16,875	98,907	6,4
	SD	0,065	0,012	0,022	0,15	0,086	0,335	57,083	14,583	16,042	118,438	123,125	329,271	21,5

Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1); Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). Trimestres dos anos de 2012 (T1, T2, T3 e T4) e 2013 (T1); Tratamento (Trat); Plantio em nível com resíduo (EC); plantio em nível sem resíduo (ES); plantio em desnível com resíduo (ED); Floresta nativa (FN); Cerrado nativo (CN) e Solo descoberto (SD).

Entre os sistemas estudados, os resultados de perda de solo para LVd1 e LVd2 obedecem, respectivamente, à ordem: FN < EC < ES < SD e EC < CN < ED < SD < ES (Quadro 1). Diversos estudos tem evidenciado que ambientes com vegetação nativa apresentam menores taxas de erosão hídrica (Albuquerque et al., 2001; Martins et al., 2003; Neary et al., 2009; Kateb et al., 2013; Oliveira et al., 2013). As menores perdas observadas nos ambientes nativos podem ser explicadas pela interceptação das gotas de chuvas pelo dossel das árvores e pela existência de uma rica serrapilheira, que proporciona maiores valores de macroporosidade e condutividade hidráulica (Quadro 2).

O fato de SD apresentar menor perda de solo que ES no LVd2, possivelmente está associado ao selamento superficial do solo. Fenômeno este que é caracterizado pela constituição de uma fina camada de partículas com uma organização e adensamento que dificultam a infiltração da água no perfil do solo. Reichert & Cabeda (1992), avaliando o selamento superficial em sete solos do Rio Grande do Sul, concluíram que a camada selada contém maiores teores de areia em relação aos de argila. Como pode ser observado no Quadro 2, o LVd2 apresenta baixos valores de permeabilidade e elevados teores de areia em relação ao LVd1. O selamento induz maiores perdas de água, entretanto, é de se esperar que as perdas de solo sejam menores, visto que o arraste de partículas é reduzido nestas condições, quando comparado a um solo onde isso não ocorre.

Lal & Elliot (1994) ressaltam a textura do solo como um fator importante que influencia a erosão do solo por afetar os processos de desagregação e transporte, uma vez que, enquanto grandes partículas de areia resistem ao transporte, solos com teores mais elevados de argila resistem à desagregação, sendo a areia fina e o silte as texturas mais suscetíveis à desagregação e ao transporte.

Quadro 2. Atributos físicos e químicos dos solos, na camada de 5-15 cm, de acordo com os tratamentos estudados.

Atributos	LVd1				LVd2				
	FN	EC	ES	SD	CN	EC	ED	ES	SD
Argila (g kg <sup>-1</sup> )	150	280	300	310	60	130	110	120	120
Silte (g kg <sup>-1</sup> )	40	60	60	70	50	40	30	30	40
Areia Grossa (g kg <sup>-1</sup> )	370	200	200	170	200	170	110	200	140
Areia Fina (g kg <sup>-1</sup> )	440	460	440	450	690	660	750	650	700
Densidade do Solo (g cm <sup>-3</sup> )	1,36	1,32	1,37	1,44	1,47	1,48	1,51	1,51	1,57
Porosidade Total (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,49	0,51	0,46	0,46	0,45	0,44	0,43	0,42	0,4
Macroporosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,3	0,2	0,15	0,15	0,27	0,19	0,18	0,19	0,19
Microporosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> )	0,19	0,31	0,31	0,31	0,18	0,25	0,26	0,23	0,21
Índice de Floculação (%)	64	59	48	51	80	73	80	69	60
DMG (mm)	4,78	3,13	3,1	1,51	3,56	3,48	4,07	3,61	3,42
Permeabilidade (mm h <sup>-1</sup> )	3829,8	865,5	435,3	190,4	1329,3	256,3	512,3	282	46
Matéria Orgânica (g kg <sup>-1</sup> )	63,6	66,4	55	44,5	30,9	45	41,5	40	29,5

Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1); Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). Diâmetro médio geométrico de agregados do solo (DMG); resistência do solo à penetração (RP); Plantio em nível com resíduo (EC); plantio em nível sem resíduo (ES); plantio em desnível com resíduo (ED); Floresta nativa (FN); Cerrado nativo (CN) e Solo descoberto (SD).

Dessa forma, as maiores taxas de erosão observadas no LVd2, em relação a LVd1, possivelmente estão relacionadas à textura desta classe de solo. Onde os teores de argila e de areia grossa são bem menores que em LVd1 (Quadro 2). Em ambientes anteriormente degradados, como é o caso das áreas em estudo, um pequeno aumento no teor de argila do solo proporciona maior resistência às perdas de solo e água por erosão hídrica. Outro fator que faz com que LVd2 seja um solo mais susceptível à erosão é o alto teor de areia fina, tendo valores variando de 660 a 750 g kg<sup>-1</sup>, enquanto que o maior valor dessa fração encontrado no LVd1 é de 460 g kg<sup>-1</sup> (Quadro 2).

Nos sistemas de manejo com floresta de eucalipto as maiores perdas de solo foram observadas para sistema ES, nas duas classes de solo, evidenciando o efeito negativo da retirada da serrapilheira e ou restos culturais (Quadro 1). Além do mais, vale a pena salientar o efeito positivo da cobertura do solo nos sistemas EC, visto que foram os tratamentos que apresentaram valores mais próximos da vegetação nativa em ambas as regiões de estudo. Isso ocorre devido ao período que o solo fica em pousio durante o ciclo da cultura do eucalipto, que varia de seis a sete anos, no caso de produção de madeira para celulose. Neste período, há crescente acúmulo de material vegetal, em função da serrapilheira, composta pela queda de galhos e folhas. Além disso, há o crescimento de sub-bosque, favorecendo a proteção da superfície do solo (Martins et al., 2010). Outro fator que contribuiu para a redução das perdas de solo nos sistemas com eucalipto foi o sistema de preparo do solo adotado, cultivo mínimo, o qual consiste em revolver o solo o mínimo necessário, mantendo os resíduos vegetais sobre o mesmo, como cobertura morta, evitando que este fique descoberto nos primeiros anos de plantio e favorecendo a agregação do solo.

Assim, a cobertura vegetal pode ser considerada como um dos fatores mais importantes que controlam o escoamento superficial e a perda de solo (Andreu et al., 1998; Peng & Wang, 2012). Estudando o efeito da cobertura

vegetal na erosão hídrica com parcelas de perda de solo Xu et al. (2013), demonstraram que as taxas de erosão em parcelas descobertas foram de 3 a 10 vezes maiores que as observadas em parcelas com cobertura vegetal pré-existente.

Dessa forma, aumentar a cobertura da vegetação torna-se uma estratégia muito eficaz para reduzir a erosão do solo, pois a vegetação aumenta a infiltração e reduz o escoamento superficial (Cerdà, 1999). Por exemplo, Zhang et al. (2004) mostraram que depois de um esforço de 10 anos visando a restauração da vegetação em Argissolos severamente erodidos, a taxa de perda de solo foi drasticamente reduzida para 2 a 43 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, comparado a taxa de 53 a 256 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> antes da vegetação ser restaurada. Estudando o efeito da cobertura vegetal sobre a erosão hídrica em plantios de eucalipto, Lima (1996) encontrou valores elevados de perda de solo no primeiro ano pós-plantio, 1,0 a 10,4 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Segundo este autor, com o crescimento do eucalipto, o escoamento superficial e as perdas de solo diminuíram, atingindo no quarto ano valores entre 0,01 a 0,1 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, evidenciando o efeito positivo da cobertura vegetal na conservação do solo.

Juntamente com a cobertura vegetal, a declividade do terreno também tem impacto considerável sobre a erosão hídrica, fato que já foi observado em trabalhos anteriores (Nearing, 1997; Pimentel, 2006; Pires et al., 2006; Koulouri & Giourga, 2007; Cerdà et al., 2009) e confirmado pelos resultados do presente estudo, onde o sistema com eucalipto no sentido do declive, suave ondulado, apresentou perdas de solo intermediárias entre EC e ES no LVd2, evidenciando a importância do plantio em nível e da cobertura vegetal.

Dentre os biomas estudados, a vegetação nativa de Floresta (FN) apresentou menores de perdas de solo do que o Cerrado (CN), com valores na ordem de 0,153 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, enquanto que FN teve valor nulo (Quadro 1). Martins et al. (2010), trabalhando com perdas de solos em sistemas florestais,

obteve para o ambiente Mata Atlântica perdas na ordem de  $0,04 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

As perdas de água variaram de 0,2% (FN) a 0,4% (CN) da precipitação no período (Quadro 1). Os maiores valores de perdas de solo e água no Cerrado estão associados, principalmente, com a vegetação predominante deste bioma, com espécies gramíneas ralas e arbóreas com baixa densidade de plantas (Vale Júnior et al., 2009). Estas características da vegetação de Cerrado proporcionam menor proteção ao solo, comparativamente à Floresta, permitindo o impacto direto das gotas das chuvas sobre a superfície do solo, gerando salpicamento e selamento superficial, reduzindo a capacidade de infiltração de água no solo e aumentando as perdas por erosão hídrica.

No LVd1, para todos os sistemas avaliados, as perdas de água variaram de 0,1% (EC) a 8,1% (SD) (Quadro 1) da precipitação média do período estudado (Figura 5), enquanto que no LVd2 a amplitude foi de 0,0% (EC) a 21,5% (SD). Nas duas áreas estudadas, apenas o EC apresentou perdas de água menores que a vegetação nativa, que é o sistema em equilíbrio, fato que também foi observado por Kouli et al. (2009) e Oliveira et al. (2013), e que evidencia a importância da cobertura do solo proporcionada pela copa das árvores e a formação da serrapilheira na redução das perdas de água.

Entre os sistemas com eucalipto o que mais perdeu água foi o ES, com valores de 4,6% e 6,4%, para LVd1 e LVd2, respectivamente (Quadro 1). Estes valores encontram-se acima dos obtidos por Silva et al. (2011) em plantios florestais na região Centro-Leste de Minas Gerais, com Latossolo Vermelho distrófico típico e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico, ambos com textura muito argilosa, os quais apresentaram perdas de água de 1,2% e 2,6%, respectivamente. Ressaltando o efeito positivo do teor de argila na redução da erosão hídrica.

Os valores de tolerância de perda de solo foram 9 e  $11 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , para LVd2 e LVd1, respectivamente. Resultados que estão em consonância com

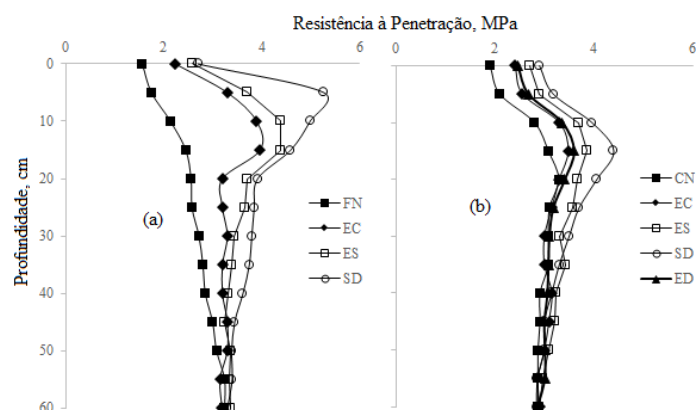
valores encontrados para Latossolo Vermelho distrófico obtidos por Bertol & Almeida (2000), Silva et al. (2002), Mannigel et al. (2002), Oliveira et al. (2008) e Oliveira et al. (2011). Portanto, é possível verificar a adequação dos sistemas de manejo, avaliados no contexto da erosão hídrica, em virtude de os resultados de perda de solo estarem abaixo dos limites toleráveis para as classes estudadas neste trabalho.

