



**DIÉGO FAUSTOLO ALVES BISPO**

**EFEITO DO USO E MANEJO SOBRE A EROSÃO E  
ATRIBUTOS DE SOLOS DA SUB-BACIA DAS POSSES,  
EXTREMA-MG**

**LAVRAS-MG**

**2017**

**DIÊGO FAUSTOLO ALVES BISPO**

**EFEITO DO USO E MANEJO SOBRE A EROSÃO E ATRIBUTOS DE SOLOS DA  
SUB-BACIA DAS POSSES, EXTREMA-MG**

Tese 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 a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva

**LAVRAS-MG**

**2017**

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

Bispo, Diêgo Faustolo Alves.

Efeito do uso e manejo sobre a erosão e atributos de solos da  
sub-bacia das Posses, Extrema – MG / Diêgo Faustolo Alves

Bispo. - 2017.

91 p. : il.

Orientador(a): Marx Leandro Naves Silva.

.  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2017.

Bibliografia.

1. Erosão hídrica. 2. Índice P. 3. Carbono orgânico do solo. I.  
Silva, Marx Leandro Naves. . II. Título.

**DIÊGO FAUSTOLO ALVES BISPO**

**EFEITO DO USO E MANEJO SOBRE A EROSÃO E ATRIBUTOS DE SOLOS DA  
SUB-BACIA DAS POSSES, EXTREMA-MG**

**LAND USE AND MANAGEMENT EFFECTS ON EROSION AND ATTRIBUTES OF  
SOILS FROM POSSES CATCHMENT, EXTREMA-MG**

Tese 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 a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 30 de março de 2017.

Prof. Dr. João José Granate de Sá e Melo Marques UFLA

Prof. Dr. Júnior César Avanzi UFLA

Prof. Dr. Marcelo Silva de Oliveira UFLA

Prof. Dr. Humberto Ribeiro da Rocha USP

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva

Orientador

**LAVRAS-MG**

**2017**

*Aos meus avós que, de alguma forma, têm estado presente  
durante toda essa jornada.*

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, especialmente ao Departamento de Ciência do Solo, pela oportunidade e disponibilização de estrutura física para a realização deste trabalho.

Aos professores Marx Leandro Naves Silva, João José Granate de Sá e Melo Marques e Nilton Curi pela orientação, dedicação, incentivo e disposição em ajudar.

À Marianne Bechmann, “Norwegian Institute for Bioeconomy Research – Norway”, pelo apoio, estímulo e conhecimento transmitido.

Aos que prestaram, no decorrer de todos esses anos, incontestável apoio e incentivo: meus pais Heitor e Erotilde, exemplos de honestidade e humildade que pretendo seguir para sempre e; meus irmãos Fábio e Heitor Jr., grandes amigos e parceiros para todos os momentos.

À Sara pelo companheirismo, carinho, apoio e incentivo.

Aos meus amigos de “república”, em especial ao Juliano Motta, pela hospitalidade e bons momentos.

Aos professores e técnicos do departamento de solos da UFLA, especialmente ao Carlos Alberto Silva, Luiz Roberto Guimarães Guilherme, Maria Ligia, Moacir Dias Jr., Mozart Ferreira, Valdemar Faquin, Leônidas Melo, Dirce Macedo, Doroteu de Abreu, Geila Carvalho, Lívia Abreu, Márcio Marques, Roberto Mesquita, Bethânia Mansur, Carlinhos Ribeiro, Damy Pádua, Maria Alice, José Roberto (Pezão) pelo auxílio, convívio e aprendizado.

Aos amigos e colegas do Departamento de Ciência do Solo, em especial ao Pedro Batista, Pedro Lima, Fabio Gomes, Fabio Avalos, Danielle Guimarães, Bárbara Christófaro, Bernardo Cândido, Lucas Pontes, Lucas Galvão, Adnane, Wellington de Lima, Géssica, Otávio, Fábio Quaresma, Sabrina Silva, Wantuir Chagas, Diego Tassinari, Rúbio, Leandro Cafetão, Leandro Campos, Samara, Geslin, Josimar, João Paulo, Matias, Ferreira, Giovana Poggere, Ediu, Sérgio Henrique, Rômulo Duarte, Bruno Montoani, Zélio, Lili e Henrique Maluf, pela ajuda e bons momentos vividos nesses anos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais

(FAPEMIG) pelo fomento para a realização do estudo e; à Prefeitura Municipal de Extrema, pelo suporte logístico e financeiro.

À todos que sabem que, mais do que fazer parte desse trabalho, fazem parte da minha vida.

**MUITO OBRIGADO A TODOS!**

## RESUMO

A presente pesquisa foi realizada com o intuito de estudar os impactos do uso e manejo sobre a erosão hídrica e sobre atributos do solo, bem como empregar o modelo “índice P” na avaliação do risco ambiental de transferência de P do solo para os cursos hídricos da sub-bacia hidrográfica das Posses, Extrema, Minas Gerais. As perdas de solo, água e constituintes do solo, em função de diferentes sistemas de manejo, foram avaliadas através de parcelas de erosão. Os resultados obtidos demonstram que o reflorestamento e o manejo das pastagens são estratégias que minimizam os efeitos da erosão hídrica e que a manutenção da mata nativa, principalmente sobre Neossolo Litólico, é essencial para a conservação dos pedoambientes, sobretudo em declives acentuados. O efeito do manejo sobre a qualidade do solo foi verificado pela quantificação das frações do carbono orgânico estocadas no solo e do índice de manejo do carbono. O índice de manejo do carbono comprovou o efeito positivo dos reflorestamentos, do manejo da pastagem e da conservação da vegetação sobre a qualidade do solo e, tanto este índice, como o C orgânico particulado, apresentam grande potencial para serem usados como ferramentas na gestão de bacias hidrográficas. O modelo índice P foi testado, de forma pioneira, para avaliar o risco de transferência de P do solo para os cursos hídricos da Posses, bem como prever o efeito das mudanças no uso da terra sobre essa transferência. Os resultados obtidos permitiram concluir que, apesar de quase toda a sub-bacia apresentar baixo índice P, as áreas de eucalipto e agricultura devem receber maior atenção quanto ao uso de fertilizantes. Também, as simulações realizadas permitiram prever que a incorporação de “Áreas de Proteção Ambiental” pode diminuir, consideravelmente, o risco de transferência do P para as águas, mesmo em áreas de pastagem que foram adubadas. Os resultados desse estudo podem servir como ferramenta de incentivo e gestão do uso criterioso de fertilizantes e de práticas de conservação na sub-bacia hidrográfica das Posses.

**Palavras-chave:** Erosão hídrica. Índice P. Carbono orgânico do solo.

## ABSTRACT

The present research was carried out with the purpose of studying the impacts of land use and management on soil attributes and on water erosion, as well as to use the P index model in the environmental risk assessment of P transference from soil to the streams in the Posses catchment, Extrema, Minas Gerais. The losses of soil, water and soil constituents were evaluated through erosion plots installed in several management systems. The results showed that reforestation and well-managed pastures are strategies that minimize the effects of water erosion and that safeguarding native forest mainly in Litholic Neosols is essential for the conservation of the pedoenvironments, especially in steep slopes. The effect of management on soil quality was verified by the quantification of the organic carbon fractions stored in the soil and the carbon management index. The positive effect of reforestation, well-managed pastures and conservation of vegetation on soil quality is evidenced by the carbon management index. This index and the particulate organic carbon have great potential as watershed management tools. The P index model was tested in a pioneering way to evaluate the P transfer risk from soil to the Posses streams, as well as to predict the impacts of land use changes on this transfer. The results obtained lead to the conclusion that, although almost all of the catchment has a low P index, eucalyptus and agricultural areas should receive greater attention regarding the use of fertilizers. Also, the simulations allowed predicting that creating "Environmental Protection Areas" can reduce the P transfer risk to stream waters, even in pasture areas that were fertilized. The results of this study can serve as incentive and management tool for the judicious use of fertilizers and conservation practices in the Posses catchment.

**Keywords:** Water erosion. P index. Soil organic carbon.

## SUMÁRIO

	<b>PRIMEIRA PARTE - INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>10</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>13</b>
<b>2.1</b>	<b>O projeto “Conservador das Águas” .....</b>	<b>13</b>
<b>2.2</b>	<b>Erosão hídrica .....</b>	<b>14</b>
<b>2.3</b>	<b>Perdas de nutrientes e matéria orgânica do solo por erosão hídrica.....</b>	<b>16</b>
<b>2.4</b>	<b>Efeito do uso e manejo na qualidade do solo e erosão hídrica .....</b>	<b>17</b>
<b>2.5</b>	<b>Indicadores ambientais .....</b>	<b>18</b>
<b>2.5.1</b>	<b>Índice de manejo do carbono.....</b>	<b>18</b>
<b>2.5.2</b>	<b>Índice P .....</b>	<b>19</b>
<b>3</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>20</b>
	<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>21</b>
	<b>SEGUNDA PARTE - ARTIGOS .....</b>	<b>27</b>
	<b>ARTIGO 1 Soil, water, nutrients and soil organic matter losses by water erosion as a function of soil management in the Posses sub-watershed, Extrema, Minas Gerais, Brazil.....</b>	<b>28</b>
	<b>ARTIGO 2 Manejo de carbono e gestão do uso do solo na sub-bacia hidrográfica das Posses, Extrema-MG.....</b>	<b>43</b>
	<b>ARTIGO 3 Testing the phosphorus index for assessing phosphorus transfer at a small catchment in Southeastern Brazil.....</b>	<b>65</b>

## **PRIMEIRA PARTE - INTRODUÇÃO GERAL**

## 1 INTRODUÇÃO

O uso e manejo inadequado do solo têm provocado sérios impactos ao meio ambiente, com reflexos na diminuição do potencial produtivo dos solos, principalmente, devido à erosão e ao esgotamento da matéria orgânica do solo. Essa situação se agrava ainda mais, à medida que locais de grande importância, como as áreas de recarga de uma bacia hidrográfica, começam a ser incorporadas ao sistema produtivo. Nesse sentido, a falta de critérios conservacionistas adequados ao manejo ou à gestão destas áreas pode comprometer seriamente a segurança do solo, da água e dos alimentos.

Em determinadas condições de solo, clima, topografia e manejo, a redução dos estoques do C orgânico do solo, bem como as perdas, por erosão hídrica, de água e solo e de seus constituintes podem chegar a valores críticos. Mas, em geral, menores impactos são observados em sistemas onde a cobertura vegetal é mantida por mais tempo e onde há menor revolvimento do solo. Nesse sentido, os sistemas conservacionistas têm ganhado destaque como estratégias sustentáveis de manejo do solo.

A erosão hídrica pode ser aferida, diretamente, por meio de parcelas de erosão. Elas permitem avaliar, dentre outras coisas, o efeito das mudanças do uso, manejo e cobertura do solo sobre as suas propriedades físico-químicas e sobre a quantidade e qualidade do material perdido por erosão hídrica. Porém, para prever as taxas de erosão em escalas maiores, modelos como a USLE (WISCHMEIER; SMITH, 1978) e RUSLE (RENARD et al., 1997), têm sido amplamente empregados em diversas partes do mundo. A partir desses, outros modelos, como o Índice P (LEMUNYON; GILBERT, 1993), têm surgido e se destacado no que diz respeito à avaliação do risco ambiental de transferência de fósforo do solo para os cursos hídricos. Estes modelos podem ser usados como ferramentas de subsídio científico no planejamento e gestão conservacionista de bacias hidrográficas, mas precisam ser adaptados para condições específicas de cada local.

Os estudos ligados à conservação dos recursos ambientais, bem como as práticas de restauração florestal e de conservação do solo em bacias hidrográficas brasileiras, têm sido incentivados pelo programa Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Este programa foi criado pela Agência Nacional das Águas que selecionou a Posses como sub-bacia piloto do PSA. Posses localiza-se no município de Extrema, Minas Gerais, e faz parte da bacia hidrográfica do Rio Jaguari - grande contribuinte do reservatório responsável pelo fornecimento de água para mais de 10 milhões de pessoas que vivem na região metropolitana de São Paulo, o Sistema Cantareira (PEREIRA et al., 2010).

Diversos estudos realizados na Posses têm enfatizado haver uma carência de critérios quantitativos e de fácil aplicabilidade à avaliação, monitoramento e gestão de atividades antrópicas em áreas de recarga de água. Também, ainda não se tem conhecimento de quanto, as práticas de restauração florestal e conservação do solo, têm melhorado a qualidade dos recursos naturais na sub-bacia. Então, pesquisas que relacionem sistemas de uso e manejo com os atributos do solo e com a magnitude da erosão hídrica nesse local podem servir de importantes estratégias no aprimoramento e viabilização do manejo conservacionista, também em outras bacias hidrográficas nacionais.

Os objetivos deste estudo foram avaliar a influência do uso e manejo sobre a erosão hídrica e sobre os atributos do solo; empregar o Índice P na avaliação e predição de áreas com o risco de transferência de P do solo para os cursos hídricos na sub-bacia das Posses; e fornecer subsídios científicos que possam auxiliar o sistema de PSA na valoração de serviços ambientais e gestão de bacias hidrográficas nacionais.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 O projeto “Conservador das Águas”

Nos últimos anos, as crises de déficit hídrico, escassez e poluição desenfreada dos recursos hídricos, têm sido presenciadas, frequentemente, em diversas regiões do Brasil, afetando grandes metrópoles, notadamente a cidade de São Paulo (RICHARDS et al., 2015). Diante deste cenário, a Agência Nacional de Águas (ANA) criou o programa “Produtor de Água”, tendo como foco o estímulo à política de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). O programa apoia e incentiva, financeiramente, os produtores rurais a adotarem medidas que visem o aumento da infiltração e da recarga de água no solo e à redução da erosão do solo, do assoreamento e da poluição de mananciais.