Avaliando a influência dos atributos físicos e a matéria orgânica do solo na erosão hídrica, é possível observar que os maiores valores de resistência do solo à penetração (Figura 6) estão associados aos ambientes com maiores valores de perdas de solo e água (Figura 7), indicando uma relação direta deste atributo com a erosão hídrica. De acordo com Canarache (1990) valores acima de 2,5 MPa começam a restringir o pleno crescimento radicular das plantas. Neste contexto, verifica-se que, em LVd1, os valores de RP (Figura 6) podem ser considerados elevados, visto que à exceção da FN, todos os sistemas apresentaram valores superiores a 2,5MPa na maior parte do perfil estudado. Além disso, observa-se que, de maneira geral, todos os sistemas de manejo nas duas áreas, tiveram aumento dos valores de RP em relação à vegetação nativa (Figura 6), principalmente na camada compreendida entre as profundidades de 10 e 20 cm, destacando-se que o valor máximo foi obtido no solo descoberto, seguido do sistema ES e EC. O gradiente crescente de resistência do solo à penetração na camada de 20–40 cm para FN pode ser atribuído ao processo pedogenético conhecido como adensamento (Martins et al., 2002).

Tendo em vista que LVd2 apresenta maior quantidade de areia em relação ao LVd1(Quadro 2), os valores limites de RP atribuídos para solos tendendo a arenosos, podem ser mais adequados para se ter como parâmetro. Sene et al. (1985) propuseram um intervalo crítico de RP entre 6,0 a 7,0 Mpa para solos com textura arenosa. Dessa forma, pode-se dizer que todos os tratamentos no LVd2 estão dentro do intervalo supracitado, entretanto o ED



apresentou maiores valores de RP em relação ao EC, o que reforça a importância do plantio em nível e a preservação da serapilheira no controle da erosão hídrica. Segundo Ehlers et al. (1983), altos valores de resistência do solo à penetração, na ordem de 5,0 MPa, são admitidos em sistemas conservacionistas com maior aporte de matéria orgânica e presença de raízes crescendo por canais contínuos,



deixados pela fauna do solo e pelo sistema radicular decomposto.

Figura 6. Resistência do solo à penetração para as classes de solos estudadas, LVd2 (a) e LVd1 (b), nas profundidades de 0 a 60 cm, sob sistemas de manejo. Floresta nativa (FN); plantio em nível com resíduo (EC); plantio em nível sem resíduo (ES); Solo descoberto (SD); cerrado nativo (CN) e plantio em desnível (ED).

Em concordância, Brito et al. (2005), estudando erosão hídrica em Latossolo Vermelho distrófico típico, textura muito argilosa, sob plantio de eucalipto verificou correlação positiva da RP com perdas de solo, entretanto, os valores encontrados também não foram considerados críticos. Fato que possivelmente está associado às características dos Latossolos que ajudam a reduzir substancialmente a erosão, como permeabilidade acentuada, certa coerência entre os agregados, estrutura tipicamente entre blocos e granular, e teores consideráveis de matéria orgânica.

A ACP discriminou os ambientes segundo os atributos físicos do solo e a MOS em cada região. No presente estudo, foram considerados apenas os dois primeiros autovalores obtidos da matriz de covariância dos dados originais (Figura 7).

Os dois primeiros componentes principais retêm, no LVd1, 87% das informações, tendo o primeiro componente principal (PC1) 68% da variância total e o segundo (PC2) 19%. No LVd2, os componentes principais, PC1 (48%) e PC2 (27%) retêm 75% das informações. Existem diversos trabalhos que utilizaram a ACP em estudos envolvendo características químicas e físicas dos solos com autovalores acima de 70% e reduzido número de componentes principais, com resultados satisfatórios (Melém Junior et al., 2008; Valladares et al., 2008; Lima et al., 2009; Miqueloni & Bueno, 2011).

Em LVd1 é possível perceber que a PC1 consegue discriminar quatro grupos distintos em relação aos atributos do solo (FN, EC, ES e SD) (Figura 7). No primeiro grupo está FN, que mostra uma tendência em apresentar os maiores valores de MOS, IF, Macro, DMG e Ks. É possível observar que todos estes atributos apresentam correlação inversa com as perdas de solo e água. Em posição intermediária na PC1, encontra-se EC, seguido de ES e SD. Estes dois últimos estão associados a maiores valores de Ds, RP e Micro e, conseqüentemente, a maiores perdas de solo e água por erosão hídrica.

No LVd2, as componentes principais conseguiram diferenciar apenas três grupos em relação aos atributos do solo e sua interação com a erosão hídrica. Assim como no LVd1, o ambiente com vegetação nativa (CN) se mostrou relacionado com maiores valores de Ks, Macro e VTP. O segundo grupo engloba EC e ED, o que possivelmente está associado ao fato de estes tratamentos manterem a cobertura do solo, em sistema de cultivo mínimo, fazendo com que apresentem maiores valores de MOS, IF e Micro. Em seguida aparece o ES como o ambiente mais próximo do SD, que é o tratamento que

apresentou maior tendência de perdas de solo e água, com valores elevados de Ds e RP.

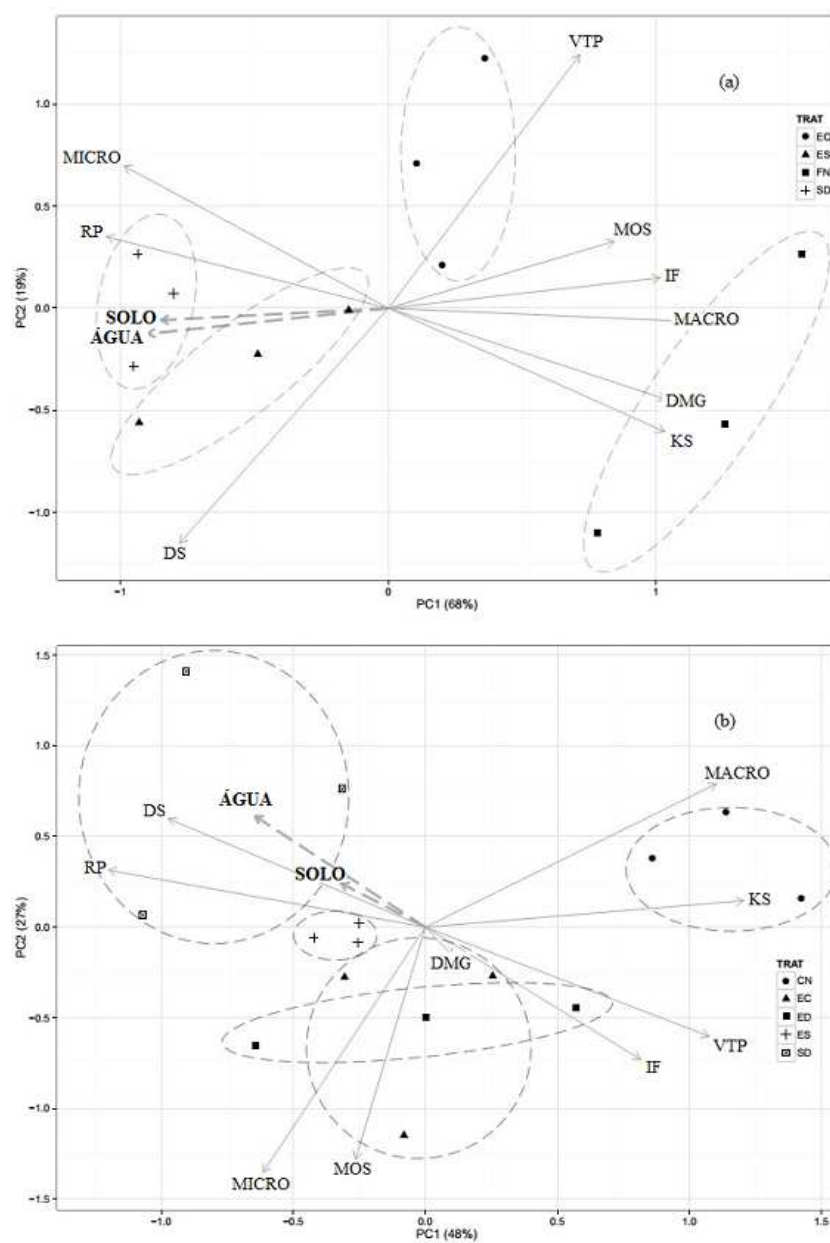


Figura 7. Análise dos componentes principais para os atributos físicos e matéria orgânica do solo (MOS) nas duas classes de solos: LVd1 (a) e LVd2 (b). Plantio em nível com resíduo (EC); plantio em nível sem resíduo (ES); plantio em

desnível com resíduo (ED); Floresta nativa (FN); Cerrado nativo (CN); Solo descoberto (SD); microporosidade (MICRO); macroporosidade do solo (MACRO); resistência do solo à penetração (RP); densidade do solo (DS); volume total de poros (VTP); índice de floculação (IF); diâmetro médio geométrico de agregados do solo (DMG); permeabilidade do solo a água (KS); perda de solo (SOLO); perda de água (ÁGUA); componente principal 1 (PC1) e componente principal 2 (PC2).

Dentre os atributos do solo analisados, destaca-se a influência da matéria orgânica (Quadro 2) na redução das perdas de solo e água (Figura 7). Diversos estudos têm sido apresentados estudando a relação entre a MOS e a erosão hídrica (Hancock et al., 2010; Maïga-Yaleu et al., 2013; Zhang et al., 2013; Ruiz-Colmenero et al., 2013; Conforti et al., 2013). Visto que a matéria orgânica está concentrada principalmente nas camadas mais superficiais do solo, sua remoção torna-se facilitada pelo escoamento superficial (Lal, 2005). A MOS tem uma influência direta na estabilidade de agregados, sendo que sua diminuição pode provocar degradação da estrutura, crostamento e selamento do solo (Mabit & Bernard, 2009; Conforti et al., 2013), o que contribui para aumento da erosão hídrica. Além disso, também exerce grande influência na retenção de água do solo, porosidade e capacidade de troca catiônica (Valentin & Bresson, 1992; Ries & Hirt, 2008).

Em síntese, a ACP (Figura 7) conseguiu demonstrar com clareza as inter-relações que existem entre os atributos do solo e a erosão hídrica. Nela é possível visualizar com clareza a influência que os atributos do solo exercem sobre a erosão hídrica e os sistemas de manejo estudados. Se mostrando como uma ferramenta promissora que pode ser mais explorada em futuros estudos envolvendo conservação do solo e da água visando o entendimento dos complexos fatores que atuam no processo erosivo e no desenvolvimento de medidas mitigadoras.



## CONCLUSÕES

1. O índice de erosividade ( $EI_{30}$ ) anual foi de  $6.792,7 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .
2. As perdas de solo para o povoamento de eucalipto foram bem abaixo dos limites de tolerância para as classes de solos estudadas, indicando a adequação dos sistemas de manejo no tocante à erosão hídrica.
3. Entre os sistemas florestais, o eucalipto em nível com manutenção do resíduo é o que mais se aproxima da vegetação nativa em termos de perdas de solo e água, indicando, assim, maior sustentabilidade desse sistema no que diz respeito à erosão hídrica, evidenciando a importância da cobertura vegetal na conservação do solo e da água.

## AGRADECIMENTOS

Ao FIBRIA pelo suporte logístico e parte do auxílio financeiro e a CAPES, CNPq e FAPEMIG pelas bolsas de estudo e parte do auxílio financeiro para o desenvolvimento desse projeto.

## LITERATURA CITADA

ABRAF – Associação Brasileira de Produtores de Floresta Plantada. Anuário estatístico da ABRAF: ano base 2012. Brasília, 2013. 148 p.

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). R. Bras. Ci. Solo, 25:121-128, 2001.

ANDREU, V.; RUBIO, J.L.; GIMENO-GARCIA, E. & LLINARES, J.V. Testing three Mediterranean shrub species in runoff reduction and sediment transport. Soil Till. Res., 45:441-454, 1998.

BAGARELLO, V.; DI STEFANO, C.; FERRO, V. & PAMPALONE, V. Using plot soil loss distribution for soil conservation design. Catena, 86:172-177, 2011.

BERTOL, I. & ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. R. Bras. Ci. Solo, 24:657-668, 2000.

BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 8.ed. São Paulo, Ícone, 2012. 360p.

BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A., ed. Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.363-375.

BRITO, L.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LEITE, F.P.; FERREIRA, M.M. & PIRES, L.S. Erosão hídrica de Latossolo Vermelho muito argiloso relevo ondulado em área de pós-plantio de eucalipto no Vale do Rio Doce, região Centro Leste do Estado de Minas Gerais. Sci. Forest., 67:27-36, 2005.

CANARACHE, A. PENETR – a generalized semi-empirical model estimating soil resistance to penetration. Soil Till. Res., 16:51-70, 1990.

CERDÀ, A. Parent material and vegetation affect soil erosion in eastern Spain. Soil Sci. Soc. Am. J., 63:362–368, 1999.



CERDÀ, A.; FLANAGAN, D.C.; LE BISSONNAIS, Y. & BOARDMAN, J. Soil erosion and agriculture. *Soil Till. Res.*, 106:107–108, 2009.

CHIRINO, E.; BONET, A.; BELLOT, J. & SANCHEZ, J.R. Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a Semi-arid landscape in south eastern Spine. *Catena*, 65:19–29, 2006.

COGO, N.P. Uma contribuição à metodologia de estudo das perdas de solo por erosão em condições de chuva natural: I - Sugestões gerais, medição de volume, amostragem e quantidade de solo e água da enxurrada (1º aproximação). In: ENCONTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 2., Passo Fundo, 1978. Anais. Passo Fundo, Embrapa, 1978. p.75-97.

COGO, N.P. Conceitos e princípios envolvidos no manejo de solo para fins de controle da erosão hídrica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21., Campinas, 1988. Anais. Campinas, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1988. p.251-262.

CONFORTI, M.; BUTTAUFUOCO, G.; LEONE, A.P.; AUCELLI, P.P.C.; ROBUSTELLI, G. & SCARCIGLIA, F. Studying the relationship between water-induced soil erosion and soil organic matter using Vis–NIR spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern Italy. *Catena*, 110:44–58, 2013.

CONLEY, D.J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, 410:87–96, 2000.

DANIELSON, R.E. & SUTHERLAND, P.L. Porosity. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.443- 461.

DE LA ROSA, D.; MORENA, J.A.; MAYOL, F. & BONSON, T. Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agric. Ecos. Env.*, 81:179-190, 2000.

DE MARIA, I.C. de. Cálculo da erosividade da chuva. In: LOMBARDI NETO, F.; CASTRO, O.M. de; DECHEN, S.C.F.; VIEIRA, S.R. & MARIA, I.C. de. *Manual de programas de processamento de dados de campo e de laboratório para fins de experimentação em conservação do solo*. Campina, Instituto Agrônômico, 1994. Não paginado.

DE MARIA, J.C. Erosão e terraços em plantio direto. Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 24:17-21, 1999.

DERPSCH, R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. & LI, H. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. Int. J. Agric. Bio. Eng., 3:1-25, 2010.

EHLERS, W.; KOPKE, U.; HESSE, F. & BOHM, W. Penetration resistance and root growth of oats in tilled and untilled loess soil. Soil Till. Res., 3:261-275, 1983.

EMBRAPA. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2011. 230p.

FAO. Food and Agriculture Organization. Aumenta a degradação do solo. 2008. Disponível em: <[https://www.fao.org.br/vernoticias.asp?id\\_noticia=467](https://www.fao.org.br/vernoticias.asp?id_noticia=467)>. Acesso em 18 de jul. 2013.

FREITAS, D.A.F.; SILVA, M.L.N.; CARDOSO, E.L. & CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. R. Bras. Ci. Solo, 44:417-428, 2012.

GALINDO, I.C.L. & MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do Estado de Pernambuco. R. Bras. Ci. Solo, 13:95-100, 1989.

GARCÍA-RUIZ, J.M. The effects of land uses on soil erosion in Spain: a review. Catena, 81:1-11, 2010.

GEIB, H.V. A new type of installation for measuring soil and water losses from control plots. J. Am. Soc. Agron., 25:429-440, 1933.

HAIR, J.F, ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L. & BLACK, W.C. Análise multivariada de dados. 5.ed. Porto Alegre, Bookman, 2005. 593p.

HANCOCK, G.R.; MURPHY, D. & EVANS, K.G. Hillslope and catchment scale soil organic carbon concentration: An assessment of the role of geomorphology and soil erosion in an undisturbed environment. Geoderma, 155:36-45, 2010.

HU, L. & FLANAGAN, D. C. Towards new-generation soil erosion modeling: Building a unified omnivorous model. J. Soil Water Conserv., 68:100-103, 2013.

HURTADO, M. & DE LA ROSA, D. Impacto de la erosión sobre la productividad agrícola de los suelos. CSIC-CEBAC Publication, Sevilla, 1982. 128pp.

KEMPER, W.D. & ROSENAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A., ed. Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.425-441.

KOULI, M.; SOUPIO, P. & VALLIANATOS, F. Soil erosion prediction using the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) in a GIS framework, Chania, Northwestern Crete, Greece. *Env. Geol.*, 57:483-497, 2009.

KOULOURI, M. & GIOURGA, C. Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. *Catena*, 69:274-281, 2007.

LAL, R. Soil erosion and carbon dynamics. *Soil Till. Res.* 81:137-142, 2005.

LAL, R. & ELLIOT, W. Erodibility and erosivity. In: LAL, R., ed. Soil erosion research methods. 2.ed. Washington, Soil and Water Conservation Society, 1994. p.141-160.

LAL, R.; GRIFFIN, M.; APT, J.; LAVE, L. & MORGAN, M.G. Managing soil carbon. *Science*, 304:393, 2004.

LAL, R.; REICOSKY, D.C. & HANSON, J.D. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil Till. Res.*, 93:1-23, 2007.

LI, L.; DU, S.; WU, L. & LIU, G. An overview of soil loss tolerance. *Catena*, 78:93-99, 2009.

LIMA, J.M.; CURI, N.; RESENDE, M. & SANTANA, D.P. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade de latossolos. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:85-90, 1990.

LIMA, J.S.S.; OLIVEIRA, R.B. & SILVA, S.A. Estudo da fertilidade do solo em lavoura de café conilon utilizando análise multivariada e geoestatística. In: SIMPÓSIO DE GEOESTATÍSTICA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 2009. Anais. Botucatu, FCA/UNESP, 2009. CD ROM.

LIMA, W.P. Impacto ambiental do eucalipto. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1996. 301p.

LOMBARDI NETO, F. & BERTONI, J. Tolerância de perdas de terras para solos do Estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agronômico, 1975. 12p.

MABIT, L. & BERNARD, C. Spatial distribution and content of soil organic matter in an agricultural field in eastern Canada, as estimated from geostatistical tools. *Earth Surf. Process. Landforms*, 35:278-283, 2009.

MANNIGEL, A.R.; CARVALHO, M.P.; MORETI, D. & MEDEIROS, L.R. Fator erodibilidade e tolerância de perdas dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scient.*, 24:1335-1340, 2002.

MARQUES, J.J.G.S.M.; ALVARENGA, R.C.; CURTI, N.; SANTANA, D.P. & SILVA, M.L.N. Índices de erosividade da chuva, perdas de solo e fator erodibilidade para dois solos da região dos cerrados - primeira aproximação. *R. Bras. Ci. Solo*, 21:427-434, 1997.

MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; FERREIRA, M.M.; FONSECA, S. & MARQUES, J.J.G.S.M. Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). *R. Bras. Ci. Solo*, 27:395-403, 2003.

MARTINS, S.G.; SILVA, M.L.N.; AVANZI, J.C.; CURTI, N. & FONSECA, S. Fator cobertura e manejo do solo e perdas de solo e água em cultivo de eucalipto e em Mata Atlântica nos Tabuleiros Costeiros do estado do Espírito Santo. *Sci. Forest.*, 38:517-526, 2010.

MAÏGA-YALEU, S.; GUIGUEMDE, I.; YACOUBA, H.; KARAMBIRI, H.; RIBOLZI, O.; BARY, A.; OUEDRAOGO, R. & CHAPLOT, V. Soil crusting impact on soil organic carbon losses by water erosion. *Catena*, 107:23-34, 2013.

MELÉM JUNIOR, N.J.; FONSECA, I.C.B.; BRITO, O.R.; DECAËNS, T.; CARNEIRO, M.M.; MATOS, M.F.A.; GUEDES, M.C.; QUEIROZ, J.A.L. & BARROSO, K.O. Análise de componentes principais para avaliação de resultados analíticos da fertilidade de solos do Amapá. *Semina*, 29:499-506, 2008.

MIQUELONI, D.P. & BUENO, C.R.P. Análise multivariada e variabilidade espacial na estimativa da erodibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo. *R. Bras. Ci. Solo*, 35:2175-2182, 2011.

MOHAMMAD, A.G. & ADAM, M.A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *Catena*, 81:97-103, 2010.

NEARING, M.A. A single, continuous function for slope steepness influence on soil loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:917–919, 1997.

NEARY, D.G.; ICE, G.G. & JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.*, 258:2269-2281, 2009.

OECD. *Environmental Performance of Agriculture at a Glance*. 2008. 122p.

OLIVEIRA, A.H.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; AVANZI, J.C.; NETO, K.G. & ARAÚJO, E.F. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. *Ci. Agrotec.*, 37:159-169, 2013.

OLIVEIRA, F.P.; SANTOS, D.; SILVA, I.F. & SILVA, M.L.N. Tolerância de perda de solo por erosão para o estado da Paraíba. *R. Bio. Ci. Terra*, 8:60-71, 2008.

OLIVEIRA, P.T.S.; SOBRINHO, T.A.; RODRIGUES, D.B.B. & PANACHUKI, E. Erosion Risk Mapping Applied to Environmental Zoning. *Water Resour. Manag.*, 25:1021-1036, 2011.

OLIVEIRA, P.T.S.; WENDLAND, E. & NEARING, M.A. Rainfall erosivity in Brazil: A review. *Catena*, 100:139-147, 2012.

OWENS, P.N.; BATALLA, R.J.; COLLINS, A.J.; GOMEZ, B.; HICKS, D.M.; HOROWITZ, A.J.; KONDOLF, G.M.; MARDEN, M.; PAGE, M.J.; PEACOCK, D.H.; PETTICREW, E.L.; SALOMONS, W. & TRUSTRUM, N.A. Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *Riv. Res. App.*, 21:693–717, 2005.

PENG, T. & WANG, S. Effects of land use, land cover and rainfall regimes on the surface runoff and soil loss on karst slopes in southwest China. *Catena*, 90:53-62, 2012.

PIERCE, F.J.; LARSON, W.E.; DOWDY, R.H. & GRAHAM, W.A.P. Productivity of soils: assessing long-term changes due to erosion. *J. Soil Water Conserv.*, 38:39–44, 1983.

PIMENTEL, D. Soil erosion: a food and environmental threat. *Env. Dev. Sustainability*, 8:119–137. 2006.

PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R. &

BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267:1117-1123, 1995.

PIRES, L.S.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LEITE, F.P. & BRITO, L.F. Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:687-695, 2006.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2013.

REICHERT, J.M. & CABEDA, M.S.V. Salpico de partículas e selamento superficial em solos do Rio Grande do Sul. *R. Bras. Ci. Solo*, 16:389-396, 1992.