O programa “Produtor de Água” está sendo aplicado em mais de sete estados brasileiros. No Município de Extrema, extremo sul do Estado de Minas Gerais, ele tem apoiado o projeto “Conservador das Águas”. Este projeto visa à proteção dos recursos hídricos que fornecem água para o Sistema Cantareira, responsável por 45% da água consumida na Região Metropolitana de São Paulo. Ele está sendo executado em Extrema conforme determina a Lei nº 2.100/05 e decretos regulamentadores 1.703/06 e 1801/06.

Posses, por ser a sub-bacia mais impactada do Município de Extrema, no que diz respeito à cobertura vegetal, foi escolhida como pioneira para a implantação do projeto. Nesta sub-bacia, o “Conservador das Águas” tem implantado o conceito de PSA por meio da compensação financeira aos proprietários que contribuem para a conservação dos recursos ambientais (solo, água, ar e biodiversidade). Tem apoiado a manutenção e recomposição de matas ciliares, a proteção de nascentes, a incorporação de Áreas de Proteção Ambiental, o reflorestamento com espécies nativas e o manejo conservacionista em propriedades rurais. Mas, por ser um trabalho pioneiro e ainda em implantação, há uma carência muito grande de resultados que comprovem a efetividade dessas práticas, para que possam ser replicadas em outras bacias do país.

Vários estudos têm sido realizados na Posses, gerando inclusive artigos, teses e dissertações (FREITAS et al., 2008; JARDIM; BURSZTYN, 2015; LIMA et al., 2013a, 2013b, 2014; LIMA, 2010, 2013; OLIVEIRA et al., 2012; RICHARDS et al., 2015; SILVA et al., 2013; SILVA et al., 2016; SILVA, 2013). De acordo com Freitas et al. (2008), os solos predominantes na sub-bacia são Cambissolos, Argissolos Vermelho-Amarelos, Neossolos Litólicos e Neossolos Flúvicos. Cerca de 9% da sub-bacia é ocupada por vegetação arbórea

(mata nativa e silvicultura), 88% por pastagens, muitas delas degradadas, e o restante por solo sem cobertura vegetal (LIMA et al., 2013b). Segundo Lima et al. (2013a), há necessidade de implantação de práticas adequadas de conservação em 38% da sub-bacia.

O grande número de estudos realizados na sub-bacia das Posses mostra haver necessidade premente da seleção de atributos sensíveis às mudanças que o uso e manejo do solo estão sofrendo nesta sub-bacia desde o surgimento do “Conservador das Águas”. Estes atributos poderão ser peças-chave nas tomadas de decisão e direcionamento de ações, por parte do PSA, a fim de garantir que os recursos naturais sejam preservados. Não obstante, fornecerão subsídio científico para a valoração dos serviços ambientais, também em outras bacias nacionais.

## **2.2 Erosão hídrica**

Nas regiões tropicais e subtropicais a depauperação da capacidade produtiva dos solos está ligada, principalmente, à erosão e ao esgotamento da matéria orgânica do solo (MOS) (MARCANTE et al., 2011), consequências estas, agravadas pela ação antrópica. A erosão é definida como um processo de desprendimento, arraste e deposição de partículas do solo. Diversos fatores, como clima, solo, topografia, vegetação e uso da terra, podem influenciar na intensidade com que os fenômenos erosivos afetam a qualidade dos ambientes.

Apesar da existência de várias formas de erosão, na maior parte do Brasil, devido ao regime frequente de chuvas, a erosão hídrica tem sido a mais estudada (CARDOSO et al., 2012; SCHICK et al., 2000; SILVA et al., 2012, 2005). Isso se deve, principalmente, aos prejuízos alarmantes que o fenômeno vem causando, não só ao meio ambiente, mas também à economia nacional (ANDRADE et al., 2011; DECHEN et al., 2015; PUGLIESI et al., 2011).

De acordo com Bahia et al. (1992), os prejuízos promovidos pela erosão hídrica no Brasil podem alcançar 600 milhões de toneladas de solo agrícola perdidos por ano, equivalendo a perdas de US\$ 4 bilhões em fertilizantes agrícolas. Dechen et al. (2015) estimaram custos da erosão na ordem de US\$ 1,3 bilhão ao ano, relacionados às perdas de P, K, Ca e Mg, em lavouras anuais brasileiras. No Estado do Paraná foram estimados, em 1982, cerca de 12,5 milhões de toneladas de sedimentos depositados no reservatório de Itaipu (DERPSCH et al., 1991). O valor total dos nutrientes mais requeridos pelas culturas agrícolas (N, P, K, Ca e Mg) nestes sedimentos foi estimado em US\$ 419 milhões por ano (HERNANI et al., 2002).

No Estado de São Paulo, limítrofe à sub-bacia das Posses, estima-se que são perdidas, por ano, 194 milhões de toneladas de terras férteis, devido à erosão hídrica (HERNANI et al., 2002). Desta quantidade, 48,5 milhões de toneladas chegam aos mananciais, causando o assoreamento e poluição destes importantes recursos naturais. Esses fatos destacam ainda mais a importância de estudar o fenômeno erosivo na sub-bacia das Posses, grande contribuinte para Sistema Cantareira.

De acordo com Wischmeier e Smith (1978), a erosão hídrica pode ser aferida diretamente por meio de parcelas-padrão. O método da parcela-padrão é considerado o mais útil e acessível no estudo do efeito das características do solo, cobertura vegetal e práticas culturais e conservacionistas, no que diz respeito à erosão hídrica (SILVA, 2015). Essas parcelas permitem avaliar, por exemplo, o efeito de mudanças do uso e manejo do solo sobre os seus atributos físico-químicos e biológicos e sobre a quantidade e qualidade do material perdido por erosão hídrica. Através desses resultados, podem ser gerados índices ou validados modelos para serem usados no planejamento conservacionista de bacias hidrográficas.

Como existem diferentes tipos de solos, topografia, clima e manejo, medidas diretas da erosão, como aquelas adquiridas pela parcela-padrão, são impraticáveis para todas as situações. Então, modelos empíricos, como a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE), desenvolvida por Wischmeier e Smith (1978), têm sido utilizados na inferência dos resultados obtidos pontualmente, para áreas maiores, como bacias e sub-bacias hidrográficas. Esta equação leva em consideração os principais fatores que, sabidamente, influenciam a erosão hídrica: erosividade da chuva; erodibilidade do solo; declividade e comprimento de rampa da área; uso e manejo do solo; e práticas conservacionistas adotadas.

Desde a década de 50, modelos como RUSLE (RENARD et al. 1997), MUSLE (WILLIAMS et al., 1975), WEPP (FLANAGAN; NEARING, 1995), SWAT (ARNOLD et al., 1998; ARNOLD; FOHRER, 2005) e EUROSEM (MORGAN et al., 1998), vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados em várias partes do mundo (AMORIM et al., 2010). Eles têm sido empregados tanto para testar hipóteses, quanto para prever impactos de manejos sobre os ecossistemas (BEVEN, 1989; GRAYSON et al., 1992; TUCCI, 1998). Isso eleva ainda mais a importância de verificar a aplicabilidade destes modelos em condições edafoclimáticas específicas, antes de serem extensivamente empregados (AMORIM et al., 2010).

### 2.3 Perdas de nutrientes e matéria orgânica do solo por erosão hídrica

Junto à água e aos sedimentos, nutrientes e MOS podem ser carreados pela enxurrada da erosão e contaminar os cursos hídricos e outras áreas fora do local de origem do processo. Ao serem carreados, também podem comprometer a produtividade agrícola pelo empobrecimento do solo (GUADAGNIN et al., 2005; SCHICK et al., 2000). Mas, por ser um processo predominantemente de superfície, as condições físico-químicas da camada superficial do solo - as quais são influenciadas por adubações, tipo de cobertura e manejo - são as que mais irão determinar as perdas totais dos seus componentes (BERTOL et al., 2004; OLIVEIRA et al., 2012). Entretanto, o carreamento desses materiais ocorre de forma seletiva, não necessitando obrigatoriamente, de remoção física do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2012).

São transportados pela erosão, preferencialmente, os materiais mais finos e mais leves do solo, constituídos, sobretudo, de coloides minerais e orgânicos (BERTOL et al., 2007). Esses materiais são, normalmente, mais enriquecidos em nutrientes do que as frações mais grosseiras do solo. A MOS, por causa de sua maior concentração na superfície do solo e de sua baixa densidade, é o primeiro constituinte a ser removido via erosão hídrica.

O P, o Ca e o Mg são perdidos, principalmente, com as partículas coloidais nas quais estão adsorvidos. O N e o K são perdidos nas formas mais solúveis, em solução, por enxurrada (ZUAZO et al., 2011). Porém, como há diferença entre aspectos mineralógicos e físicos do solo, dentre outros, resultados diferentes têm sido relatados em outros estudos (AGUIAR et al., 2010; BERTOL et al., 2004). Então, por estarem relacionados a uma gama maior processos (físicos, químicos e biológicos), responsáveis pelo equilíbrio dinâmico dos ecossistemas (solo, água e ar), o P, o N e a MOS têm recebido maior atenção nos estudos de erosão.

Silva et al. (2005) detectaram relações diretas entre as perdas de P com as perdas de MOS, o que se deve, em parte, ao P orgânico e ao fato do P ser preferencialmente transportado na forma adsorvida à fração coloidal mineral. Por outro lado, Guadagnin et al. (2005), estudando a ação de chuvas naturais sobre perdas de N, obtiveram perdas deste elemento no sedimento cerca de dez vezes maiores do que na água da enxurrada. De acordo com os autores, as quantidades relativamente pequenas de sedimentos também podem contribuir, tanto quanto quantidades relativamente grandes de água, para as perdas de P, N e MOS.

## 2.4 Efeito do uso e manejo na qualidade do solo e erosão hídrica

Quando o homem se tornou agricultor e começou a cultivar o solo, a mudança do ecossistema natural para agroecossistema provocou alterações profundas nos atributos físicos, químicos e biológicos dos solos. Na maioria das vezes, isto gerou impactos negativos para a sua própria sobrevivência e de outros seres, alcançando, até mesmo, escalas globais.

A substituição de florestas naturais por sistemas agrícolas convencionais tem acarretado em reduções cerca de 60% no C orgânico do solo (COS) em ambiente temperado e 75% ou mais em solos cultivados nos trópicos (LAL, 2004). Nas regiões tropicais e subtropicais, como no Brasil, a situação agrava-se ainda mais, tanto por causa do clima favorável à decomposição da MOS (alta temperatura e umidade), quanto pela relação direta desta com os atributos físicos, químicos e biológicos do solo (SILVA et al., 2011).

De acordo com Lima et al. (2013a), a substituição das áreas de mata nativa por pastagens e outras culturas agrícolas, bem como o mau manejo destas áreas, pode resultar em decréscimo nos estoques de C e de nutrientes do solo. Outras consequências, muitas vezes advindas destas, são as reduções da infiltração de água no solo, da recarga do lençol freático e, conseqüentemente, da vazão em nascentes, riachos e rios, a ele interligados. Adicionalmente, pode haver o decréscimo do potencial produtivo e sustentável da terra e aumento da sua suscetibilidade aos processos erosivos. Ao contrário, a manutenção da cobertura vegetal pode retardar o escoamento superficial e reter sedimentos, funcionando como uma barreira biológica contra a erosão do solo.

A influência do uso e manejo do solo sobre as perdas de solo, água, nutrientes e MOS tem sido avaliada sob diferentes condições edafoclimáticas (BERTOL et al., 2007, 2011; GUADAGNIN et al., 2005; OLIVEIRA et al., 2012; PANACHUKI et al., 2011; SCHICK et al., 2000). Em geral, os trabalhos mostraram estreita relação entre estas perdas e os sistemas de manejo e que os sistemas conservacionistas são mais eficazes na redução das perdas. No Brasil, vários estudos também têm buscado relacionar a magnitude do processo erosivo com as alterações dos atributos físico-químicos do solo, promovidas pelo uso e manejo da terra (CARDOSO et al., 2012; SCHICK et al., 2000; SILVA, et al., 2005, 2012). Muitos deles demonstraram que, em determinadas classes de solo, as perdas de água e solo e de seus constituintes podem chegar a valores críticos. Mas, em geral, as menores perdas foram obtidas para sistemas que mantêm a cobertura vegetal por mais tempo e com menor revolvimento do solo.

## 2.5 Indicadores ambientais

### 2.5.1 Índice de manejo do carbono

Baixos teores de matéria orgânica podem afetar a capacidade sustentável do solo, por ela exercer grande efeito na estrutura, disponibilidade de água e capacidade de tamponamento do solo, frente à presença de compostos tóxicos às plantas (GOMES; FILIZOLA, 2006). Além disso, a MOS é tida como “indicador universal” de qualidade do solo (STOCKMANN et al., 2013). No entanto, ainda há uma grande lacuna quanto ao conhecimento dos impactos do uso e manejo do solo na qualidade da MOS (CANELLAS et al., 2007; GONZÁLEZ-PÉREZ et al., 2007; TRAVESSA et al., 2011), principalmente em agrossistemas tropicais e subtropicais (CERRI et al., 2015). Nesse sentido, estudos da interação entre uso e manejo do solo e a dinâmica da MOS, tornam-se de grande valia na gestão de áreas suscetíveis às ações antrópicas.

A MOS é composta por diversas frações e cada uma responde de modo diferente às práticas de manejo devido, principalmente, à associação destas com a matriz mineral do solo. Essa exerce grande influência na acessibilidade dos constituintes orgânicos do solo aos organismos decompositores (GREGORICH et al., 2006). O fracionamento granulométrico proposto por Cambardella e Elliott (1992), permite separar a MOS particulada (associado à fração do solo  $\geq 53 \mu\text{m}$ ) da MOS associada aos minerais do solo (associado à fração do solo  $\leq 53 \mu\text{m}$ ). O C da MOS particulada (C<sub>Op</sub>) é aquele de mais fácil decomposição e altamente sensível ao manejo do solo, enquanto que o C da MOS associada aos minerais (C<sub>Om</sub>) é mais estável e representa o compartimento da MOS estocado a médio e longo prazo no solo.