RIES, J.B. & HIRT, U. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the Central Ebro Basin/Spain. *Catena*, 72:282-296, 2008.

RUIZ-COLMENERO, M.; BIENES, R.; ELDRIDGE, D.J. & MARQUES, M.J. Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, 104:153-160, 2013.

SENE, M.; VEPRASKAS, M.J.; NADERMAN, G.C. & DENTON, H.P. Relationships of soil texture and structure to corn yield response to subsoiling. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 49:422-427, 1985.

SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LEITE, F.P. & CARVALHO NÓBREGA, D.V. Tolerância de perdas de solo por erosão hídrica no Vale do Rio Doce da região Centro Leste do Estado de Minas Gerais. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO, 14., 2002. Anais. Cuiabá, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. CD ROM.

SILVA, M.A.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; AVANZI, J.C. & LEITE, F.P. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do Rio Doce, MG. *Ci. Flor.*, 21:765-776, 2011.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência à penetração. *R. Bras. Ci. Solo*, 15:229-235, 1991.

VALE JÚNIOR, J.F.; BARROS, L.S.; SOUSA, M.I.L. & UCHÔA, S.C.P. Erodibilidade e suscetibilidade à erosão dos solos de cerrado com plantio de *Acacia mangium* em Roraima. *R. Agroamb.*, 3:1-8, 2009.

VALENTIN, C. & BRESSON, L.M. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma*, 55:225–245, 1992.

VALLADARES, G.S.; GOMES, E.G.; MELLO, J.C.C.B.S.; PEREIRA, M.G.; ANJOS, L.H.C.; EBELING, A.G. & BENITES, V.M. Análise dos componentes principais e método multicritério ordinais no estudo de Organossolos e solos afins. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:285-296, 2008.

VANMAERCKE, M.; POESEN, J.; MAETENS, W.; DE VENTE, J. & VERSTRAETEN, G. Sediment yield as a desertification risk indicator. *Sci. Total Env.*, 409:1715–1725, 2011.

WANG, B.; ZHENG, F. & RÖMKENS, M.J.M. Comparison of soil erodibility factors in USLE, RUSLE 2, EPIC and Dg models based on a Chinese soil erodibility database. *Soil Plant Sci.*, 63:69-79, 2013.

WISCHMEIER, W.H. A rainfall erosion index for a universal soil-loss equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 23:246–249, 1959.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationships to soil loss. *Trans. Am. Geophys. Union*, 39:285-291, 1958.

WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, USDA, 1978. 58p.

XU, Q.X.; WANG, T.W.; CAI, C.F.; LI, Z.X.; SHI, Z.H. & FANG, R.J. Responses of Runoff and Soil Erosion to Vegetation Removal and Tillage on Steep Lands. *Pedosphere*, 23:532-541, 2013.

ZHANG, B.; YANG, Y. S. & ZEPP, H. Effect of vegetation restoration on soil and water erosion and nutrient losses of a severely eroded clayey Plinthudult in southeastern China. *Catena*, 57:77–90, 2004.

ZHANG, X.; LI, Z.; TANG, Z.; ZENG, G.; HUANG, J.; GUO, W.; CHEN, X. & HIRSH, A. Effects of water erosion on the redistribution of soil organic carbon in the hilly red soil region of southern China. *Geomorphology*, 197:137–144, 2013.





## **ARTIGO 2: Qualidade do solo em relação à erosão hídrica em sistemas florestais no leste do Mato Grosso do Sul.**

**Normas da Revista Brasileira de Ciência do Solo (versão preliminar)**

### **RESUMO**

Avaliação da qualidade dos solos agrícolas é essencial para se obter a sustentabilidade socioeconômica e ambiental. Um grande número de diferentes atributos físicos, químicos e biológicos do solo, é utilizado como indicadores de qualidade do solo. O objetivo com este estudo foi avaliar a qualidade do solo por dois métodos de indexação dos indicadores de qualidade, o Índice de Qualidade Integrado (IQI) e o Índice de Qualidade Nemoro (IQN). Os tratamentos constituíram de eucalipto plantado em nível, com e sem a manutenção dos resíduos (EC e ES, respectivamente), em desnível (ED) e solo descoberto (SD), em dois biomas distintos, cujas vegetações nativas são Cerrado (CN) e Floresta (FN). Os solos foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). O estudo foi realizado em áreas experimentais de plantio de eucalipto localizadas no município de Três Lagoas, na bacia do Rio Paraná, no leste do Mato Grosso do Sul. O método de seleção dos indicadores utilizado foi o Conjunto Mínimo de Dados (CMD), selecionados a partir da opinião de especialistas. Nove indicadores de qualidade do solo foram incluídos no CMD: diâmetro médio geométrico, permeabilidade do solo à água, matéria orgânica do solo, macro e microporosidade do solo, volume total de poros, densidade do solo, resistência do solo à penetração e índice de floculação. Os índices usados para avaliar a qualidade do solo se mostraram altamente correlacionados com a erosão hídrica. O IQI apresentou uma variação de 0,27 (SD) a 0,86 (FN), no LVd1, e 0,31 (SD) a 0,70 (CN), no LVd2. Enquanto que os

valores do IQN variaram de 0,17 (SD) a 0,66 (FN), em LVd1, e 0,22 (SD) a 0,49 (CN), em LVd2. Ambas vegetações nativas apresentaram os maiores índices de qualidade do solo. Dentre os sistemas manejados, o Eucalipto com a manutenção do resíduo foi o que apresentou os valores mais elevados em ambos índices e nos dois solos estudados, ressaltando-se a importância da cobertura vegetal e manutenção da MOS na conservação do solo e da água em sistemas florestais. Os índices de qualidade do solo tiveram alto coeficiente de correlação com as perdas de solo e água, apresentando uma relação inversa. Tratamentos que apresentaram maiores taxas de erosão hídrica, SD e ES, foram os que apresentaram os menores valores de IQI e IQN. Dessa forma, os índices testados se mostraram adequados para avaliar os efeitos das práticas de manejo adotadas sobre a qualidade do solo em relação à erosão hídrica.

Palavras-chave: Índices de qualidade do solo, Índice de qualidade integrado, Índice de qualidade Nemoro, sustentabilidade, Eucalipto, conservação ambiental.

Soil quality in relation to water-erosion in forest systems in the eastern of Mato Grosso do Sul.

#### SUMMARY

Assessing the quality of agricultural soils is essential to obtain the socioeconomic and environmental sustainability. A large number of different physical, chemical and biological soil properties is used as indicators of soil quality. The aim of this study was to evaluate soil quality through two methods of indexing quality indicators, the Integrated Quality Index (IQI) and Nemoro Quality Index (NQi). Treatments consisted of eucalyptus in contour, with and without the maintenance of litter (EC and ES, respectively), in slope (ED) and bare soil (SD) in two distinct biomes, which are native vegetation Cerrado (CN) and forest (FN). The soils were classified as Oxisol typical upper-middle texture

phase forest (LVd1) and Oxisol typical medium-low texture phase cerrado (LVd2). The study was conducted in experimental areas of eucalyptus plantations located in city of Três Lagoas, in the Paraná River basin in eastern Mato Grosso do Sul. The method of selection of indicators used was minimum data set (MDS), selected from expert opinion. Nine indicators of soil quality were included in the MDS: geometric mean diameter, permeability of soil to water, soil organic matter, soil macro and microporosity, total porosity, bulk density, soil resistance to penetration and flocculation index. The indices used to assess soil quality were highly correlated to water erosion. The IQI presented a variation of 0.27 (SD) to 0.86 (FN) in LVd1, and 0.31 (SD) to 0.70 (CN), in LVd2. While NQI values ranged from 0.17 (SD) to 0.66 (FN) in LVd1, and 0.22 (SD) to 0.49 (CN) in LVd2. Both native vegetation had higher rates of soil quality. Among the managed systems, Eucalyptus with the maintenance of the litter showed the highest values in both indices and in both soils, emphasizing the importance of vegetation and maintenance of soil organic matter in soil conservation and water systems forest. The indices of soil quality had high correlation coefficient with the soil and water losses, showing an inverse relationship. Treatments showed higher rates of erosion, SD and ES, were those with the lowest values of IQI and NQI. Thus, the indices tested were suitable to evaluate the effects of the adopted management practices on soil quality in relation to water erosion.

**Keywords:** Indicators of soil quality, Integrated Quality Index, Nemoro Quality Index, sustainability, Eucalyptus, environmental conservation.

## INTRODUÇÃO

Desde o início da década de 1990 o conceito de qualidade do solo tem recebido muita atenção. Grandes esforços foram feitos primeiramente para definir a qualidade do solo, pois semelhante ao ar e a água, a qualidade do solo tem profundo efeito no equilíbrio e produtividade de um dado ecossistema e nos ambientes adjacentes a este. Contudo, ao contrário do ar e da água para os quais existem padrões de qualidade, a qualidade do solo tem sido difícil de definir e quantificar. Muitas pessoas acreditam que a qualidade do solo é uma característica abstrata e não pode ser definida, pois depende de fatores externos como o uso da terra, práticas de manejo do solo, interações entre o ambiente e o ecossistema, prioridades políticas e socioeconômicas, e assim por diante. A percepção do que constitui um bom solo varia dependendo do objetivo do trabalho. Entretanto, para manejar e manter os solos em bom estado para futuras gerações, a qualidade do solo deve ser definida de forma ampla o bastante para abranger as muitas facetas das funções do solo.

A qualidade do solo tem sido definida de várias maneiras (Doran & Parkin, 1994; Larson & Pierce, 1991), entretanto a definição mais atual e completa da qualidade do solo tem sido descrita por Karlen et al. (1998) como: “a capacidade do solo funcionar para sustentar a produtividade animal e vegetal, manter ou melhorar a qualidade da água e do ar e promover a moradia e saúde humana”.

Entretanto, a grande dificuldade em avaliar um solo é um dos principais obstáculos para o manejo sustentável dos ecossistemas do solo (Nuria et al. 2011). Dessa forma, diversos métodos de avaliação da qualidade do solo têm sido desenvolvidos, tais como projetos de cartão de solo e kits de teste (Ditzler & Tugel, 2002), métodos geoestatísticos (Sun et al., 2003) e métodos de índices de qualidade do solo (Armenise et al., 2013; Doran & Jones, 1996; Freitas et al., 2012; Qi et al., 2009). Entre esses métodos, os índices de qualidade do solo

(IQS) são os mais comumente utilizados hoje em dia (Andrews et al., 2002), pois são fáceis de usar e quantitativamente flexíveis (Qi et al., 2009). Além disso, podem ser utilizados como um suporte válido na avaliação do manejo do solo e dos ecossistemas.

Dessa forma, os IQS têm sido ferramentas importantes na avaliação dos impactos das práticas agrícolas em sistemas florestais (Freitas et al., 2012), pastagens (Cardoso, 2008), produção de culturas (Andrews et al., 2002), manejo de resíduos orgânicos (Andrews & Carroll, 2001), bem como a influência do manejo do solo em escala regional (Brejda et al., 2000a, b).

Gregorich et al. (1994) definiram a qualidade do solo como sendo a adequabilidade do solo para um uso específico, sendo assim, a proposição de um índice com o objetivo de identificar sistemas de manejo mais conservacionistas, no que diz respeito à perdas de solo e água em florestas plantadas de eucalipto, deve contemplar atributos mais específicos, associados à infiltração de água no solo, conservação do solo e aumento do crescimento vegetal.

No entanto, um grande número de parâmetros do solo precisa ser determinado para avaliar a qualidade do solo adequadamente. Indicadores físicos e químicos têm sido amplamente utilizados para avaliar a qualidade do solo, pois os métodos de análise são simples e disponíveis (Bhardwaj et al., 2011). Dependendo da função para a qual o IQS está sendo gerado, uma extensa lista de atributos do solo pode ser empregada. Por isso, para avaliação de determinadas funções é preciso selecionar indicadores que, de alguma maneira, influenciam a função para a qual estão sendo avaliados; sejam mensuráveis e comparados a padrões definidos; e sejam sensíveis para detectar diferenças em escala espacial e, ou, temporal (Karlen et al., 1997).

O cálculo de um IQS começa a partir da definição de indicadores de qualidade do solo, ou seja, os processos e as propriedades do solo, que são sensíveis a mudanças causadas por fatores naturais e antrópicos (Doran & Jones,

1996). Os indicadores de qualidade do solo são propriedades físicas, químicas e biológicas do solo capazes de mudarem rapidamente em resposta às variações nas condições do solo (Brejda et al., 2000a; Marzaioli et al., 2010).

Entre os métodos de seleção de indicadores, Conjunto Total de Dados (CTD) e o Conjunto Mínimo de Dados (CMD) têm sido amplamente utilizados para a avaliação da qualidade do solo (Doran & Parkin, 1994; Karlen et al., 1998; Larson & Pierce, 1991): o primeiro é um conjunto de indicadores selecionados para características específicas de análise de solo, enquanto o segundo é uma coleção selecionada de indicadores escolhidos de acordo com correlação entre os indicadores e sua facilidade de medição (Andrews et al., 2002; Gómez et al., 2009). Estudos tem demonstrado que método CTD é o mais preciso, entretanto, o método CMD pode representar adequadamente o CTD, além de economizar tempo e dinheiro (Qi et al., 2009; Rahmanipour et al., 2014).

Para selecionar um CMD, dois principais métodos têm sido estabelecidos: opinião de especialistas da área e redução de dados por meio da estatística. A opinião dos especialistas, por definição, requer conhecimento aprofundado do sistema. Usar uma estrutura hierárquica para a escolha dos indicadores pode ajudar a tornar a seleção mais sistemática. A redução dos dados por meio da estatística tem se mostrado bastante eficaz na escolha dos indicadores em diversos sistemas estudados (Brejda et al, 2000a, b; Andrews et al, 2002; Andrews & Carrol, 2001). Este método pode eliminar o viés disciplinar que poderia ser um problema com a seleção dos indicadores por especialistas, mas assume que os indicadores apropriados estejam no conjunto de dados original (por isso é necessário um nível mínimo de conhecimento). A principal dificuldade deste método é a necessidade da existência de um grande conjunto de dados. Esse é o motivo que no presente trabalho adotou-se a opinião dos especialistas para a seleção dos indicadores a serem incluídos no CMD.

Visando solucionar o erro causado pela utilização de diferentes indicadores expressos por diferentes unidades, funções de pontuação padrão são utilizadas para normalizar os dados. Uma vez pontuados, os indicadores podem ser combinados de diversas formas com índices aditivos (Andrews & Carroll, 2001), por pesos (Karlen et al., 1998), ou multiplicativos (Doran & Parkin, 1996; Larsen & Pierce, 1991). Ao comparar estes métodos, Andrews et al. (2002) encontraram pequenas diferenças entre os índices calculados de forma diferente.

O Índice de Qualidade Integrado (IQI) e o Índice de Qualidade Nemoro (IQN) são exemplos desses cálculos (Qi et al., 2009). O índice IQI, desenvolvido a partir do índice de qualidade do solo de Doran & Parkin (1994), combina os valores de peso de todos os indicadores selecionados em um índice, por uma equação que usa um sistema de pontuação simples (Qi et al., 2009). Diferentemente, o modelo IQN, desenvolvido por Nemoro (Qin & Zhao, 2000), baseia-se na média e na nota mínima indicador, sem considerar seu peso (Qi et al., 2009). Neste caso, os resultados são afetados pela pontuação mínima do indicador e refletem a Lei do Mínimo na produção agrícola (van der Ploeg et al., 1999). A disparidade entre as metodologias utilizadas para indexação dos indicadores de qualidade do solo e modelos leva a questões sobre se a aplicação de vários índices produziria resultados diferentes. No entanto, as oportunidades para a comparação entre os índices são raras, pois normalmente não se tem mais de um IQS disponível para qualquer área em particular.

Os sistemas florestais, especialmente as florestas plantadas de eucalipto, situam-se em ecossistemas sensíveis às perturbações antrópicas em função de razões como ocorrência de plantações em relevo acidentado, solos com baixa fertilidade natural e grande parte das plantações estabelecidas em antigas áreas agrícolas e de pastagens degradadas. Sendo assim, a quantificação da qualidade do solo, pode constituir importante instrumento para monitorar a

sustentabilidade do sistema de produção, pois permite caracterizar uma situação atual, alertar para situações de risco e prever situações futuras, ou seja, possibilita identificar o que está ocorrendo no sistema de manejo em curso, mostrando se está contribuindo para aumentar ou reduzir a capacidade produtiva do solo. Indicando a necessidade da introdução de práticas conservacionistas visando à mitigação dos impactos provocados no solo em decorrência do sistema de plantio.

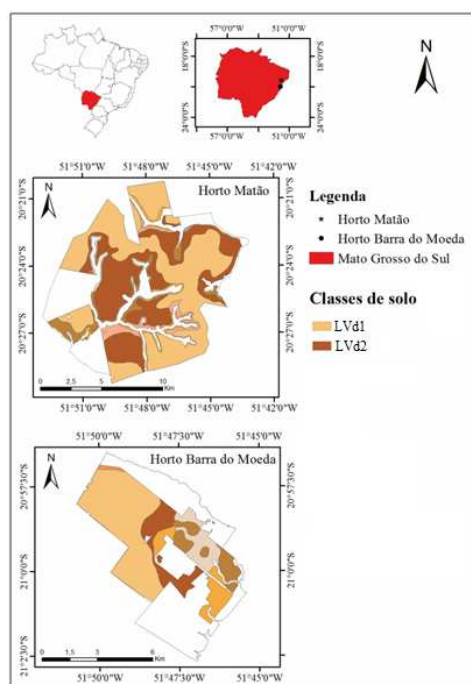
Por esta razão, o objetivo com este estudo foi gerar índices de qualidade do solo por dois métodos de indexação dos indicadores de qualidade, Índice de Qualidade Integrado (IQI) e o Índice de Qualidade Nemoro (IQN), visando verificar a acurácia destes na discriminação dos tratamentos com foco na erosão hídrica.

## MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em solos sob plantios de eucalipto em duas sub-bacias hidrográficas, denominadas hortos florestais Matão e Barra do Moeda, pertencentes a bacia hidrográfica do Rio Paraná, localizados no município de Três Lagoas, MS, nas coordenadas 20°45' S e 51°40' W (Figura 1). O clima nas regiões é o Aw de acordo com a classificação de Köppen, caracterizando como clima tropical quente e úmido. A temperatura média é de 26 °C. Possui estação chuvosa no verão e seca no inverno. A precipitação total anual varia entre 900 mm e 1.400 mm e a altitude média varia entre 350 e 400 m. A vegetação predominante pertence aos biomas de Cerrado, na cota mais alta e Floresta, na cota mais baixa, na calha do Rio Paraná. Os solos dominantes nas regiões de estudo foram classificados como Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2).



Os sistemas adotados no LVd1 constituíram de solo descoberto (SD),



plantio em nível sem resíduo (ES), plantio em nível com resíduo (EC) e floresta nativa (FN). No LVd2 os sistemas foram: solo descoberto (SD), plantio em nível sem resíduo (ES), plantio em nível com resíduo (EC), plantio em desnível (ED) e cerrado nativo (CN).

Figura 1. Localização das áreas de estudo com destaque para as Sub-bacias estudadas e abrangência dos solos estudados, Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1) e Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2).

A amostragem para determinação de atributos físicos e matéria orgânica do solo (MOS) foi efetuada em novembro de 2012. Amostras com estrutura deformada, coletadas na profundidade de 0–20 cm, foram secas ao ar e passadas na peneira de 2 mm. As amostras indeformada foram coletadas com amostrador

de Uhland em cilindros com volume médio de 313,5 cm<sup>3</sup>, na profundidade de 10 cm, ambos os tipos de amostragem com três repetições. Os métodos usados nas análises laboratoriais para a obtenção dos atributos físicos e MOS encontram-se descritos na Quadro 1.

Quadro 1. Métodos usados nas análises de laboratório para obtenção dos indicadores.

Indicadores <sup>(1)</sup>	Método
DMG	Peneiramento em água (Kemper & Rosenau, 1986)
Ks	Permeâmetro de carga constante (Lima et al., 1990)
MOS	Oxidação (Embrapa, 2011)
IF	Índice de Floculação (Embrapa, 2011)
VTP	Volume Total de Poros (Danielson & Sutherland, 1986)
MACRO	Macroporosidade (Embrapa, 2011)
Ds	Densidade do solo (Blake & Hartge, 1986)
RP	Penetrômetro de impacto (Stolf, 1991)
MICRO	Microporosidade (Embrapa, 2011)

<sup>(1)</sup> Diâmetro Médio Geométrico (DMG), Permeabilidade do solo à água (Ks), Matéria Orgânica do Solo (MOS), Índice de Floculação (IF), Volume Total de Poros (VTP), Macroporosidade do solo (MACRO), Densidade do solo (Ds), Resistência do solo à penetração (RP) e Microporosidade do solo (MICRO).

A seleção dos indicadores do solo para serem utilizada nos índices de qualidade foi realizada pelo método CMD e selecionada por meio da opinião de profissionais da área, considerando como objetivo de manejo a conservação do solo e da água.

Devido à diferença de unidades entre os indicadores selecionados, foram utilizadas funções de pontuação padrão (FPP, Quadro 2) (Karlen & Stott, 1994; Andrews et al., 2002; Qi et al., 2009; Rahmanipour et al., 2014) com as pontuações variando entre 0 e 1 atribuídas a cada indicador. Baseado na

sensibilidade do indicador da qualidade do solo foram aplicadas funções do tipo: mais é melhor e menos é melhor, se a melhor funcionalidade do solo foi associada a valores altos e baixos, respectivamente (Liebig et al., 2001.).

Quadro 2. Funções de pontuação padrão e parâmetros indicadores em duas áreas experimentais no município de Três Lagoas, MS.

Indicador	Tipos de Função <sup>(1)</sup>	LVd1		LVd2		FPP <sup>(2)</sup>
		L	U	L	U	
DMG	MB	1,25	4,8	2,21	4,61	$N(x) = \begin{cases} 0,1 & x \leq L \\ 0,9 \frac{x-L}{U-L} + 0,1 & L < x < U \\ 1 & x \geq U \end{cases}$
Ks	MB	184	3860	41	1336	
MOS	MB	18,7	39,9	16,4	28,7	
IF	MB	44,83	66,67	56,52	90,48	
VTP	MB	44,1	52,8	37,6	47,6	
MACRO	MB	10,1	33,4	11,8	28,3	$N(x) = \begin{cases} 1 & x \leq L \\ 1 - 0,9 \frac{x-L}{U-L} & L < x < U \\ 0,1 & x \geq U \end{cases}$
Ds	LB	1,25	1,48	1,39	1,66	
RP	LB	1,7	5,35	2,06	3,24	
MICRO	LB	17,40	34,00	15,80	29,40	

<sup>(1)</sup> Tipos de funções: Mais é melhor (MB) e Menos é melhor (LB). <sup>(2)</sup> Funções de Pontuação Padrão (FPP), nestas duas equações, x é o valor do indicador, N(x) é a pontuação do indicador variando entre 0,1 e 1, e L e U são os valores dos limites inferiores e superiores, respectivamente. Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1); Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2).

A medida máxima e mínima dos valores de cada indicador foi considerada como limites superiores e inferiores (Alvarenga et al., 2012; Rahmanipour et al., 2014). Os valores assim obtidos foram usados nas funções de pontuação padrão (FPP, Quadro 2) para calcular os resultados normalizados ( $N(x)$ ), para cada indicador selecionado em cada amostra de solo.