Para avaliar os impactos do uso e manejo do solo, diversos autores tem sido sugerido o uso do C orgânico total e do C das frações da MOS como indicadores ambientais (BLAIR et al., 1995; CAMPOS et al., 2011; CONCEIÇÃO et al., 2005; FREIXO et al., 2002; LEITE et al., 2013; LOSS et al., 2010; MORO et al., 2013; SILVA et al., 2011). A relação existente entre esses indicadores tem sido utilizada, inclusive, como índices de qualidade do solo, como por exemplo, o índice de manejo de carbono (IMC), desenvolvido por Blair et al. (1995). Esse índice relaciona aspectos da labilidade do COS e toma como referência um sistema menos perturbado para explicar a dinâmica do COS em função das mudanças no uso e manejo do solo (ASSIS et al., 2010; SILVA et al., 2011).

Diversos autores têm encontrado alta relação entre o IMC e a qualidade físico-química e biológica do solo, em diferentes sistemas de manejo (ASSIS et al., 2010; BLAIR et al.,

1995; CAMPOS et al., 2011; GUIMARÃES et al., 2014; LEITE et al., 2013; SILVA et al., 2011; SILVA et al., 2014; VIEIRA et al., 2007). Porém, a maioria dos estudos tem sido realizados em área de Cerrado e exclusivamente para um contexto agroeconômico. Justifica-se assim, o emprego dessa ferramenta para um contexto também agro ambiental, como instrumento de gestão e avaliação da efetividade das práticas de reflorestamento e conservação do solo e da água exercidas em bacias hidrográficas.

### 2.5.2 Índice P

A transferência de P em bacias hidrográficas tem sido estimada por monitoramento de campo e por modelos de simulação, de acordo com os dados disponíveis e a capacidade do usuário de utilizar cada uma destas técnicas (ALVAREZ, 2014). Dentre os modelos que permitem estimar a transferência de P do solo para as águas, estão o ANSWERS (BEASLEY et al., 1980), o CREAMS (KNISEL, 1980), o EPIC (WILLIAMS et al., 1984), o GLEAMS (LEONARD et al., 1987), o AGNPS (YOUNG et al., 1987) e o SWAT (ARNOLD et al., 1998). Também existem ferramentas mais simples, como o “Índice P”, que exige uma menor quantidade de dados de entrada, em comparação aos outros modelos.

O Índice P foi primeiramente desenvolvido por Lemunyon e Gilbert (1993) para servir de ferramenta na identificação e discriminação de áreas, nos Estados Unidos, quanto à vulnerabilidade às perdas de P. Feito isso, as práticas de conservação do solo e da água puderam ser aplicadas de maneira mais eficaz (VEITH et al., 2005). Além de ser amplamente utilizado nos Estados Unidos, o Índice P também tem sido aplicado em outras regiões como no Canadá e Europa (BERZINA; SUDARS, 2010; SHARPLEY et al., 2012).

A composição básica do Índice P leva em consideração os fatores de origem e de transporte do P, os quais são multiplicados no sentido de se obter os efeitos das suas interações. Como fatores de origem são considerados, por exemplo, o teor de P disponível do solo, as taxas de fertilizantes minerais e orgânicos fornecidos e o modo como estes são aplicados ao solo. Dentre os fatores de transporte, o modelo considera as taxas de perdas de solo por erosão, o escoamento superficial e subsuperficial, a distância de contribuição e a conectividade ao canal de drenagem.

Através dos valores gerados, podem ser construídos, por exemplo, planos para melhorar o uso e manejo do solo em bacias hidrográficas. No entanto, derivadas da versão original criada por Lemunyon e Gilbert (1993), outras versões de Índice P vêm sendo

subsequentemente criadas para atender condições específicas de outros locais (BECHMANN et al., 2007; FLYNN et al., 2000; NRCS, 2001; SHARPLEY et al., 2003; WELD et al., 2003).

Sharpley et al. (2003) e Bechmann et al. (2007), afirmaram alta acurácia do Índice P para indicar áreas com risco potencial de perdas de P, em escalas tanto de bacia quanto de sub-bacia. Apesar disso, ainda há poucos estudos com o modelo Índice P no Brasil (LOPES et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2010), além do mais, todos esses foram conduzidos na região sul do país. Nesse sentido, e pelo fato de haver problemas relacionados às perdas de P também em outras regiões do país, ainda se faz necessário testar e estudar essa ferramenta para outras condições climática, para que seja imediatamente usada.

### **3 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A qualidade do solo e da água, principalmente em regiões tropicais e subtropicais, tem sido um dos assuntos mais discutidos atualmente. A erosão e o esgotamento da matéria orgânica do solo tem sido os maiores comprometedores da qualidade desses recursos naturais.

Na sub-bacia das Posses, o programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) tem apoiado práticas de revegetação e de manejo conservacionista em propriedades rurais. Porém, há uma carência de dados que comprovem a efetividade dessas práticas na promoção de serviços ecossistêmicos para que possam então ser replicados em outras bacias do país.

Tendo em vista a magnitude dos impactos que a erosão hídrica pode ocasionar no ambiente, a quantificação dos materiais perdidos pelo processo, em condições específicas de declive, solo, sistemas de manejo e de cultivo, se tornam valiosos instrumentos para o PSA. Também, estudos a respeito das frações do C orgânico podem auxiliar na avaliação dos impactos, positivos ou negativos, de sistemas de uso e manejo sobre ambiente. Além disso, modelos como o Índice P, que permite avaliar o risco de transferência de P do solo para os cursos hídricos, poderão servir de base para a regulamentação e gestão das áreas prioritárias de conservação, também em outras bacias nacionais.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, M. I. et al. Sediment, nutrient and water losses by water erosion under agroforestry systems in the semi-arid region in northeastern Brazil. **Agroforestry Systems**, Dordrecht, v. 79, n. 3, p. 277-289, July 2010.
- ALVAREZ, J. W. R. et al. Erosão hídrica e perda de sedimento, água e nutrientes durante eventos pluviais em duas bacias hidrográficas rurais. **Investigación Agraria**, San Lorenzo, v. 16, n. 2, p. 113-123, jul./dez. 2014.
- AMORIM, R. S. S. et al. Avaliação do desempenho dos modelos de predição da erosão hídrica USLE, RUSLE e WEPP para diferentes condições edafoclimáticas do Brasil. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 6, p. 1046-1049, nov./dez. 2010.
- ANDRADE, N. S. F. et al. Impacto técnico e econômico das perdas de solo e nutrientes por erosão no cultivo da cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 3, p. 539-550, maio/jun. 2011.
- ARNOLD, J. G. et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. **Journal of the American Water Resources Association**, Malden, v. 34, n.1, p. 73-89, Feb. 1998.
- ARNOLD, J. G.; FOHRER, N. SWAT 2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling. **Hydrological Processes**, v. 19, n. 3, p. 563-572, Feb. 2005.
- ASSIS, C. P. et al. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 138, n. 1, p. 74-82, June 2010.
- BAHIA, V. G.; CURI, N.; CARMO, D. N. Fundamentos de erosão do solo (tipos, formas, mecanismos, fatores determinantes e controle). **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 16, n. 176, p. 25-31, 1992.
- BEASLEY, D. B.; HUGGINS, L. F.; MONKE, E. J. ANSWERS: a model for watershed planning. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Michigan, v. 23, n. 4, p. 938-944, Jan. 1980.
- BECHMANN, M. E.; STALNACKE, P.; KVAERNO, S. H. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 120, n. 2, p. 117-128, May 2007.
- BERTOL, I. et al. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 133-142, jan./fev. 2007.
- BERTOL, I. et al. Erosão hídrica em campo nativo sob diversos manejos: perdas de água e solo e de fósforo, potássio e amônio na água de enxurrada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 4, p. 1421-1430, jul./ago. 2011.

BERTOL, I. et al. Phosphorus and potassium losses by water erosion in a inceptisol under natural rainfall. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 485-494, May/June 2004.

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

BERZINA, L. et al. The concept of phosphorus index for identification of phosphorus loss risk: I. The literature review. **Latvijas Lauksaimniecības Universitāte-Raksti**, Jelgava, v. 1, n. 25, p. 13-26, May 2010.

BEVEN, K. Changing ideas in hydrology - the case of physically-based models. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 105, n. 1-2, p. 157-172, Jan. 1989.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v. 46, n. 7, p. 1459-1466, Jan. 1995.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p. 777-783, Jan. 1992.

CAMPOS, B. H. C. et al. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 805-817, May/June 2011.

CANELLAS, L. P. et al. Estoque e qualidade da matéria orgânica de um solo cultivado com cana-de-açúcar por longo tempo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, p. 331-340, mar./abr. 2007.

CARDOSO, D. P. et al. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 6, p. 632-638, jun. 2012.

CERRI, C. E. P. et al. Estoque de carbono e fluxo de gases do efeito estufa em agrossistemas no Brasil. In: NASCIMENTO, C. W. A. et al. (Org.). **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015, v. 9, p. 1-47.

CONCEIÇÃO, P. C.; JORGE, T.; AMADO, C. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 777-788, set./out. 2005.

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

DERPSCH, R. et al. **Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo**. Londrina: GTZ-IAPAR, 1991.

FLANAGAN, D. C.; NEARING, M. A. **USDA-Water erosion prediction project: Technical documentation**. USA: NSERL, 1995. (NSERL Report, 10).

FLYNN, R.; SPORCIC, M.; SCHEFFE, L. **Phosphorus Assessment tool for New Mexico**. New México: NRCS, 2000. (Technical Note Agronomy, 57).

FREITAS, D. A. F. et al. Aptidão agrícola das terras na Sub-Bacia das Posses, no município de Extrema, região sul do estado de Minas Gerais. In: XVII CONGRESSO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UFLA, 2008, Lavras. **Anais...** Lavras, 2008. p. 381-386.

FREIXO, A. A. et al. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 425-434, abr./jun. 2002.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola**. Jaguariúna: Embrapa, 2006.

GONZÁLEZ-PÉREZ, M. et al. A laser-induced fluorescence spectroscopic study of organic matter in a Brazilian Oxisol under different tillage systems. **Geoderma**, Amsterdam, v. 138, n. 1-2, p. 20-24, Febr. 2007.

GRAYSON, R. B.; MOORE, I. D.; MCMAHON, T. A. Physically-based hydrologic modeling: II. Is the concept realist? **Water Resources Research**, Washington, v. 28, n. 10, p. 2659-2666, Oct. 1992.

GREGORICH, E. G. et al. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 3, p. 975-985, May 2006.

GUADAGNIN, J. C. et al. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 2, p. 277-286, mar./abr. 2005.

HERNANI, L. C. et al. A erosão e seu impacto. In: MANZATTO, C. V.; JUNIOR, E. F.; PERES, J. R. R. (Org.). **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2002.

JARDIM, M. H., BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 3, p. 353-360, jul./set. 2015.

JARVIE, H. P. et al. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 42, n. 2, p. 295-304, Mar./Apr. 2013.

KNISEL, W. G. **CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems**. Washington: USDA, 1980. (Conservation Research Report, 26).

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

LEITE, L. F. C.; ARRUDA, F. P.; COSTA, C. N. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 12, p. 1257-1263, dez. 2013.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture**, Madison, v. 6, n. 4, p. 483-486, Sept. 1993.

LEONARD, R. A.; KNISEL, W. G.; STILL, D. A. GLEAMS: groundwater loading effects on agricultural management systems. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Michigan, v. 30, n. 5, p. 1403-1428, Sept. 1987.

LIMA, G. C. **Avaliação de atributos indicadores da qualidade do solo em relação à recarga de água na sub-bacia das Posses, Extrema (MG)**. 2010. 101 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

LIMA, G. C. et al. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 204–214, jun. 2013a.

LIMA, G. C. et al. Estimativa do potencial de recarga na Sub-Bacia das Posses, Extrema (MG) em função dos atributos fisiográficos, pedológicos e topográficos. **Geociências**, São Paulo, v. 32, n. 1, p. 51-62, jan./mar. 2013b.

LIMA, G. C. et al. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e mata atlântica na escala de microbacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 5, p. 517–526, maio 2014.

LIMA, G. C. **Variabilidade espacial dos atributos físicos e químicos e índice de qualidade dos solos da sub-bacia das Posses, Extrema (MG), sob diferentes agroecossistemas**. 2013. 141 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

LOPES, F. et al. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.11, n. 3, p.312-317, mai./jun. 2007.

LOSS, A. et al. Carbono, matéria orgânica leve e frações oxidáveis do carbono orgânico sob diferentes sistemas de produção orgânica. **Comunicata Scientiae**, Bom Jesus, v. 1, n. 1, p. 57-64, mar./mai. 2010.

MARCANTE, N. C.; CAMACHO, M. A.; PAREDES, F. P. Teores de nutrientes no milho como cobertura de solo. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 196-204, mar./abr. 2011.

MORGAN, R. P. C. et al. The European Soil Erosion Model (EUROSEM): a dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. **Earth surface processes and landforms**, v. 23, n. 6, p. 527-544, June 1998.

MORO, E. et al. Teor de nitrogênio inorgânico no solo em função de plantas de cobertura, fontes de nitrogênio e inibidor de nitrificação. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 4, p. 424-435, out./dez. 2013.

OLIVEIRA, J. G. R. et al. Erosão no plantio direto: perda de solo, água e nutrientes. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 30, n. 3, p. 91-98, set./dez. 2012.

OLIVEIRA, M. F. M. et al. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P Index” Estimating P loss potencial by P Index. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 267-273, mar. 2010.

PANACHUKI, E. et al. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1777-1785, set./out. 2011.

PEREIRA, P. H. et al. **Conservador das águas: 5 anos**. Extrema: Departamento de Meio Ambiente de Extrema, 2010.

PUGLIESI, A. C. V. et al. Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p. 113-121, jan./mar. 2011.

RENARD, K. G. et al. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. Washington: USDA, 1997. (Agriculture Handbook, 703).

RICHARDS, R. C. et al. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, v. 16, p. 23-32, Dec. 2015.

SCHICK, J. et al. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 24, n. 2, p. 437-447, jun./ago. 2000.

SHARPLEY, A. et al. Phosphorus Indices: why we need to take stock of how we are doing. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 41, n. 6, p. 1711-1719, Nov./Dec. 2012.

SHARPLEY, A. N. et al. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 58, n. 3, p. 137-152, May/June 2003.

SILVA, B. P. C. **Medição e modelagem da erosão hídrica em sub-bacia hidrográfica com sistemas florestais**. 2015. 124 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

SILVA, E. F. et al. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 46, n. 10, p. 1321-1331, out. 2011.

SILVA, G. R. V. et al. Soil, water and nutrient losses by interrill. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 3, p. 963-970, May/June 2012.

SILVA, M. A. et al. Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 8, n. 2, p. 316-323, abr./jun. 2013.

SILVA, M. A. L. et al. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, dez. 2005.

SILVA, M. A. **Mapeamento digital de atributos do solo e vulnerabilidade ao escoamento superficial, baseado no conhecimento de campo, na sub-bacia das Posses, Extrema, MG.** 2013. 110 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

SILVA, M. et al. Predicting runoff risks by digital soil mapping. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 40, n. 6, p. 1-13, Nov./Dec. 2016.

STOCKMANN, U. et al. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 164, p. 80-99, Jan. 2013.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos.** Porto Alegre: ABRH/UFRGS, 1998.

VEITH, T. L.; SHARPLEY, A. N.; WELD, J. L. Comparison of measured and simulated phosphorus losses with indexed site vulnerability. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Michigan, v. 28, n. 2, p. 557-565, Feb. 2005.

WELD, J. L. et al. **The Pennsylvania phosphorus index: version 1.** Pennsylvania: Publications Distribution Center, 2003.

WILLIAMS, J. R.; JONES, C.A.; DYKE, P.T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. **Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers**, Michigan, v. 27, n. 1, p. 129-144, Jan. 1984.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning.** Washington: USDA, 1978. (Agricultural Handbook, 537).

YOUNG, R. A. et al. **Agricultural nonpoint surface pollution model: a large watershed analysis tool.** Washington: USDA, 1987. (Conservation Research Report, 35).

ZUAZO, V. H. D. Environmental impact of introducing plant covers in the taluses of terraces: implications for mitigating agricultural soil erosion and runoff. **Catena**, Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 79-88, Jan. 2011.

**SEGUNDA PARTE - ARTIGOS**

Artigo apresentado na íntegra, conforme foi aceito, nas normas do periódico científico  
Semina: Ciências Agrárias

**ARTIGO 1 Soil, water, nutrients and soil organic matter losses by water erosion as a function of soil management in the Posses sub-watershed, Extrema, Minas Gerais, Brazil**

**Perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica do solo por erosão hídrica em função do manejo na sub-bacia das Posses, Extrema-MG**

**Abstract:** Knowledge of the quantity and quality of the material lost by soil erosion due to soil management is a basic need to identify land management zones in catchments. The aim of this study was to investigate the influence of soil management on the quantity and quality of soil material lost by erosion in the Posses sub-watershed, Municipality of Extrema, State of Minas Gerais, Brazil. Water and sediments lost by natural rainfall erosion were sampled from erosion plots located on a Red-Yellow Argisol (PVA) under the following systems: bare soil, subsistence farming (maize/beans/pumpkin/jack-beans/fallow), degraded pasture, well-managed pasture, and reforestation set up in 2013; and in a Litholic Neosol (RL): reforestation set up in 2008, bare soil, and native forest. Ca, Mg, K, P, N and soil organic matter (SOM) contents were determined in sediment and soil samples (at 0-5 cm depth) for the determination of the runoff enrichment ratios. Management influences soil losses more so than water losses. Minor losses were found in reforestation set up in 2013 (soil); in well-managed pasture (water); and in reforestations (nutrients and SOM). These losses tend to stability with time. The general sequence of nutrient losses was  $N > Ca > Mg > K > P$  in PVA; and  $N > Ca > K > Mg > P$  in RL. Loss rates of SOM and N followed the order: bare soil > subsistence farming > degraded pasture > well-managed pasture > reforestation, in PVA; and bare soil > native forest > reforestation, in RL. Reforestation and well-management pasture are effective conservation strategies in order to lower the erosion process in the Posses sub-watershed. Soil losses, as well as nutrients and organic matter losses were more influenced by soil management than water losses. The safeguarding native forest under Litholic Neosol is essential to the conservation of this pedoenvironment, especially in steep slopes.

**Key words:** Soil degradation. Conservation management. Environmental quality. Soil and water safety.

**Resumo:** O conhecimento da quantidade e qualidade de material perdido por erosão hídrica em função do manejo do solo constitui uma necessidade básica para a definição de zonas de manejo em áreas de recarga de água. O objetivo desse trabalho foi verificar a influência do manejo do solo sobre a quantidade e qualidade de material perdido por erosão hídrica na sub-bacia hidrográfica das Posses, Extrema-MG. Para isso, foram coletados água e sedimentos erodidos através de parcelas de erosão, instaladas, sob chuva natural, em Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) nos manejos: solo descoberto, rotação cultural (milho/feijão-de-porco/pousio), pastagens degradada e bem manejada, e reflorestamento implantado em 2013; e em Neossolo Litólico (RL) nos manejos: reflorestamento implantado em 2008, solo descoberto e mata nativa. Nas amostras de sedimentos e de solos (coletadas na profundidade de 0-5 cm) foram determinados os teores de Ca, Mg, K, P, N (NT) e de matéria orgânica do solo (MOS) e com isso, calculada a taxa de enriquecimento de enxurrada. O manejo exerce maior influência nas perdas de solo do que nas perdas de água. Menores perdas foram encontradas no reflorestamento implantado em 2013 (solo), pasto bem manejado (água) e reflorestamentos (nutrientes e matéria orgânica). Há uma tendência de estabilização dessas perdas com o tempo de implantação dos sistemas. A tendência geral das perdas de nutrientes no PVA foi  $NT > Ca > Mg > K > P$ ; e no RL foi de  $NT > Ca > K > Mg > P$ . As taxas de perdas de MOS e NT seguem a ordem: solo descoberto > rotação cultural > pasto degradado > pasto bem manejado > reflorestamento, no PVA; e solo descoberto > mata nativa > reflorestamento, no RL. O reflorestamento e o manejo das

pastagens são estratégias conservacionistas que minimizam as perdas por erosão hídrica na sub-bacia das Posses, Extrema-MG. O manejo exerce maior influência nas perdas de solo e de materiais a ele relacionados do que nas perdas de água. A manutenção da mata nativa sob Neossolo Litólico é essencial para a conservação deste pedoambiente, sobretudo, em declives acentuados.

**Palavras-chave:** Degradação do solo. Manejo conservacionista. Qualidade ambiental. Segurança do solo e da água.

## Introduction

Inappropriate soil management may favor the transport of sediments, nutrients and soil organic matter (SOM) by water erosion from very important areas, such as the recharge areas of a watershed, to water courses. This phenomenon may trigger a series of both economic and environmental problems, and may affect the productivity of agricultural land and the quality of water supply. The situation is aggravated when considering water bodies as integrators of phenomena that occur in watersheds, since they may receive and transport the material lost by erosion away from the sediment source, which also hinders the quality of the sites where they are deposited.

Several studies have attempted to relate the magnitude of the erosion process with changes in soil properties, promoted by land use and management (BERTOL; MIQUELLUTI, 1993; SCHICK et al., 2000; SILVA et al., 2005; PIRES et al., 2006; CARDOSO et al., 2012; SILVA et al., 2012; SOUZA et al., 2014). Some of them have shown that in certain types of soil, loss of water, soil and its constituents can reach critical values. However, in general, lower losses were obtained for systems that maintain the vegetation cover for longer periods and with less mobilization of the soil. In this sense, conservation systems have stood out as effective strategies for sustainable development, especially in tropical regions, such as Brazil, promoting lower soil, water, nutrients, and SOM losses when compared with more intensive systems (CAIRES et al., 2006; LEITE, et al., 2009; PANACHUKI et al., 2011; LIMA et al., 2014).

Facing the impacts caused by water erosion on the sustainability of environmental resources, the watershed is the unit to be considered in order to evaluate the effects of soil management systems on the quality and quantity of material disposed during erosive events (ALVAREZ et al., 2014). Thus, due to water deficit in the last two years in several regions of Brazil, which affected large cities, especially the city of São Paulo (RICHARDS et al., 2015), the Payment for Environmental Services Program (Pagamento por Serviços Ambientais – PSA) has encouraged researches that contribute to the conservation of environmental resources in national watersheds. This program was created by the National Agency of Waters (Agência Nacional das Águas – ANA), which chose Posses as pilot sub-watershed for the national implementation of the PSA program (AVANZI et al., 2011). The Posses sub-watershed is located in the municipality of Extrema, Minas Gerais, and is part of the watershed of Jaguari River, which is a large tributary of the reservoir responsible for providing water to more than 10 million people of the metropolitan region of São Paulo, the Cantareira System (PEREIRA et al., 2010).

Given the importance of the Posses sub-watershed, due mainly to its strategic geographical location, studies that aim to relate soil management systems with the magnitude of water erosion in this location can work as important strategies in the improvement and viabilization of conservation management of national watersheds. In this sense, the objective of this study was to determine the influence of soil management on the quantity and quality of material lost by water erosion in the sub-watershed of Posses, Extrema-MG.

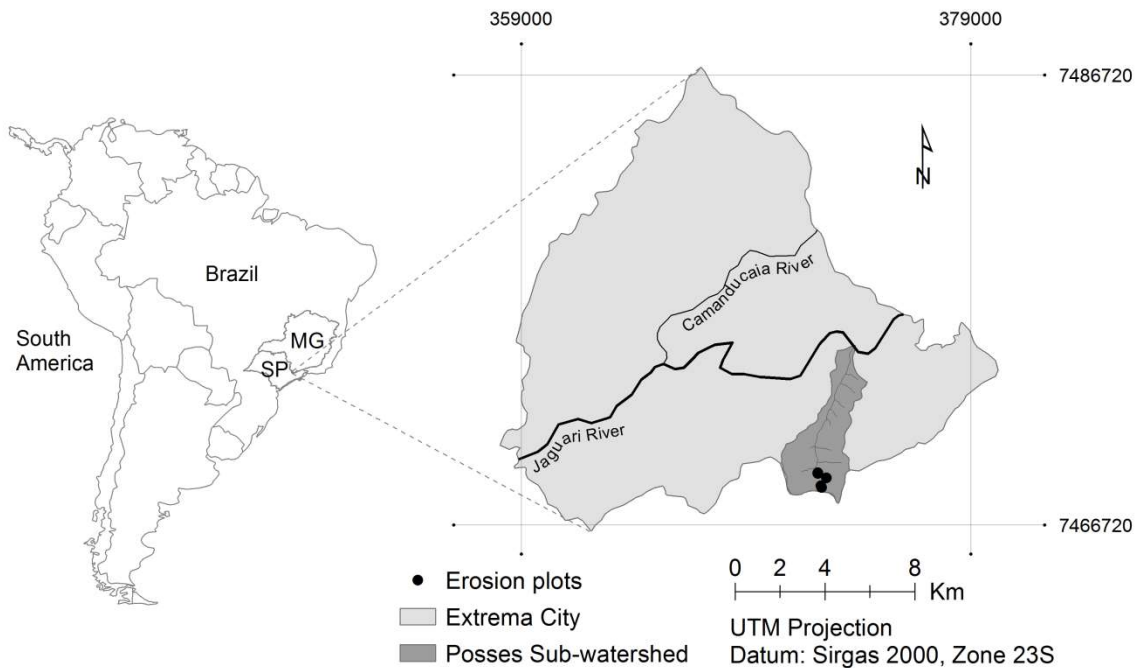
## **Material and Methods**

### *Study area*

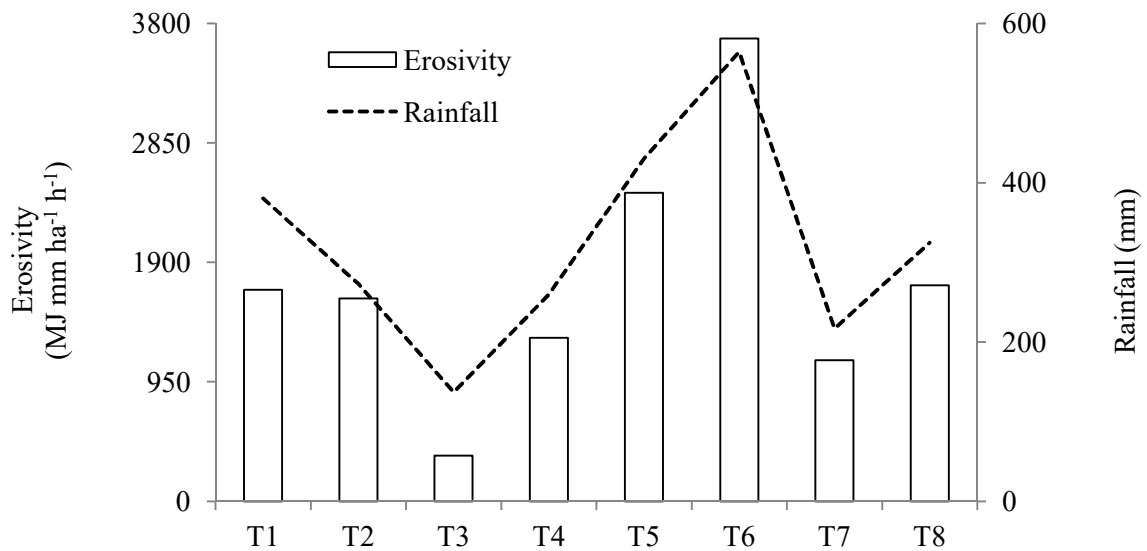
The study was carried out for two hydrological years, from October 2013 to September 2015, with erosion plots installed in the Posses sub-watershed, municipality of Extrema, south of the state of Minas Gerais, Brazil (Figure 1). Posses covers an area of 1,200 ha, with altitudes between 1,144 and 1,739 m. The climate is Cwb, mesothermal, with mild summers and dry winter, according to Köppen classification. The average annual temperature is 18°C; the hottest and coldest months have average temperatures of 25.6°C and 13.1°C, respectively (ANA, 2008). Figure 2 shows the distribution of rainfall and erosivity for the study period, which were 1,050 mm and 4,957 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> for the hydrological year of October 2013 to September 2014, and of 1,536 mm and 8,971 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> in the hydrological year of October 2014 to September 2015, respectively.