Para a obtenção do IQI, foram atribuídos pesos aos indicadores de acordo com a relevância de cada um para a conservação do solo e da água. À MOS foi atribuída o dobro do peso em relação aos demais indicadores, devido à sua grande importância nos processos de retenção e armazenamento de água, e crescimento vegetal. O restante dos indicadores tiveram seus pesos divididos de forma igualitária (Quadro 3).

Quadro 3. Indicadores de qualidade do solo e seus respectivos pesos.

Indicadores	Pesos
DMG	0,1
Ks	0,1
MOS	0,2
VTP	0,1
MACRO	0,1
MICRO	0,1
Ds	0,1
RP	0,1
IF	0,1

Diâmetro Médio Geométrico (DMG), Permeabilidade do solo à água (Ks), Matéria Orgânica do Solo (MOS), Volume Total de Poros (VTP), Macroporosidade do solo (MACRO), Microporosidade do solo (MICRO), Densidade do solo (Ds), Resistência do solo à penetração (RP) e Índice de Floculação (IF).

O Índice de Qualidade Integrado (IQI) (Doran & Parkin, 1994) e o Índice de Qualidade Nemoro (IQN) (Qin & Zhao, 2000) foram calculados para

todos os tratamentos nas duas classes de solos, LVd1 e LVd2, de acordo com as seguintes equações:

$$IQI = \sum_{i=1}^n W_i N_i \quad (1)$$

em que  $W_i$  é o peso de cada indicador e  $N_i$  é a pontuação do indicador (Qin & Zhao, 2000; Rahmanipour et al., 2014).

$$IQN = \sqrt{\frac{P_{med}^2 + P_{min}^2}{2}} \times \frac{n-1}{n} \quad (2)$$

em que  $P_{med}$  é a média e  $P_{min}$  é o mínimo das pontuações dos indicadores selecionados em cada amostra de cada tratamento e  $n$  é o número de indicadores (Qi et al., 2009).

Para relacionar os índices de qualidade do solo com a erosão hídrica, foram utilizados dados de perda de solo e água. As parcelas para avaliação das perdas de solo e água foram instaladas no campo, com dimensões de 4,0 x 24 m para os tratamentos com solo descoberto, vegetação nativa e eucalipto sem resíduo/desnível; e 14 x 24 m nos tratamentos sob eucalipto com resíduo (Figura 2).

Essas parcelas foram contornadas com chapas galvanizadas com 40 cm de altura, enterradas a uma profundidade de 20 cm. O comprimento da parcela acompanha o sentido do declive do terreno. Na parte inferior das parcelas foram colocadas calhas coletoras, nas quais saem canos de PVC de três polegadas para conduzir a enxurrada até os tanques coletores. O sistema coletor era composto de um tanque de sedimentação com capacidade de 500 L e um tanque coletor de água e sedimentos com capacidade para 250 L (Figura 2). Entre o tanque de sedimentação e o tanque coletor havia um sistema divisor do tipo Geib, com 15

janelas, para que, depois do enchimento do tanque de sedimentação, apenas 1/15 da enxurrada fosse conduzido para o tanque coletor.

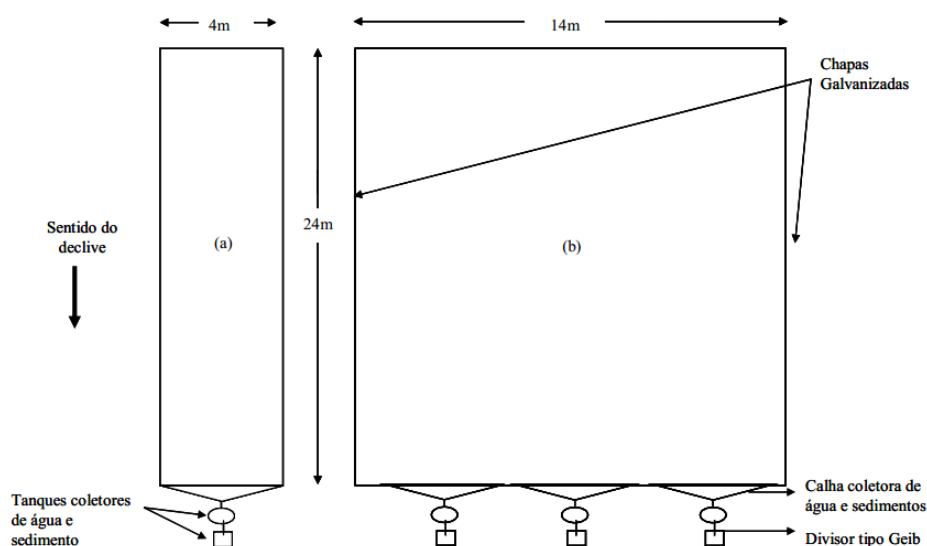


Figura 2. Desenho esquemático das parcelas de coleta de água e sedimentos. As parcelas (a) foram instaladas nos sistemas; solo descoberto, vegetação nativa e eucalipto sem resíduo/desnível; e as parcelas (b) nos sistemas sob eucalipto com resíduo.

Foi realizado teste de médias entre os índices dentro dos tratamentos em cada região, pelo teste Scott-Knott (1974). Visando estabelecer uma correlação entre os atributos do solo, as perdas de solo e água e os índices de qualidade, em cada tratamento, prosseguiu-se com a análise de componentes principais (ACP). Sendo o IQI e o IQN considerados como variáveis suplementares às perdas de solo e água, atributos físicos e MOS.

Adicionalmente, visando obter-se um coeficiente de correlação foram feitas relações lineares entre a média dos índices e os valores de perdas de solo e água. Essa técnica também foi utilizada para verificar o grau de correlação existente entre IQI e IQN.

As análises estatísticas foram feitas utilizando o software R 2.15.3 (R Development, 2013).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos índices de qualidade no LVd1 mostram uma superioridade do ambiente nativo (FN), no que diz respeito à qualidade do solo, em relação aos demais tratamentos, apresentando valores de 0,86 (IQI) e 0,66 (IQN). Os índices conseguiram diferenciar três grupos de acordo com a qualidade do solo, em ordem decrescente: FN > EC > ES, SD (Quadro 4). Indicando uma degradação do ambiente a partir do momento em que este sai do equilíbrio natural e começa a ser manejado, resultados semelhantes foram encontrados por Freitas et al. (2012).

Alvarenga et al. (2012) observaram maiores valores de IQS, para recarga de água, nas áreas cuja ocupação é de Mata Atlântica, evidenciando que os fatores uso e manejo do solo são determinantes para o processo de infiltração de água no solo.

Entre os tratamentos com eucalipto no LVd1, os resultados apresentados pelo IQI e IQN evidenciam a influência positiva da cobertura vegetal na conservação do solo e da água, onde o EC apresentou um índice apenas inferior ao da vegetação nativa (FN) (Quadro 4). Isto mostra que o cultivo mínimo tende a aumentar o índice de qualidade dos solos e que este sistema deve ser indicado, evitando plantios convencionais.



Quadro 4. Índices de qualidade do solo para duas classes de solos no município de Três Lagoas, MS.

Classe de Solo	Tratamento <sup>(1)</sup>	IQI <sup>(2)</sup>	IQN <sup>(3)</sup>
LVd1	SD	0,27 a	0,17 a
	ES	0,39 a	0,24 a
	EC	0,63 b	0,40 b
	FN	0,86 c	0,66 c
LVd2	SD	0,31 a	0,22 a
	ES	0,47 b	0,31 a
	ED	0,58 c	0,40 b
	EC	0,59 c	0,38 b
	CN	0,70 c	0,49 b

<sup>(1)</sup> SD: solo descoberto; ES: plantio em nível sem resíduo; EC: plantio em nível com resíduo; ED: plantio em desnível (ED); CN: cerrado nativo; FN: floresta nativa. <sup>(2)</sup> IQI: Índice de Qualidade Integrado. <sup>(3)</sup> Índice de Qualidade Nemoro. Valores seguidos pela mesma letra nas colunas, dentro de cada região, não diferem estatisticamente entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade. Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1); Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2).

De acordo com Rahmanipour et al. (2014), o índices obtidos para EC, podem ser classificados como alto e médio, para o LVd1 e LVd2, respectivamente (Quadro 5). Contrastando com os baixos valores obtidos para o tratamento ES, em ambas classes de solo. Isso ocorre, pois a manutenção do resíduo proporciona um aumento na estabilidade de agregados, retenção e infiltração de água no solo e na porosidade (Conforti et al., 2013; Mabit &

Bernard, 2009; Ries & Hirt, 2008; Valentin & Bresson, 1992), atributos que são indicadores da qualidade do solo e contribuem para a elevação dos índices.

Quadro 5. Classificação dos índices de qualidade do solo

Índice	I (Muito Alto)	II (Alto)	III (Médio)	IV (Baixo)	V (Muito Baixo)
IQI	> 0,67	0,60 - 0,67	0,53 - 0,60	0,44 - 0,53	< 0,44
IQN	> 0,43	0,38 - 0,43	0,34 - 0,38	0,26 - 0,34	< 0,26

Rahmanipour et al. (2014).

Em LVd2, onde a vegetação nativa é o Cerrado, os índices de qualidade do solo, IQI e IQN, demonstraram haver uma superioridade dos tratamentos CN, ED e EC em relação a ES e SD. Destacando que o manejo do eucalipto com a manutenção do resíduo, independentemente se é em nível ou desnível, proporciona altos índices de qualidade do solo, igualando-se ao ambiente de referência CN. Valores próximos foram obtidos por Freitas et al. (2012), que, trabalhando com Latossolo Vermelho em ambiente de Cerrado, obtiveram valores de IQI em torno de 0,61, 0,65 e 0,58 para CN, ED e EC, respectivamente.

Os resultados apresentados pela ACP (Figura 3) demonstram uma alta correlação entre os índices avaliados e os valores de perda de solo e água (Quadro 6). Isto pode ser confirmado por meio dos elevados valores de  $R^2$  obtidos nas relações lineares entre a média dos índices de qualidade (IQI e IQN) e as perdas de solo e água, resultando em uma correlação inversa (Figura 4). Essa forte relação entre os IQS e a erosão hídrica acontece, pois a erosão influencia negativamente os atributos do solo que são utilizados como indicadores de qualidade, como por exemplo, o teor de MOS (Rhoton & Tyler, 1990), densidade do solo (Frye et al., 1982), a capacidade de retenção de água (Nizeyimana & Olson, 1988), dentre outros.