The Posses sub-watershed was chosen as study area for its great national and environmental importance.

**Figure 1.** Location of erosion plots installed in the Posses sub-watershed, Extrema, Minas Gerais, Brazil.



**Figure 2.** Distribution of rainfall and erosivity index for the quarters of 2013/2014 (T1 to T4) and 2014/2015 (T5 to T8), in the Posses sub-watershed, Extrema, Minas Gerais.



#### *Installation of erosion plots and description of treatments*

In September 2013, eight 24 x 4 m plots were installed in such a way that the larger dimension was oriented along the slope direction, under natural rainfall, in order to monitor water erosion in two soil classes (Red-Yellow Argisol - PVA and Litholic Neosol - RL) in the Posses sub-watershed. Plots were demarcated with 40 cm tall galvanized plates (20 cm buried into the soil),



### *Evaluation of losses and of its relationship with soil properties*

After each erosive event, the runoff volume was measured directly in the sedimentation tanks and sampled according to Cogo (1978). Samples were allowed to rest (24 hours) in order to separate the sedimented material by siphoning. The amount of material lost by erosion was calculated by the weight of the sediment sampled after oven drying (55 to 60°C) for 24 hours.

Soil samples were collected at 0-5 cm depth in three random positions within each erosion plot, in November of the years of 2013 and 2014. The levels of the available Ca, Mg, K, P (Mehlich-1), total N (N) and soil organic matter (SOM) were determined in both soil and sediment samples, according to Embrapa (1997).

Runoff enrichment ratio (RER) was obtained from the mean levels (two years of study) of nutrients and SOM contained in the soil and in the sediment, for each soil management system. RER was calculated by dividing the concentration of each nutrient or organic matter in the sediment by the concentration in the soil samples (BERTOL et al., 2004). When  $RER > 1$  there is an increment in the sediment in relation to the soil; whereas  $RER < 1$  indicates no enrichment (HERNANI et al., 1999). Loss reduction efficiency (LRE) of soil and water was obtained by the difference of the division between the losses in bare and covered systems, by losses in bare systems, and was expressed in percentage.

## **Results and Discussion**

### *Soil and water losses*

In general, losses were higher in the second year of study, especially water losses (Table 2). This was due mainly to the fact that rainfall and erosivity were higher in the second year (check "Study Area"). Also, there was an unusual weather behavior in the first year of the experiment, mainly for erosivity (Figure 2), in relation to the area's average historical values: 1,477 mm yr<sup>-1</sup> of rainfall and 8212.70 MJ mm ha<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of erosivity, with erosive events concentrated between October and March (ANA, 2008; PONTES et al., 2015).

Over the years, there was a decrease of soil losses in plots under degraded (18.8%) and managed pasture (41.1%), which explains the effect of vegetation cover in the reduction of erosion. This effect is also noticed by the reduction of soil and water losses, provided by the systems with vegetation cover, when compared with the bare systems indicated by LRE (Table 2).

**Table 2.** Soil and water losses by water erosion for two hydrological years (2013/2014 and 2014/2015) in soils under different management systems in the Posses sub-watershed, Extrema-MG.

Management systems	Soil loss				Water loss			
	2013/2014	2014/2015	Mean	LRE	2013/2014	2014/2015	Mean	LRE
	-----t ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> -----				-----mm yr <sup>-1</sup> -----			
	Red-Yellow Argisol							
Bare soil	0.147	1.142	0.644	-	23.0	40.5	31.8	-
Subsistence farming	0.075	0.999	0.537	17	18.8	33.2	26.0	18
Degraded pasture	0.064	0.052	0.058	91	16.1	21.1	18.6	41
Well-managed pasture	0.073	0.043	0.058	91	12.5	17.4	14.9	53
Reforestation 2013	0.031	0.032	0.031	95	15.6	20.7	18.2	43
	Litholic Neosol							
Native forest	0.197	0.284	0.241	40	32.8	32.7	32.7	0
Reforestation 2008	0.235	0.122	0.178	56	16.5	25.1	20.8	20
Bare soil	0.135	0.672	0.403	-	17.9	34.0	25.9	-

Reforestation 2013: reforestation set up in 2013; Reforestation 2008: reforestation set up in 2008; LRE: loss reduction efficacy.

In general, water losses were less influenced by vegetation cover than soil losses; i.e. soil LRE > water LRE (Table 2), corroborating the results of Dechen et al. (2015). The most effective reduction of losses was obtained for the reforestation system implemented in 2013 (soil) and for managed pasture (water) (Table 2). In PVA, soil loss rates were almost 21 times lower in the reforestation system than in the bare system. Cassol and Lima (2003), Cassol et al. (2004), and Xu et al. (2013) studied the effect of vegetation cover on water erosion in Argisols with erosion plots similar to those of this study, and obtained soil losses ten times smaller in systems with vegetation cover, when compared with those with bare soil.

Greater losses and lower soil and water LRE in subsistence farming, in relation to the other systems with vegetation cover (Table 2), may be due to tillage methods (conventional) and weed control (hoeing). These methods mobilize the soil surface, increasing its roughness. However, in short and long periods of time, they promote, respectively, the sealing and the decrease of soil surface roughness, which reduce its capacity of retaining and infiltrating water in the surface (BERTOL et al., 2007) and of resisting erosion.

LRE rate of water in native forest in RL was lower than in the reforestation system implemented in 2008 (Table 2). Similar behavior was observed by Cogo and Streck (2003), Streck and Cogo (2003), Volk et al. (2004), Castro et al. (2006) and Gilles et al. (2009) in studies on the effects of vegetation cover and soil management on soil erosion. The authors attributed the increased surface flow (higher water loss) to the increased consolidation of the soil surface in more conservationist systems, when compared with the conventional ones. The consolidation of the soil surface may also have contributed to the lower LRE in the reforestation system in PVA, which also suffered effect of degraded pasture existing in the area on which reforestation was implemented, despite having been implemented recently.

On the other hand, the highest LRE rates of soil and water, at least in RL, were observed for reforestation, and not for the native forest (Table 1). This may be related to the fact that the forest has suffered human impacts in recent decades, as well as to the disturbances that occurred at the time of implementation of the plot, which is not unusual in such experiments. Despite not having reduced water losses, native forest decreased soil loss by 40%, which evidences the importance of preserving this vegetation cover in this site. It should be noted that the slope in the plot under the forest system was 2.12 times greater than that of the bare plot (Table 1). If this slope was considered in the calculation of LRE, by standardization of loss mean data according to the slope of the bare plot (mean loss in the treatment  $\times$  slope in the bare plot/slope in the treatment), an even greater effect of vegetation cover would have been observed on reduction of erosion, i.e., soil LRE equal to 72 and 69%, and water LRE of 40 and 62%, for native forest and reforestation system in RL, respectively.

Since there are few studies on erosion with natural rainfall in RLs in Brazil, the data generated in this study may work as the basis for a series of studies, especially regarding the improvement of prediction models of water erosion, and in the provision of soil management tools.

Also, since this type of soil usually occurs in water recharge areas, this data may have greater implication in management programs of these areas, such as PSA. In other words, by means of the quantitative data on the effects of soil management systems on water erosion, a 'compensatory factor' should be considered in the calculation of the valuation for environmental services, adopted by owners in areas within watersheds and sub-watersheds.

#### *Losses of nutrients and soil organic matter*

The reforestation systems presented, in general, lower nutrient losses via sediment than the other systems studied (Table 3). This may have occurred mainly due to lower soil losses in the reforestation systems (Table 2), since their nutrient contents in the 0-5 cm layer of the soil are not necessarily lower in relation to the others (Table 4). This fact, when analyzed in conjunction with the discussion in the previous topic, illustrates even more the importance of forests in preserving the physical and chemical properties of the soil, and therefore the maintenance of their sustainable capacity.

In Red-Yellow Argisol (PVA), the general tendency of nutrient losses was:  $N > Ca > Mg > K > P$  (Table 3). The same sequence for Ca, Mg, K and P was observed by Dechen et al. (2015), who evaluated nutrient losses and costs associated with water erosion in Oxisol in Campinas-SP. However, when comparing the management systems, subsistence farming showed the greatest nutrients loss, except for K and N, which had greater losses in bare soil. Soil mobilization, carried out at cultivation, disrupts the soil and makes nutrients more susceptible to entrainment by erosive processes, especially those containing a more intimate relationship with soil colloids, such as P, Ca and Mg (SCHICK et al., 2000). On the other hand, non mobilization of the soil results in the accumulation of nutrients in the surface due primarily to the decomposition of organic matter, what may explain the greater K and N losses in the soil without vegetation cover.

Comparing the bare soil with the reforestation in PVA, it is observed that this management reduced losses of P (92%), K (93%) Ca (95%), Mg (95%) and N (96%). In relation to bare soil, reduction of losses in the degraded pastures was observed for P (95%), K (95%), Ca (89%), Mg (93%) and N (92%) and in the second P (38%), K (94%) Ca (74%), Mg (47%) and N (93%). Considering that the managed pasture received agricultural inputs, reduction of losses are even higher, although still lower when compared with the degraded system. Additionally, under this system, there will be probably a better chemical conditioning of the soil for plant growth, and therefore better maintenance of physical and environmental quality in the sub-watershed.

In the RL, nutrient losses followed the decreasing order  $N > Ca > K > Mg > P$  for most management systems (Table 3). The greatest nutrients losses were found in the native forest, which may be related to the amount of eroded sediment (Table 2). Moreover, when compared with the bare

system, significant reduction of losses of P (76%), K (62%) Ca (69%), Mg (76%) and N (76%) were found in the reforestation system.

**Table 3.** Nutrients and organic matter losses in the soil under different management systems in the Posses sub-watershed, Extrema-MG.

Management systems	P	K	Ca	Mg	N	SOM
	-----g ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> -----					
	Red-Yellow Argisol					
Bare soil	3.7	43.8	271.1	50.9	1.546.1	23.931.8
Subsistence farming	6.4	36.0	505.5	257.7	1.476.0	20.261.4
Degraded pasture	0.2	2.3	29.1	3.5	116.1	1.370.4
Well-managed pasture	2.3	2.6	70.2	26.9	110.9	1.091.2
Reforestation 2013	0.3	3.0	13.9	2.3	66.0	741.8
	Litholic Neosol					
Native forest	5.2	57.4	429.1	49.7	1.852.4	15.204.1
Reforestation 2008	1.0	18.6	103.7	14.1	357.0	4.453.4
Bare soil	4.2	49.2	331.5	58.8	1.492.8	21.303.2

Reforestation 2013: reforestation set up in 2013; Reforestation 2008: reforestation set up in 2008; SOM: soil organic matter.

There was tendency of SOM losses in PVA (bare soil > subsistence farming > degraded pasture > managed pasture > reforestation) and in RL (bare soil > native forest > reforestation) similar to that found for N (Table 3). The largest amount of SOM and N lost in the native forest in relation to the reforestation system may have been mainly influenced by soil loss (Table 2) and by their concentrations both in sediments and in the 0-5 cm layer (Table 3). The higher amount of organic matter in natural condition is due to the large amount of decomposing plant material in the soil (SANTOS et al., 2007); therefore, there is increased availability of other nutrients, such as N, when compared with other treatments.

SOM is one of the first constituent to be removed from the soil, due to its low density (SCHICK et al., 2000). Thus, there was greater proportion of SOM lost in the eroded sediment (Table 3) in comparison with other soil components, as confirmed by Silva et al. (2005) and Leite et al. (2009). However, unlike the mineral nutrients, it is not usually feasible the short term replacement of SOM (DECHEN et al., 2015), which makes it even more serious the effect of its loss to the agricultural and environmental sustainability. The replacement of this constituent is a complex process that depends not only on the quantity, but also on the quality of the organic material deposited in the soil, on the decomposition rate of this material, on the climate and soil texture, among other factors.

According to Cassol et al. (2002), nutrients and SOM losses increase with soil losses, while the runoff enrichment ratio (RER) tends to decrease; i.e., there is an inverse relationship between the amount of nutrient and SOM lost by erosion and RER. However, this relationship was not observed in this study (Table 2 and Table 4). This may have been due mainly to low erosivity observed for the first study period (check "Study Area"), which inhibited the manifestation of the "dilution effect" of the

nutrient content in the sediment, which would have occurred if there had been high rates of soil lost by erosion.

**Table 4.** Chemical properties and runoff enrichment rate due to water erosion of soils under different management systems in the Posses sub-watershed, Extrema-MG.

Management systems	P	K	Ca	Mg	N	SOM
	-----mg dm <sup>-3</sup> -----		----cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> ----		g kg <sup>-1</sup>	dag kg <sup>-1</sup>
0-5 cm soil layer						
			Red-Yellow Argisol			
Bare soil	2.58	80.33	1.12	0.45	2.97	3.51
Subsistence farming	3.73	83.33	1.55	0.80	2.90	3.13
Degraded pasture	4.37	118.33	1.32	0.63	3.75	4.81
Well-managed pasture	5.58	99.33	1.30	0.65	3.58	4.30
Reforestation 2013	3.88	81.67	1.07	0.40	3.88	6.49
			Litholic Neosol			
Native Forest	3.34	169.33	4.13	1.00	5.10	4.55
Reforestation 2008	2.17	89.67	2.92	0.60	3.40	3.60
Bare soil	2.48	143.00	2.78	1.00	4.08	4.01
Runoff enrichment ratio						
			Red-Yellow Argisol			
Bare soil	2.2	0.8	1.9	1.4	0.8	1.1
Subsistence farming	3.2	0.8	3.0	4.9	0.9	1.2
Degraded pasture	0.8	0.3	1.9	0.8	0.5	0.5
Well-managed pasture	7.1	0.4	4.6	5.8	0.5	0.4
Reforestation 2013	2.2	1.2	2.1	1.5	0.5	0.4
			Litholic Neosol			
Native Forest	6.4	1.4	2.2	1.7	1.5	1.4
Reforestation 2008	2.5	1.2	1.0	1.1	0.6	0.7
Bare soil	4.2	0.9	1.5	1.2	0.9	1.3

Reforestation 2013: reforestation set up in 2013; Reforestation 2008: reforestation set up in 2008; SOM: soil organic matter.

In PVA, subsistence farming and managed pasture had the highest RER for SOM and all nutrients, except for K (Table 4). This may be related to fertilization and liming carried out in these systems, as observed by Souza et al. (2014). In bare systems, there was an increase of SOM and of most of the nutrients in the sediments (Table 4), except for K and N, which may be related mainly to the lack of protection that would be provided by vegetation cover. However, there was runoff enrichment in the native forest. This can be explained by the high rates of sediment, rich in nutrients and SOM (Table 3) lost in this system (Table 2).

By comparing the systems with the same type of cover, i.e., degraded pasture with managed pasture, and reforestation implemented in 2008 with that implanted in 2013, higher RER were generally obtained for the latter in both cases (Table 4). This fact suggests that fertilization in pre-installed systems, even if well managed, can increase nutrient losses. However, as noted by other authors (BEZERRA; CANTALICE, 2006; LIMA et al., 2014), it is expected that more developed are the crops, the more protected will be the soils, and the lesser will be the losses by water erosion.

## Conclusions

Reforestation and pasture management are conservation strategies proven to minimize the amount of soil, water, nutrients and soil organic matter lost by erosion in the Posses sub-watershed, Extrema MG. The management has greater influence on losses of soil and of the materials related to it than on water losses. The maintenance of native forest under Litholic Neosol is essential for the conservation of this pedoenvironment, especially on steep slopes. A tendency of nutrients losses stabilization is observed with the implementation time in the reforestation and in the managed pasture. Since these results originated from only two study years, assessments on a larger time scale would help increase the consistency of the present results. However, in view of the urgent need to preserve natural resources in this pilot sub-watershed of the PSA program, results generated in this study serve as input to the improvement and viability of the management of Brazilian river basins.

## Acknowledgments

The authors thank CAPES, CNPq (process 305010/2013-1 and 471522/2012-0), FAPEMIG (processes PPM 00422-13, CAG-APQ 01423-11 and CAG-APQ 01053-15) for scholarships and others financial resources, and the City of Extrema, for the logistical and financial support.

## References

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Programa produtor de água superintendência de usos múltiplos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008. Available in: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>>. Accessed in: 8 jun. 2016.

ALVAREZ, J. W. R.; PELLEGRINI, A.; KOICHEM, M. L.; SCHAEFER, G. L.; CAPOANE, V.; TIECHER, T.; FORNARI, M. R.; SANTOS, D. R. Erosão hídrica e perda de sedimento, água e nutrientes durante eventos pluviais em duas bacias hidrográficas rurais. *Investigación Agraria*, San Lorenzo, v. 16, n. 2, p. 113-123, 2014.

AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. A.; CURTI, N.; PEREIRA, P. H. Pilot plan on groundwater recharge. In: BILIBIO, C.; HENSEL, O.; SELBACH, J. F. (Ed.). *Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil*. VI. 1. Jaguarão: Fundação Universidade Federal do Pampa, UNIKASSEL, PG Cult-UFMA, cap. 9, 2011. p. 207-228.

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

BERTOL, I.; LEITE, D.; GUADAGNIN, J. C.; RITTER, S. R. Erosão hídrica em um Nitossolo Háptico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – perdas de nutrientes e carbono orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 1223-1230, 2004.

BERTOL, I., MIQUELLUTI, D. J. Perdas de solo, água e nutrientes reduzidas pela cultura do milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 28, n. 10, p. 1205-1213, 1993.

BEZERRA, A. S.; CANTALICE, J. R. B. Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 565-573, 2006.

CAIRES, E. F.; GARBUIO, F. J.; FERRACCIÚ ALLEONI, L. R.; CAMBRI, M. A. Calagem superficial e cobertura de aveia preta antecedendo os cultivos de milho e soja em sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 87-98, 2006.

CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, J. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 16, n. 6, p. 632, 2012.

CASSOL, E. A.; CANTALICE, J. R. B.; REICHERT, J. M.; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 39, n. 7, p. 685-690, 2004.

CASSOL, E. A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCI, M. P. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 26, n. 3, p. 705-12, 2002.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 38, n. 1, p. 117-124, 2003.

CASTRO, L. G.; COGO, N. P.; VOLK, L. B. S. Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva em solo com cessamento de cultivo, na ausência e na presença de cobertura por resíduo cultural, e sua relação com a erosão hídrica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 339-352, 2006.

COGO, N. P. Uma contribuição à metodologia de estudo das perdas por erosão em condições de chuva natural. I - Sugestões gerais, medição do volume, amostragem e quantificação de solo e água da enxurrada (1ª aproximação). In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 2., 1978, Passo Fundo. *Anais...* Passo Fundo: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 1978. p. 75-97.

COGO, N. P.; STRECK, E. V. Surface and subsurface decomposition of a desiccated grass pasture biomass related to erosion and its prediction with RUSLE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 153-164, 2003.

DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. F.; DE MARIA, I. C. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia*, Campinas, v. 74, n. 2, p. 224-233, 2015.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, Brasília: Embrapa, SPI, 1997. 212 p.

GILLES, L.; COGO, N. P.; BISSANI, C. A.; BAGATINI, T.; PORTELA, J. C. Perdas de água, solo, matéria orgânica e nutriente por erosão hídrica na cultura do milho implantada em área de campo nativo, influenciadas por métodos de preparo do solo e tipos de adubação. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1427-1440, 2009.

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

- LEITE, M. H. S.; COUTO, E. G.; AMORIM, R. S. S.; COSTA, E. L.; MARASCHIN, L. Perdas de solo e nutrientes num Latossolo Vermelho-Amarelo ácrico típico, com diferentes sistemas de preparo e sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 689-699, 2009.
- LIMA, P. L. T.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; QUINTON, J. Soil loss by water erosion in areas under maize and jack beans intercropped and monocultures. *Ciencia e Agrotecnologia*, Lavras, v. 38, n. 2, p. 129-139, 2014.
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo vermelho sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 35, n. 5, p. 1777-1785, 2011.
- PEREIRA, P. H.; CORTEZ, B.; TRINDADE, T.; MAZOCHI, M. N. *Conservador das águas: 5 anos*. Extrema: Departamento de Meio Ambiente de Extrema, 2010. 135 p.
- PIRES, L. S.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; LEITE, F. P.; BRITO, L. F. 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, 2006.
- PONTES, L. M.; BISPO, D. F. A.; SILVA, M. L. N.; ELISEI, L. G.; PALUMBO, T.; GOMES, F. J. Erosividade das chuvas na Sub-bacia Hidrográfica das Posses, Extrema, MG. In: XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 2015, Lavras, MG. *Anais...* Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2015. p. 873-878.
- RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação*. Viçosa, MG: Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais, CFSEMG, 1999. 359 p.
- RICHARDS, R. C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; HENRIQUE, P.; GONÇALVES, H.; BRANCALION, P. H. S. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosystem Services*, Wageningen, v. 16, n. 1, p. 23-32, 2015.
- SANTOS, T. E. M.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, E. F. F.; LIMA NETO, J. A. Perdas de carbono orgânico, potássio e solo em Neossolo Flúvico sob diferentes sistemas de manejo no semi-árido. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v. 2, n. 2, p. 143-149, 2007.
- SCHICK, J.; BERTOL, I.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; BATISTELA, O. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. perdas de nutrientes e carbono orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 437-447, 2000.
- SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURTI, N.; LIMA, J. M.; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em cambissolo e latossolo sob chuva natural. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 40, n. 12, p. 1223-1230, 2005.
- SILVA, G. R. V.; SOUZA, Z. M.; MARTINS FILHO, M. V.; BARBOSA, R. S.; SOUZA, G. S. Soil, Water and Nutrient Losses by Interrill Erosion from Green Cane Cultivation. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 36, n. 3, p. 963-970, 2012.
- SOUZA, R. F.; MADEIRA, N. R.; FIGUEIREDO, C. C. Perdas de solo, água e nutrientes em área cultivada com hortaliças sob sistema de plantio direto. *Cientific@*, San Lorenzo, v. 1, n. 1, p. 38-50, 2014.

STRECK, E. V.; COGO, N. P. Reconsolidation of the soil surface after tillage discontinuity, with and without cultivation, related to erosion and its prediction with RUSLE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 141-151, 2003.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 763-774, 2004.

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*, Nanjing, v. 23, n. 4, p. 532-541, 2013.

Artigo redigido conforme as normas do periódico científico Revista Brasileira de Ciência do Solo a que foi submetido (versão preliminar)

## **ARTIGO 2 MANEJO DE CARBONO E GESTÃO DO USO DO SOLO NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DAS POSSES, EXTREMA-MG**

### **RESUMO**

O estudo da dinâmica do C orgânico do solo em diferentes sistemas de manejo constitui uma necessidade básica da gestão de bacias hidrográficas. O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito do manejo do solo sobre os estoques de C orgânico e N total, e o potencial do índice de manejo do carbono (IMC) para ser usado na gestão da sub-bacia hidrográfica das Posses, Extrema-MG. Em novembro de 2014 e abril de 2016, amostras de Neossolo Litólico (RL) nos manejos: mata nativa (MN), reflorestamento implantado em 2008 (REF1) e solo descoberto (SD1); e de Argissolo Vermelho-Amarelo (PVA) nos manejos: solo descoberto (SD2), agricultura de subsistência (AS), pastagem degradada (PD), pastagem bem manejada (PM) e reflorestamento implementado em 2013 (REF2), foram coletadas nas camadas de 0–5, 5–10, 10–20 e 20–30 cm. Foram determinados os estoques de C orgânico total (SCOT), de C da matéria orgânica particulada (SCOp) e de N total (SNT) e o IMC. No RL, houve, no segundo ano, maior preservação do SCOT na camada de 0-30 cm da MN e REF1; o SNT aumentou na MN (11 %) e reduziu-se no REF1 (15 %) e SD1 (22 %). Os SCOT e SNT na MN e REF1 superaram o SD1 apenas nas duas camadas mais profundas. No PVA, de um ano para o outro, o SCOT na camada de 0-30 cm reduziu-se 43, 27, 23, 18 e 8 % no PD, SD2, REF2, PM e AS, respectivamente, e o SNT reduziu-se no SD2 e PD e aumentou nos outros sistemas. Em geral, o SCOT e SNT nas subcamadas entre 0-30 cm foram maiores no REF2 e menores no SD2. Para o SCOp, prevaleceram as sequências MN > REF1 > SD1 no RL e REF2 > PM > AS > PD = SD2 no PVA. O IMC discriminou os sistemas da seguinte forma MN > REF2 > REF1 > PM > AS > SD1 > PD > SD2. O C da matéria orgânica particulada (COp) é mais sensível ao manejo que o C e o N orgânicos totais. O efeito dos reflorestamentos, manejo da pastagem e conservação da vegetação sobre a qualidade do solo é comprovado através do IMC. O IMC e o COp apresentam grande potencial para serem usados na gestão de sub-bacias hidrográficas.

**Palavras-chave:** matéria orgânica do solo, práticas conservacionistas, pagamento por serviços ambientais, sustentabilidade.

## ABSTRACT

The study of soil organic C dynamics and its fractions on management systems is a basic requirement for proper watershed management. This study aimed to evaluate the effect of soil management on the stocks of organic C and N, and the potential of the C management index (CMI) to be employed on the management of the Posses sub-watershed, at Extrema, State of Minas Gerais, Brazil. In November 2014 and April 2016, samples from a Litholic Neosol (RL) under the following cropping systems: native forest (MN), reforestation set up in 2008 (REF1), and bare soil (SD1); and from a Yellow-Red Argisol (PVA) under: bare soil (SD1), subsistence farming (AS), degraded pasture (PD), well-managed pasture (PM), and reforestation set up in 2013 (REF2) were taken from the following layers: 0-5, 5-10, 10-20, and 20-30 cm. The stocks of the total organic C (STOC), C from particulate organic matter (SPOC), total N (STN), and the CMI were determined. In the RL, at the second year, there was greater preservation of STOC in the 0-30 cm layer in the MN and REF1; STN increased in the MN (11%) and reduced in REF 1 (15%) and SD1 (22%). The STOC and STN in the MN and REF 1 outperformed the SD1 only in the two deeper layers. In the PVA, from one year to the other, the STOC in 0-30 cm layer decreased by 43, 27, 23, 18 and 8% in PD, SD2, REF2, PM and AS, respectively, and the STN decreased in SD2 and PD and increased in other systems. Overall, the STOC and STN from sub-layers between 0-30 cm were higher in the REF2 and lower in SD2. For SPOC, prevailed the following sequences MN> REF1> SD1 in RL and REF2> PM> AS> PD = SD2 in PVA. The IMC ranked systems as follows MN > REF2 > REF1 > PM > AS > SD1 > PD > SD2. The C from particulate organic matter (POC) is more sensitive to management than the total organic C and N. The effect of reforestation, pasture management and conservation of vegetation on the maintenance of soil quality is evidenced by the IMC. The IMC and the POC present a high potential to be used in sub-watershed management.