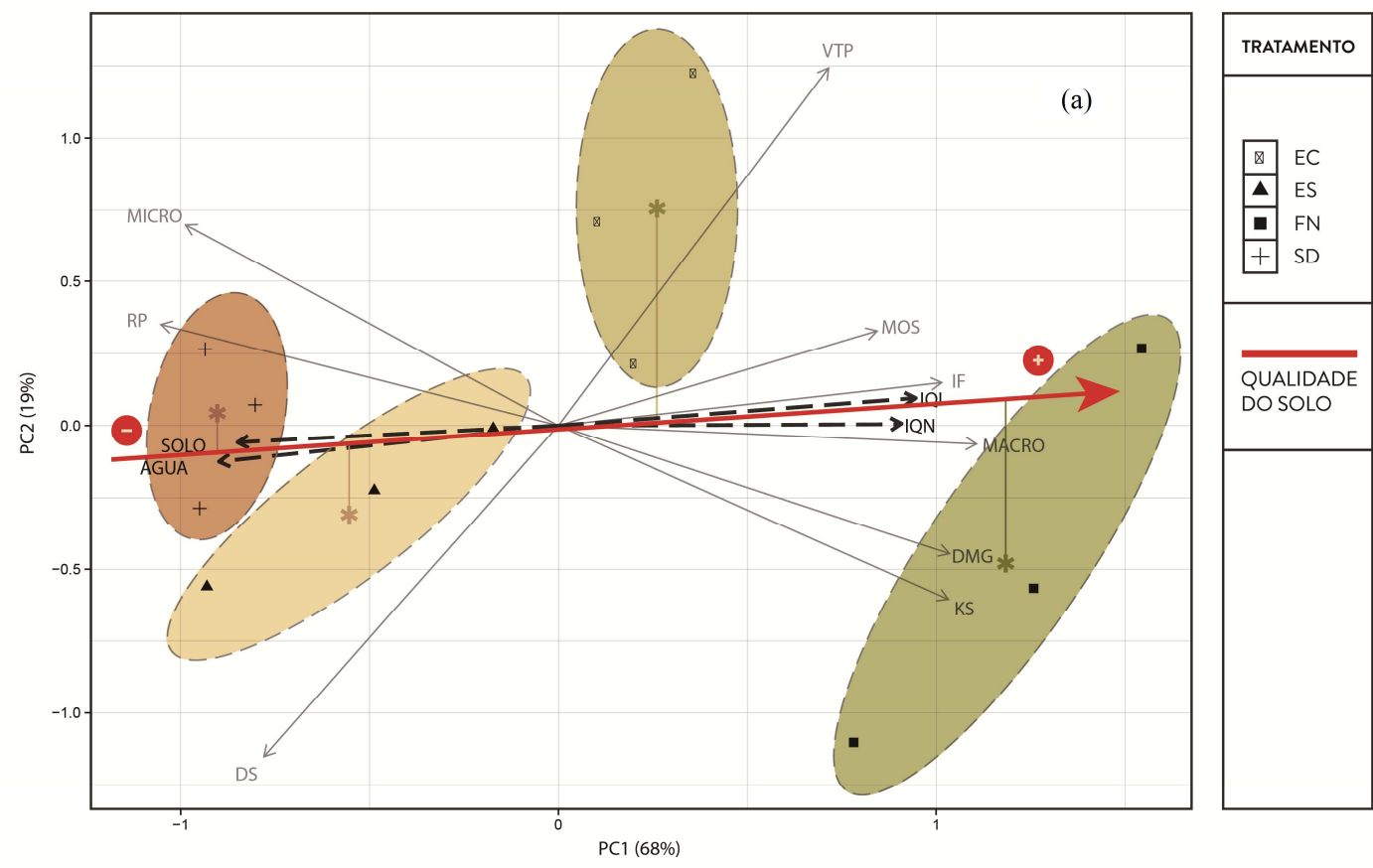
Dessa forma, as componentes principais possibilitam enxergar com mais clareza o gradiente de qualidade do solo e da erosão hídrica existente entre os

sistemas de manejo de eucalipto avaliados, a vegetação nativa e o solo descoberto (Figura 3).

Ao projetar cada grupo na reta de qualidade do solo (Figura 3), obteve-se que nos dois solos, o ambiente nativo é o que possui maior qualidade do solo, seguido do eucalipto com a manutenção dos resíduos. Isso comprova o importante papel desempenhado pela MOS na sustentabilidade dos sistemas agrícolas, influenciando os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, com reflexo na estabilidade da produtividade dos sistemas de produção. Corroborando para o fato de que sistemas florestais bem manejados tendem a ter um comportamento semelhante à vegetação nativa, no que diz respeito à manutenção das funções principais do solo, e indicam que o cultivo de eucalipto em escala comercial, quando realizado de forma adequada, podem elevar qualidade do solo e reduzir as perdas por erosão hídrica. Principalmente quando são áreas com histórico de degradação, como é o caso do presente estudo.

Na sequência decrescente da qualidade do solo está ES, que ficou apenas a frente de SD, tratamento que apresentou os piores resultados. Reflexo, principalmente, do baixo teor de MOS, que é menor em condições estressantes (Marchiori Júnior & Melo, 1999; Souza & Melo, 2003).

As perdas de solo e água se comportaram de forma inversa à qualidade do solo nos tratamentos estudados. Relação que pode ser confirmada pelos elevados coeficientes obtidos através da relação linear entre a erosão hídrica e os IQS (Figura 4). Ressaltando a importância do estudo da qualidade do solo visando a obtenção de práticas de manejo conservacionistas nos sistemas florestais.



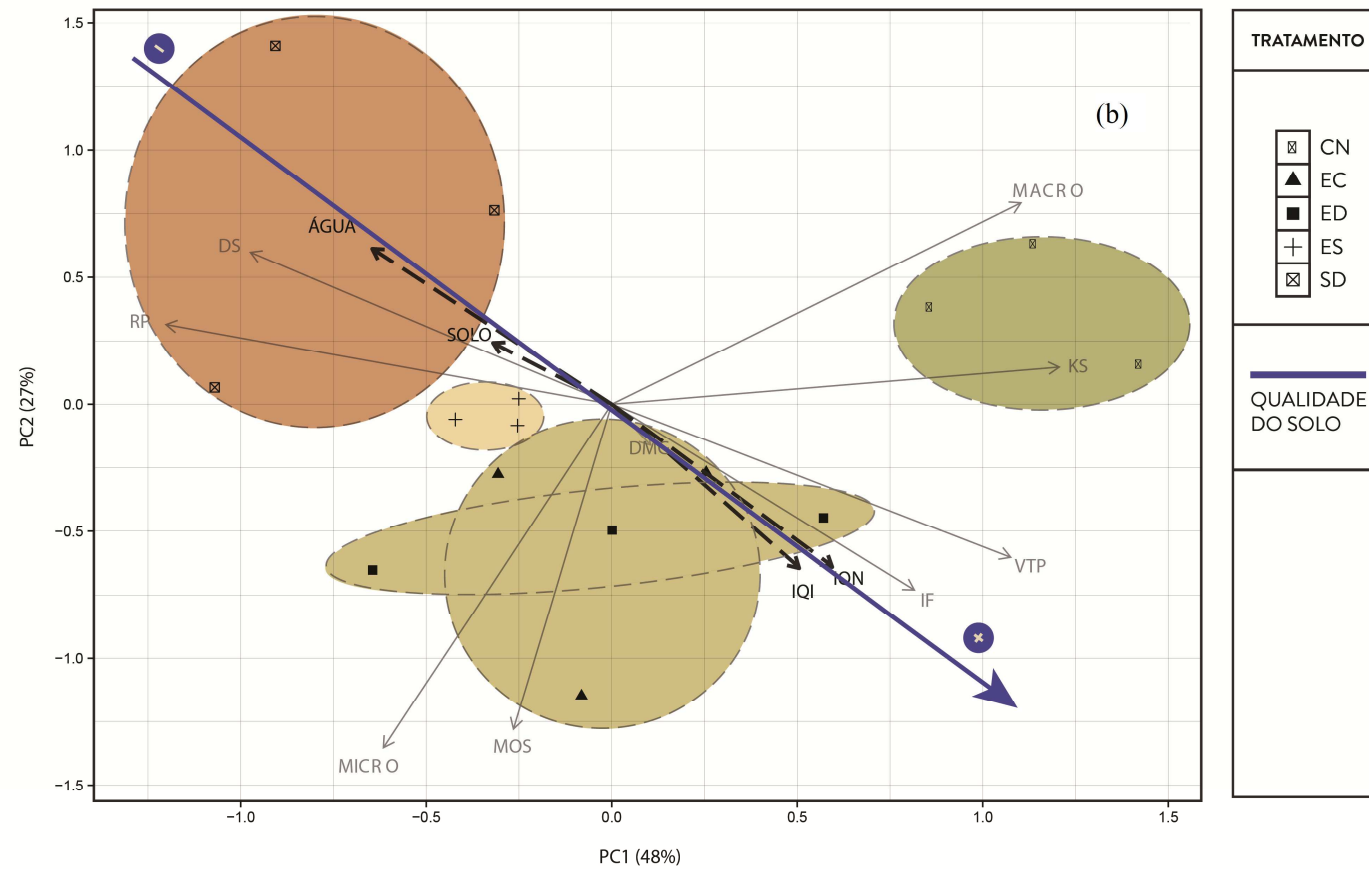


Figura 3. Análise dos componentes principais para os atributos físicos e matéria orgânica do solo (MOS) na classe de

solo LVd1 (a) e LVd2 (b). Plantio em nível com resíduo (EC); plantio em nível sem resíduo (ES); plantio em desnível com resíduo (ED); Floresta nativa (FN); Cerrado nativo (CN); Solo descoberto (SD); microporosidade (MICRO); macroporosidade do solo (MACRO); resistência do solo à penetração (RP); densidade do solo (DS); volume total de poros (VTP); índice de flocculação (IF); diâmetro médio geométrico de agregados (DMG); permeabilidade do solo a água (KS); perda de solo (SOLO); perda de água (ÁGUA); Índice de Qualidade Integrado (IQI); Índice de Qualidade Nemoro (IQN); componente principal 1 (PC1) e componente principal 2 (PC2).

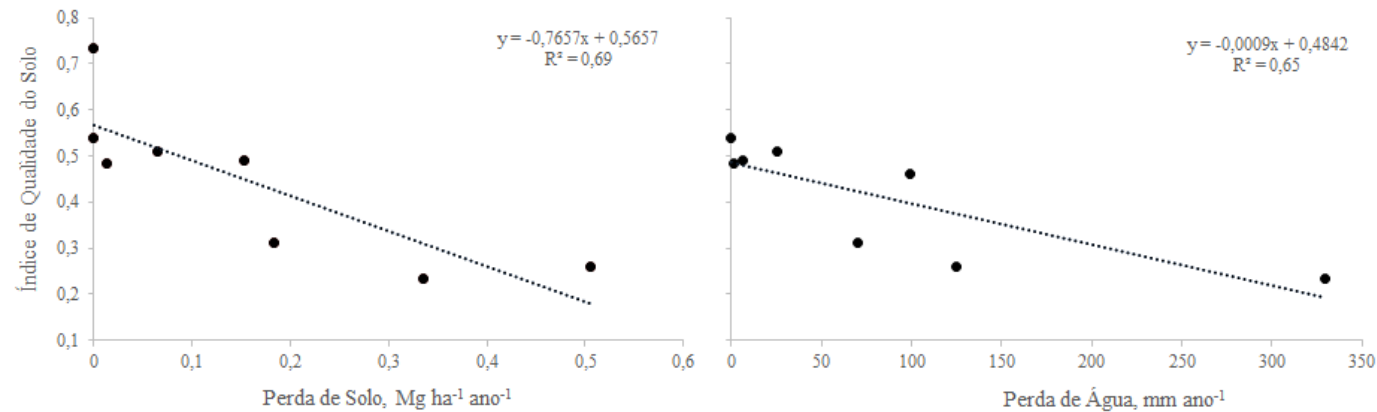


Figura 4. Relações lineares entre a erosão hídrica (perdas de solo e água) e índice de qualidade do solo.

Quadro 6. Índice de qualidade do solo médio e valores de perda de solo e água para duas classes de solos no município de Três Lagoas, MS.

Classe de Solo	Tratamento	IQS <sub>médio</sub>	Perda de Solo	Perda de Água
			Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	mm ano <sup>-1</sup>
LVd1	SD	0,22	0,51	124,7
	ES	0,32	0,18	70,4
	EC	0,51	0,01	1,2
	FN	0,76	0,00	3,1
LVd2	SD	0,27	0,34	329,3
	ES	0,39	0,85	98,9
	EC	0,48	0,15	6,2
	ED	0,49	0,07	25,0
	CN	0,60	0,00	0,0

Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-alta fase floresta (LVd1); Latossolo Vermelho distrófico típico textura média-baixa fase cerrado (LVd2). IQS: Índice de Qualidade do Solo.

De acordo com a ACP, os dois métodos de indexação dos indicadores (IQI e IQN), foram eficientes em refletir a variação da qualidade do solo nos diferentes sistemas de uso e manejo florestal. A relação linear entre os índices comprovou essa alta correlação, com um  $R^2 = 0,94$  (Figura 5). Dessa forma, optou-se pela utilização das médias de IQI e IQN para verificar a correlação existente entre os IQS e a erosão hídrica (Figura 4).

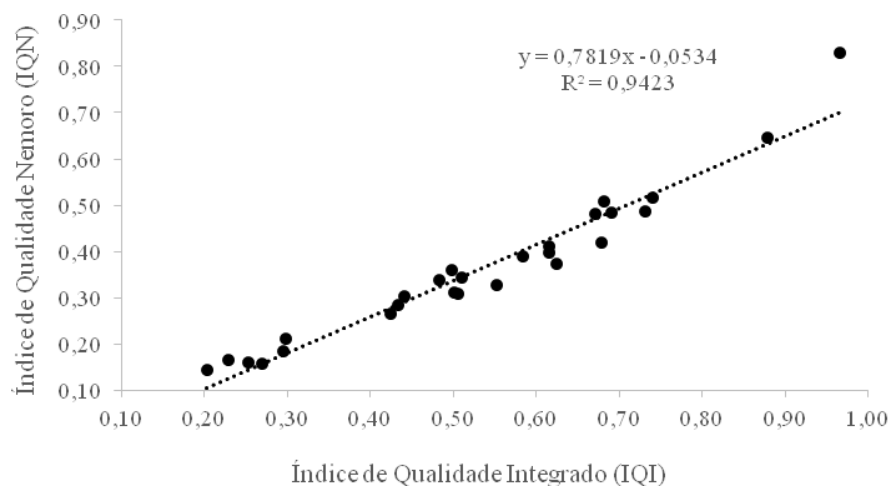


Figura 5. Relação linear entre os índices de qualidade do solo.

Qi et al. (2009) e Rahmanipour et al. (2014) avaliando a eficácia destes índices encontraram uma melhor estimativa da qualidade do solo utilizando o IQI ao invés do IQN, podendo ser explicada pelo uso do peso do indicador como fator de discriminação no modelo IQI em contraste com o IQN. Entretanto, no presente estudo, não se observou diferença significativa entre as metodologias. Visto que o IQN é um método mais simples e elimina o viés do pesquisador no que diz respeito aos pesos atribuídos aos indicadores, sugere-se que este seja mais utilizado em pesquisas futuras, visando confirmar sua eficiência na avaliação da qualidade do solo.

#### CONCLUSÕES

1. Os índices de qualidade do solo, IQI e IQN, foram eficientes na segregação dos tratamentos no que diz respeito à erosão hídrica.
2. Nas duas classes de solo estudadas, foi possível perceber que há uma tendência de decréscimo na qualidade do solo à medida que o sistema sai do equilíbrio para a introdução do plantio florestal.



3. O cultivo mínimo do eucalipto contribuiu para que os índices de qualidade do solo ficassem próximos aos da vegetação nativa, evidenciando a importância da manutenção do resíduo sobre o solo. Sendo este sistema uma forma de se recuperar o solo e obter um rendimento econômico de forma sustentável, nestas áreas anteriormente degradadas.

4. Os índices de qualidade do solo se mostraram sensíveis às variações nos diferentes tipos de manejo do solo adotado e apresentaram alta correlação com a erosão hídrica. Sendo possível observar na análise de componentes principais um gradiente crescente da qualidade do solo, em ambas as classes de solos, no sentido SD, ES, ED, EC e vegetação nativa. Sendo essas relações inversas, no que diz respeito às perdas de solo e água.

5. Os métodos utilizados na indexação dos indicadores de qualidade do solo, IQI e IQN, apresentaram forte correlação entre si. Entretanto, visto que o IQN é um método mais simples e elimina o viés do pesquisador no que diz respeito aos pesos atribuídos aos indicadores, sugere-se que este seja mais utilizado em pesquisas futuras, visando confirmar sua eficiência na avaliação da qualidade do solo.

#### LITERATURA CITADA

ALVARENGA, C.C.; MELLO, C.R.; MELLO, J.M.; SILVA, A.M. & CURI, N. Índice de qualidade do solo associado à recarga de água subterrânea (IQSRA) na bacia hidrográfica do Alto Rio Grande, MG. R. Bras. Ci. Solo, 36:1608-1619, 2012.

ANDREWS, S.S. & CARROLL, R. Designing a soil quality assessment tool for sustainable agro-ecosystem management. Ecol. Appl., 11:1573-1585, 2001.

ANDREWS, S.S.; KARLEN, D.L. & MITCHELL, J.P. A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. Agric. Ecosyst. Environ., 90:25-45, 2002.

ARMENISE, E.; REDMILE-GORDON, M.A.; STELLACCI, A.M.; CICCARESE, A. & RUBINO, P. Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean environment. Soil Till. Res., 130:91-98, 2013.

BHARDWAJ, A.K; JASROTIA, P.; HAMILTONA, S.K. & ROBERTSON, G.P. Ecological management of intensively cropped agro-ecosystems improves soil quality with sustained productivity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 140:419-429, 2011.

BLAKE, G.R. & HARTGE, K.H. Bulk density. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.363-375.

BREJDA, J.J.; KARLEN, D.L.; SMITH, J.L. & ALLAN, D.L. Identification of regional soil quality factors and indications in Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:2125-2135, 2000a.

BREJDA, J.J.; MOORMAN, T.B.; SMITH, J.L.; KARLEN, D.L.; ALLAN, D.L. & DAO, T.H. Distribution and variability of surface soil properties at a regional scale. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:974-982, 2000b.

CARDOSO, E.L. Qualidade do solo em sistemas de pastagens cultivada e nativa na sub-região da Nhecolândia, Pantanal Sul Mato-Grossense. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2008. 154p. (Tese de Doutorado).

CONFORTI, M.; BUTTAFUOCO, G.; LEONE, A.P.; AUCELLI, P.P.C.; ROBUSTELLI, G. & SCARCIGLIA, F. Studying the relationship between water-induced soil erosion and soil organic matter using Vis-NIR spectroscopy and geomorphological analysis: A case study in southern Italy. *Catena*, 110:44-58, 2013.

DANIELSON, R.E. & SUTHERLAND, P.L. Porosity. In: KLUTE, A., ed. *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p. 443- 461.

DITZLER, C.A. & TUGEL, A.J. Soil quality field tools: Experiences of USDA-NRCS Soil Quality Institute. *Agron. J.*, 94:33-38, 2002.

DORAN, J.W. & JONES, A.J. *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America Special Publication, vol. 49. Madison, Soil Science Society of America, 1996. 410p.

DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A. ed. *Defining soil quality for sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America Proceedings, 1994. p.03-21.

EMBRAPA. *Manual de métodos de análises de solo*. 2.ed. Rio de Janeiro, Embrapa Solos, 2011. 230p.

FREITAS, D.A.F.; SILVA, M.L.N.; CARDOSO, E.L. & CURI, N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. *R. Ci. Agron.*, 43:417-428, 2012.

FRYE, W.W.; EBELHAR, S.A.; MUDORCK, L.W. & BLEVIS, R.L. Soil erosion effects on properties and productivity of two Kentucky soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:1051-1055, 1982.

GÓMEZ, J.A.; ÁLVAREZ, S. & SORIANO, M.A. Development of a soil degradation assessment tool for organic olive groves in southern Spain. *Catena*, 79:9-17, 2009.

GREGORICH, E.G.; CARTER, M.R.; ANGERS, D.A.; MONREAL, C.M. & ELLERT, B.H. Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.*, 74:367-385, 1994.

KARLEN, D.L.; GARDNER, J.C. & ROSEK, M.J. A soil quality framework for evaluating the impact of CRP. *J. Prod. Agric.*, 11:56-60, 1998.

KARLEN, D.L.; MAUSBACH, M.J.; DORAN, J.W.; CLINE, R.G.; HARRIS, R.F. & SCHUMMAN, G.E. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:4-10, 1997.

KARLEN, D.L. & STOTT, D.E. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F. & STEWART, B.A. ed. *Defining soil quality for sustainable environment*. Madison, Soil Science Society of America Proceedings, 1994. p.53-72.

KEMPER, W.D. & ROSENAU, R.C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUTE, A. ed. *Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods*. 2.ed. Madison, American Society of Agronomy, 1986. p.425-441.

LARSON, W.E. & PIERCE, F.J. Conservation and enhancement of soil quality. In: DUMANSKI, J. *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*, vol. 2. Bangkok, IBSRAM, 1991. p.175-203.

LIEBIG, M.A.; VARVEL, G.E. & DORAN, J.W. A simple performance-based index for assessing multiple agroecosystem functions. *Agron. J.*, 93:313-318, 2001.

LIMA, W.P. *Impacto ambiental do eucalipto*. 2.ed. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1996. 301p.

MABIT, L. & BERNARD, C. Spatial distribution and content of soil organic matter in an agricultural field in eastern Canada, as estimated from geostatistical tools. *Earth Surf. Proc. Land.*, 35:278-283, 2009.

MARCHIORI JÚNIOR, M. & MELO, W.J. Carbono, Carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. *R. Bras. Ci. Solo*, 23:257-263, 1999.

MARZAIOLI, R.; D'ASCOLI, R.; DE PASCALE, R.A. & RUTIGLIANO, F.A. Soil quality in a Mediterranean area of Southern Italy as related to different land use type. *Appl. Soil Ecol.*, 44:205-212, 2010.

NURIA, R.; JÉRÔME, M.; LÉONIDE, C.; CHRISTINE, R.; GÉRARD, H.; ETIENNE, I. & PATRICK, L. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biol. Biochem.*, 43:2032-2045, 2011.

NIZEYIMANA, E. & OLSON, K.R. Chemical, mineralogical, and physical property differences between moderately and severely eroded Illinois soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52:1740-1748, 1988.

QI, Y.; DARILEK, J.L.; HUANG, B.; ZHAO, Y.; SUN, W. & GU, Z. Evaluating soil quality indices in an agricultural region of Jiangsu Province, China. *Geoderma*, 149:325-334, 2009.

QIN, M.Z. & ZHAO, J. Strategies for sustainable use and characteristics of soil quality changes in urban-rural marginal area: a case study of Kaifeng. *Acta Geogr. Sin.*, 55:545-554, 2000.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, 2013.

RAHMANIPOUR, F.; MARZAIOLI, R.; BAHRAMI, H.A.; FEREDOUNI, Z. & BANDARABADI, S.R. Assessment of soil quality indices in agricultural lands of Qazvin Province, Iran. *Ecol. Indic.*, 40:19-26, 2014.

RHOTON, F.E. & TYLER, D.D. Erosion induced changes in soil properties of a fragipan soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:223-228, 1990.

RIES, J.B. & HIRT, U. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the Central Ebro Basin/Spain. *Catena*, 72:282-296, 2008.

SCOTT, A. & KNOTT, M. Cluster-analysis method for grouping means in analysis of variance. *Biometrics*, 30:507-512, 1974.

SOUZA, W.J.O. & MELO, W.J. Matéria orgânica em um Latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:1113-1122, 2003.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência à penetração. *R. Bras. Ci. Solo*, 15:229-235, 1991.

SUN, B.; ZHOU, S. & ZHAO, Q. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. *Geoderma*, 115:85-99, 2003.

VALENTIN, C. & BRESSON, L.M. Morphology, genesis and classification of surface crusts in loamy and sandy soils. *Geoderma*, 55:225-245, 1992.

VAN DER PLOEG, R.R.; BÖHM, W. & KIRKHAM, M.B. On the origin of the theory of mineral nutrition of plants and the law of the minimum. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63:1055-1062, 1999.