**Keywords:** soil organic matter, conservation practices, payment for environmental services, sustainability.

## INTRODUÇÃO

O cenário de escassez de água e mudanças climáticas vem sendo agravado pela constante pressão sobre os recursos naturais. A situação torna-se mais crítica à medida que áreas de recarga de água começam a ser exploradas sem adoção de critérios conservacionistas adequados. Consequentemente, cresce a busca por indicadores, como a quantidade e

qualidade de C orgânico e de N estocados no solo, para que medidas de monitoramento e prevenção de atividades antrópicas em bacias e sub-bacias hidrográficas sejam tomadas em tempo hábil.

A substituição da Mata Atlântica por pastagens, em geral mal manejadas, ocorrida nos últimos 200 anos, tem alterado expressivamente o estoque de matéria orgânica em extensas áreas em Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro (Gama-Rodrigues et al., 2008; Coutinho et al., 2010). Isso tem refletido na maior emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera e na escassez de água (Cheng et al., 2015), afetando inclusive, os grandes centros urbanos, como a cidade de São Paulo-SP (Richards et al., 2015).

Diante desse cenário, surgiu o programa de “Pagamento por Serviços Ambientais” (PSA) que adotou como sub-bacia piloto a Posses, em Extrema-MG (Avanzi et al., 2011). Posses faz parte da bacia hidrográfica do Rio Jaguari, grande tributário do Sistema Cantareira, responsável pelo fornecimento de água para uma população cerca de 10 milhões de pessoas na região metropolitana de São Paulo (Pereira et al., 2010). Na sub-bacia, o PSA tem apoiado práticas de revegetação e de manejo conservacionista em propriedades rurais. Por ser um trabalho pioneiro e ainda em implantação, há uma carência de resultados que comprovem a efetividade dessas práticas na promoção da qualidade do solo para que possam então ser replicados em outras bacias do país.

A matéria orgânica do solo (MOS) tem sido amplamente referida como indicadora da qualidade e alterações do manejo do solo (Silva et al., 2011; Araújo et al., 2012). Isso ocorre por sua relação direta com atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Silva et al., 2011). Como mais de 90 % do N total (NT) é estocado na MOS, uma melhor compreensão dessa também requer o estudo conjunto daquele. Porém, apesar da rápida mudança nos estoques de C orgânico total e NT, após revolvimento do solo, pequena alteração nestes estoques pode não ser detectada a curto espaço de tempo (Silva et al., 1994; Bayer et al., 2004). Então, como alternativa, têm sido usadas as frações do C orgânico do solo e sua relação com os teores totais (Blair et al., 1995; Freixo et al., 2002; Conceição et al., 2005; Loss et al., 2010; Campos et al., 2011; Silva et al., 2011; Leite et al., 2013; Moro et al., 2013).

Na busca de um melhor entendimento da dinâmica do C no solo, Cambardella e Elliott (1992) desenvolveram o fracionamento granulométrico da MOS. Através desta análise é possível quantificar o C da MOS particulada (COP) e o C associado a minerais (COM). O COP é aquele associado à fração do solo  $\geq 53 \mu\text{m}$ , de mais fácil decomposição e altamente

sensível às alterações no manejo do solo, a curto e a longo prazo. O COm é a fração  $\leq 53 \mu\text{m}$ , mais estável e representa o compartimento de C estocado a médio e longo prazo no solo.

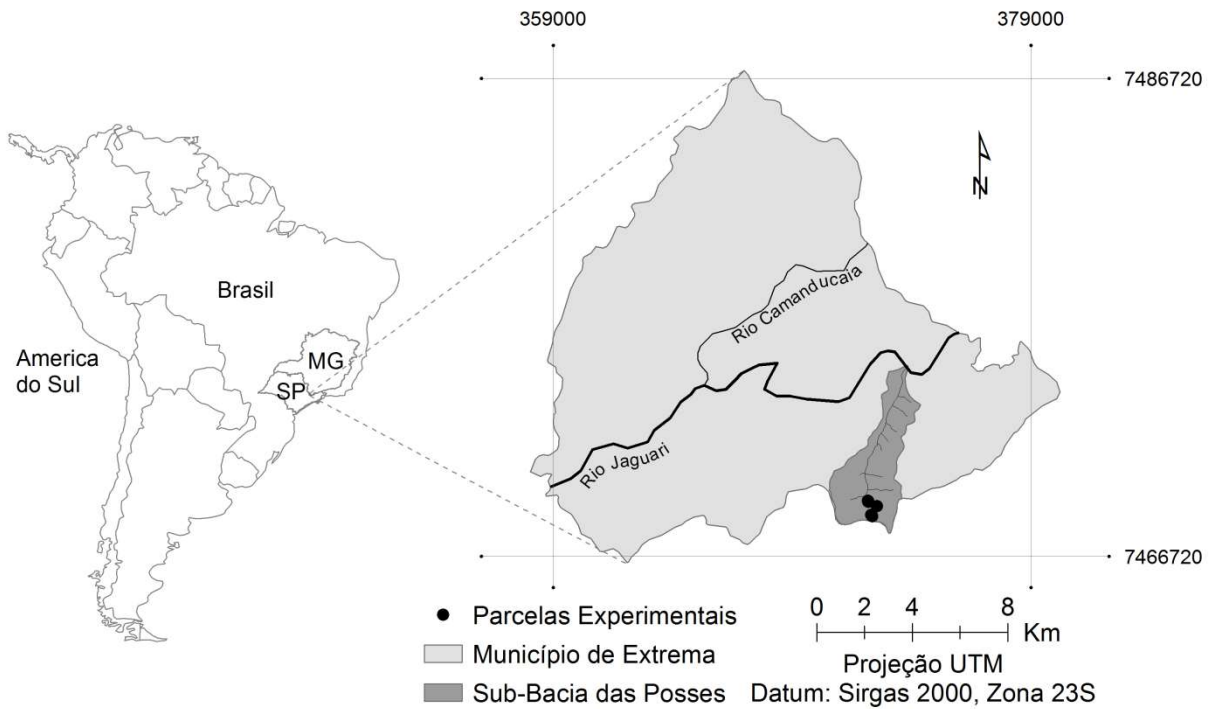
Na avaliação do impacto de sistemas de manejo sobre a qualidade do solo, tem sido muito empregado o índice de manejo de carbono (IMC), desenvolvido por Blair et al. (1995). Esse índice leva em consideração aspectos da labilidade da MOS e toma como referência um sistema menos perturbado, permitindo elucidar melhor a dinâmica do C orgânico em função do uso e manejo do solo (Silva et al., 2011). Diversos autores têm encontrado alta relação entre o IMC e as melhorias na qualidade físico-química e biológica do solo, em diferentes sistemas de manejo (Blair et al., 1995; Vieira et al., 2007; Assis et al., 2010; Campos et al., 2011; Silva et al., 2011; Leite et al., 2013; Guimarães et al., 2014; Silva et al., 2014). Justifica-se assim o estudo da potencialidade dessa ferramenta no programa de PSA.

O objetivo desse trabalho foi avaliar o efeito do manejo do solo sobre os estoques de COT, COp e NT e também o potencial do IMC para ser usado como ferramenta de gestão do uso do solo na sub-bacia hidrográfica das Posses, Extrema-MG.

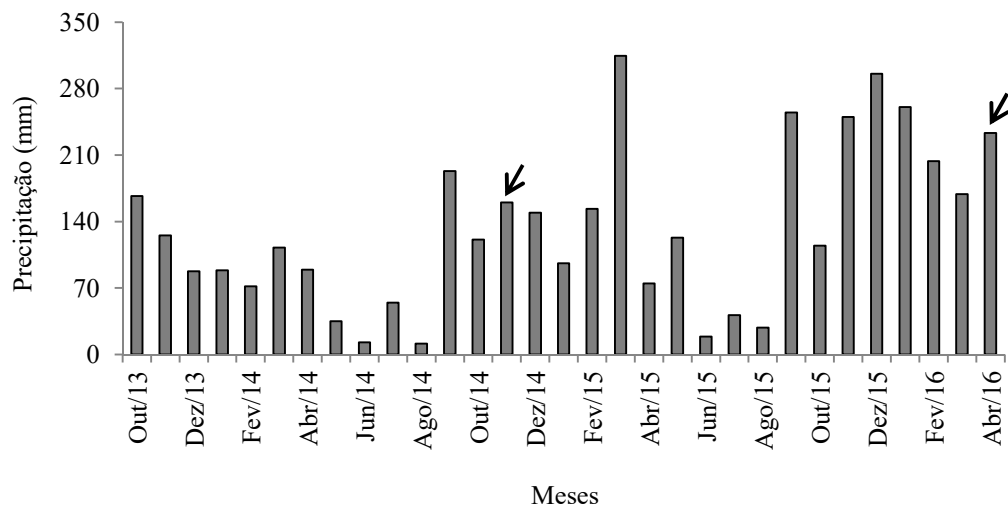
## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Características da área de estudo**

A área de estudo pertence à sub-bacia hidrográfica das Posses, no Município de Extrema, região sul do Estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A sub-bacia cobre uma área de 1.200 ha, com altitudes entre 1.144 e 1.739 m e clima subtropical húmido com verão temperado (Cfb, na classificação Köppen). A temperatura média anual é 18 °C, tendo os meses mais quente e mais frio médias de 25,6 e 13,1 °C, respectivamente (ANA, 2008). As precipitações mensais durante o período de condução do experimento são apresentadas na Figura 2.



**Figura 1.** Localização das parcelas experimentais na sub-bacia hidrográfica das Pesses, Extrema, Minas Gerais.



**Figura 2.** Distribuição da precipitação mensal durante o período de condução do experimento, na sub-bacia das Pesses, Extrema, Minas Gerais. Setas indicam os meses em que foram realizadas as coletas.

Os solos predominantes na sub-bacia são Cambissolo, Argissolo Vermelho-Amarelo, Neossolo Litólico e Neossolo Flúvico. Cerca de 9 % da sub-bacia é ocupada por vegetação arbórea (mata nativa e silvicultura), 88 % por pastagem e o restante por solo sem cobertura vegetal (Lima et al., 2013). Cerca de 11 % de suas terras encontram-se subutilizadas e 12 % acima da capacidade de uso (Silva et al., 2013). De acordo com Lima et al. (2013), há necessidade de implantação de práticas adequadas de conservação em 38 % da sub-bacia.

### **Descrição dos tratamentos**

O estudo foi conduzido em parcelas de erosão sob chuva natural, com dimensões de  $24 \times 4$  m, instaladas em setembro de 2013 em duas classes de solo (Neossolo Litólico - RL e Argissolo Vermelho-Amarelo - PVA) na sub-bacia das Posses. No RL, foram avaliadas três parcelas sob os seguintes sistemas: MN: mata nativa, fragmento de Mata Atlântica; REF1: reflorestamento implantado em 2008, com espécies florestais nativas da Mata Atlântica; e SD1: solo descoberto. No PVA, foram estudadas cinco parcelas sob os seguintes tratamentos: SD2: solo descoberto; AS: agricultura de subsistência, sistema tradicional adotado pelos agricultores locais, o qual reúne um grupo de culturas em rotação ou consórcio (milho, feijão, abóbora, feijão-de-porco e pousio); PD: pastagem degradada de *Brachiaria brizantha* cultivada na área por mais de 10 anos e sem histórico de adubação; PM: pastagem bem manejada de *Brachiaria brizantha*; e REF2: reflorestamento com espécies florestais nativas da Mata Atlântica, implementado em 2013, sobre pastagem degradada dessecada com glifosato.

A quantidade e a distribuição manual do corretivo e fertilizantes utilizados seguiram recomendações de Ribeiro et al. (1999): a) agricultura de subsistência:  $4 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário dolomítico (PRNT 61%), distribuído superficialmente a lanço e incorporado na ocasião de preparo (convencional) do solo,  $192 \text{ g}$  de NPK (4-14-8) na cova de plantio (covas espaçadas  $0,80 \text{ m}$ ) e  $60 \text{ kg ha}^{-1}$  de uréia em cobertura (duas aplicações); b) pastagem bem manejada:  $1 \text{ t ha}^{-1}$  de calcário dolomítico e  $10 \text{ kg}$  de NPK (4-14-8), distribuídos superficialmente, a lanço sobre o pasto existente na área antes da implantação do experimento; e c) reflorestamentos (REF1 e REF2):  $200 \text{ g}$  de NPK (4-14-8) distribuídos na cova de plantio e mudas plantadas com gel. As parcelas “solo descoberto”, “pastagem degradada” e “mata nativa” não receberam calagem e adubação. O controle das plantas daninhas foi realizado por capina manual nos sistemas descobertos e agricultura de subsistência e por glifosato nos reflorestamentos.

## Amostragem e análise do solo

Para determinar os teores de C orgânico e N total, amostras de solos foram coletadas em duas épocas, em novembro de 2014 e em abril de 2016. A coleta foi realizada para as camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm em três posições (pseudo-repetições) representativas dos terços superior, médio e inferior, dentro de cada parcela experimental. O N total (NT) foi determinado por meio do método de Kjeldahl, baseado em digestão sulfúrica e destilação e a determinação do C orgânico total (COT) foi realizada pelo método de combustão via úmida, ambos descritos em Embrapa (2011). As amostras também foram usadas para a caracterização granulométrica (Quadro I), realizada pelo método da pipeta (Embrapa, 2011).

**Quadro I.** Caracterização granulométrica de solos sob diferentes manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Profundidade (cm)	Manejo							
	MN	REF1	SD1	SD2	AS	PD	PM	REF2
-----Areia (g kg <sup>-1</sup> )-----								
0-5	398	307	379	210	212	192	213	221
5-10	415	318	420	193	209	188	205	216
10-20	417	324	443	159	175	163	201	201
20-30	404	333	379	148	150	164	165	184
-----Silte (g kg <sup>-1</sup> )-----								
0-5	292	383	298	262	248	281	239	239
5-10	267	390	268	165	253	268	250	182
10-20	303	371	250	206	202	147	201	188
20-30	266	380	239	135	169	178	162	184
-----Argila (g kg <sup>-1</sup> )-----								
0-5	310	310	323	528	540	527	548	540
5-10	318	292	312	642	538	545	545	602
10-20	280	305	307	635	623	690	598	612
20-30	330	287	382	717	682	658	673	632

Mata nativa (MN), reflorestamentos (REF1) e solo descoberto (SD1) sobre Neossolo Litólico e, reflorestamento (REF2), solo descoberto (SD2), agricultura de subsistência (AS), pasto degradado (PD) e pastagem bem manejada (PM) sobre Argissolo Vermelho-Amarelo.

Para a obtenção do C da MOS particulada (COp), 50 g de amostra (< 2 mm) foram dispersos com 200 mL NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> e agitados por 16 h. Conforme proposto por Cambardella e Elliott (1992), a suspensão foi passada em peneira de 53 µm com jatos de água destilada, de forma que o material retido na peneira foi considerado como matéria orgânica particulada. Este material foi seco em estufa a 60°C, quantificado e analisado quanto ao teor de C orgânico (Embrapa, 2011). Este C foi considerado como COp, a partir do qual foi

possível calcular o C orgânico associado aos minerais (COM), subtraindo do COT o COp em cada amostra analisada.

Os estoques de C e de N foram calculados levando-se em consideração a densidade do solo (Ds), determinada em amostras indeformadas, pelo método do anel volumétrico (Embrapa, 2011), e a espessura da camada avaliada. A Ds foi determinada nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm (Quadro II) e os estoques nas camadas de 0-5 e 5-10 cm foram calculados com base na Ds das camadas de 0-10 cm.

**Quadro II.** Densidade do solo (Ds), avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em diferentes solos e manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Profundidade (cm)	Manejo							
	MN	REF1	SD1	SD2	AS	PD	PM	REF2
	-----Ds (g cm <sup>-3</sup> )-----							
	1º ano							
0-10	1,01	1,18	1,17	1,19	1,17	1,13	1,07	1,19
10-20	1,22	1,42	1,27	1,17	1,07	1,16	1,20	1,17
20-30	1,13	1,59	1,17	1,09	1,10	1,08	1,10	1,14
	2º ano							
0-10	1,08	1,31	1,28	1,20	1,16	1,06	1,12	1,11
10-20	1,22	1,40	1,30	1,11	1,14	1,16	1,20	1,21
20-30	1,16	1,53	1,27	1,15	1,14	1,09	1,11	1,12

Mata nativa (MN), reflorestamento (REF1) e solo descoberto (SD1) sobre Neossolo Litólico e, reflorestamento (REF2), solo descoberto (SD2), agricultura de subsistência (AS), pasto degradado (PD) e pastagem bem manejada (PM) sobre Argissolo Vermelho-Amarelo.

O índice de manejo de C (IMC) foi calculado para cada sistema através das equações propostas por Blair et al. (1995):

$$IMC = ICC \times IL \times 100$$

onde: ICC é o índice de compartimento de C e IL é o índice de labilidade do C.

$$ICC = COT_{\text{sistema}} / COT_{\text{referência}}$$

onde: COT é o teor de C orgânico total do solo de um sistema (cultivado ou descoberto) e de um sistema referência (mata nativa).

$$IL = L_{\text{cultivado}} / L_{\text{referência}}$$

onde: L é a labilidade do C de um sistema (cultivado ou descoberto) e de um sistema referência (mata nativa).

$$L = COp / COm$$

onde: COp é teor de C da MOS particulada e COm é teor de C da MOS associada aos minerais.

### **Análises estatísticas**

O delineamento estatístico utilizado foi o inteiramente casualizado em parcelas subdivididas no espaço, com três repetições. As parcelas foram os 3 e 5 diferentes sistemas de manejo sobre RL e PVA, respectivamente. As subparcelas foram as 4 profundidades avaliadas (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm). O modelo usado no delineamento foi:

$$y_{ij} = \mu + t_i + \text{erro (parcela)} + p_j + tp_{ij} + \text{erro (subparcela)}$$

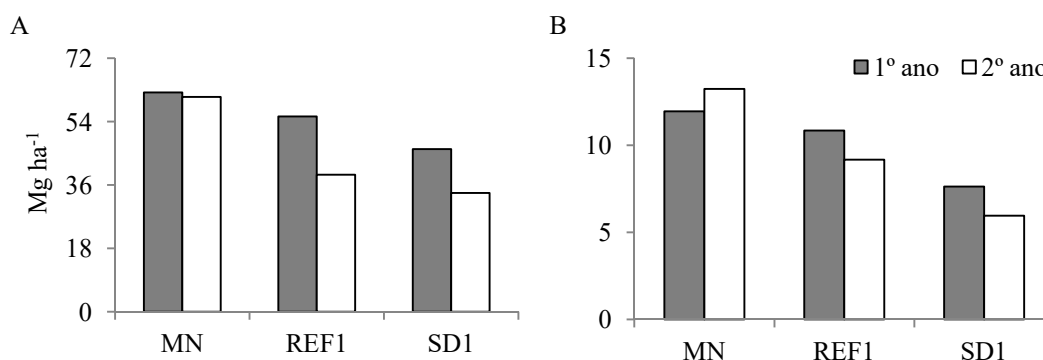
onde:  $t_i$  é o efeito do sistema de manejo  $i$ ; erro (parcela) é o erro atribuído ao efeito da repetição dentro do sistema de manejo  $i$ ;  $p_j$  é efeito da profundidade  $j$ ;  $tp_{ij}$  é efeito da interação entre o sistema de manejo  $i$  e a profundidade  $j$ ; erro (subparcela) é o erro atribuído ao efeito da repetição dentro da profundidade.

Para comparação entre o efeito dos sistemas de manejo e profundidades, em cada classe de solo separadamente, os dados foram submetidos à análise de variância e ao teste de Tukey a 0,05 de probabilidade.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **Carbono e nitrogênio total no Neossolo Litólico**

Através de uma análise exploratória dos resultados apresentados na Figura 3, observa-se que no RL houve uma redução muito pequena (2 %), de um ano para o outro, no SCOT da camada de 0-30 cm de solo da MN, devido ao constante aporte de resíduos vegetais. Por outro lado, houve incremento (11 %), manutenção (85 %) e diminuição (22 %) do SNT nesta mesma camada do solo sob MN, REF1 e SD1, respectivamente (Figura 3B).



**Figura 3.** Estoques médios de C orgânico (A) e N (B) total, avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em Neossolo Litólico (camada de 0-30 cm) sob mata nativa (MN), reflorestamento (REF1) e solo descoberto (SD1) na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

No segundo ano, apesar dos estoques de COT e NT reduzirem no REF1, eles mantiveram-se maiores que os encontrados no SD1 (Figura 3). A magnitude em que o SCOT reduziu no REF1 evidencia haver maior atividade microbiana, mesmo em condições de déficit hídrico, ou maior labilidade do C orgânico nesse sistema que no SD1. Os resultados também indicam a necessidade de maior tempo para o REF1 alcançar o estágio de estabilização do sistema referencia, a MN.

Devido ao dinamismo da MOS, em poucos centímetros de solo, podem ocorrer grandes alterações em seu estoque e composição. Porém, não houve diferença significativa entre os manejos no: a) primeiro ano: para os SCOT e SNT nas camadas de 0-5 e 5-10 cm e; b) segundo ano: para o SCOT e SNT nas camadas de 0-5 cm e 5-10 cm, respectivamente (Quadro III). A ausência de diferença entre REF1 e MN (Quadro III) pode sugerir haver no primeiro, alta eficiência na manutenção do estoque superficial, principalmente de COT via deposição de material vegetal. Mas, como SD1 e MN não diferiram para as camadas citadas, assim como o SCOT na camada de 5-10 cm, onde REF1 também foi igual a SD1, pode indicar que outros fatores suplantaram o efeito do manejo sobre o SCOT. Dentre eles, podem ser citados a pluviometria no período de estudo (Figura 2), as taxas de erosão, a altitude do local, as temperaturas e a atividade biológica decompositora da MOS (Batista et al., 2013).

**Quadro III.** Estoques médios de C orgânico (SCOT) e N total (SNT), avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em Neossolo Litólico sob diferentes manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Manejo	Profundidade (cm)											
	0-5			5-10			10-20			20-30		
-----SCOT (Mg ha <sup>-1</sup> )-----												
1º ano												
MN	14,25	A	bc	11,78	A	c	20,11	A	a	16,11	A	ab
REF1	15,74	A	a	11,20	A	a	12,98	B	a	15,52	A	a
SD1	15,14	A	a	9,64	A	b	12,86	B	ab	8,51	B	b
2º ano												
MN	13,33	A	a	12,52	A	b	19,79	A	b	15,34	A	b
REF1	11,40	A	a	7,66	B	b	12,22	B	a	7,65	B	b
SD1	8,53	A	a	7,75	AB	a	9,33	B	a	8,13	B	a
-----SNT (Mg ha <sup>-1</sup> )-----												
1º ano												
MN	2,55	A	b	1,56	A	c	3,86	A	a	3,97	B	a
REF1	2,06	A	bc	1,45	A	c	2,56	B	b	4,77	A	a
SD1	2,44	A	a	1,15	A	b	1,73	C	ab	2,31	C	a
2º ano												
MN	3,18	A	b	2,33	A	c	4,52	A	a	3,21	A	b
REF1	2,20	B	b	1,58	A	b	3,33	B	a	2,06	B	b
SD1	0,80	C	b	1,99	A	a	1,52	C	a	1,66	B	a

Para cada atributo e ano, as médias seguidas por letras maiúsculas iguais na coluna e minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5 %. Mata nativa (MN); reflorestamento (REF1) e; solo descoberto (SD1).

O SCOT das camadas mais profundas do solo sob REF1 e SD1 não diferiram significativamente; e a MN superou esses sistemas, exceto para a camada de 20-30 cm, em que, no primeiro ano, REF1 e MN não diferiram (Quadro III). Quanto ao SNT da camada de 20-30 cm, a MN também superou os outros manejos no segundo ano, mas foi inferior ao REF1 no primeiro ano. Nas camadas de 0-5 cm (primeiro ano) e de 10-20 cm (primeiro e segundo ano), os manejos foram discriminados na seguinte ordem decrescente de valores do SNT: MN > REF1 > SD1.

Os maiores valores de SCOT e SNT das camadas mais profundas que 10 cm, nos manejos com cobertura vegetal, em relação ao SD1 (Quadro III), podem ser atribuídos à atividade radicular naqueles sistemas, principalmente de leguminosas. Como é bem sabido, as leguminosas são capazes de aportar grandes quantidades de matéria seca e N ao solo. Esses resultados comprovam observações feitas por Rangel e Silva (2007) e Boddey et al. (2010), de que, para uma estimativa confiável do efeito do manejo sobre os estoques de COT, amostras de solo devem ser analisadas até maiores profundidades. Nepstad et al. (1994),

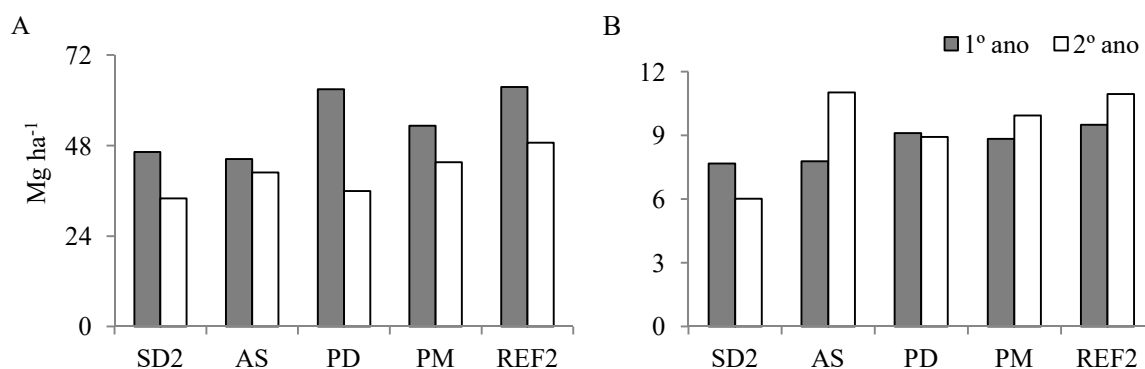
encontraram em camadas mais profundas do solo sob Floresta Amazônica, quantidades de COT superiores às quantidades estocadas na biomassa vegetal e horizontes superficiais.

De maneira geral, as camadas superficiais tendem a estocar mais COT e NT que aquelas localizadas em maior profundidade (Freixo et al., 2002; Bayer et al., 2004; D'Andréa et al., 2004; Conceição et al., 2005; Coutinho et al., 2010; Aranda et al., 2011; Zinn et al., 2012; Leite et al., 2013; Moro et al., 2013). Porém, não houve, em nenhum dos sistemas avaliados, padrão regular de decréscimo no SCOT e SNT com o aumento da profundidade (Quadro III). Isso pode estar relacionado a perdas desses constituinte, estocados em camadas mais superficiais, via erosão.

Apesar de, no primeiro ano, o REF1 proporcionar, em relação à MN, incremento de 20 % no SNT na camada de 20-30 cm, no segundo ano, houve reduções de 57 % neste estoque e de 51 % no SCOT, igualando-se ao SD1 (Quadro III). Nas outras camadas, exceto na de 5-10 cm, avaliada no segundo ano, o REF1 manteve o SNT superior ao SD1, mas inferior à mata nativa. Esses resultados demonstram sensibilidade do NT maior que o COT em discriminar os sistemas. Porém, como mais de 95 % do NT está presente na forma orgânica (Camargo et al., 1999), inter-relações entre NT e COT e entre suas frações também devem ser consideradas em estudos dessa natureza.

### **Carbono e nitrogênio total no Argissolo Vermelho-Amarelo**

Ao analisar, exploratoriamente, os resultados apresentados na Figura 4, observa-se que no PVA o SCOT das camadas de 0-30 cm reduziu, de um ano para o outro, em 43 % no PD, 27 % no SD2, 23 % no REF2, 18 % no PM e 8 % na AS. Quanto ao SNT, reduções foram notadas nos sistemas que não receberam adubações (SD2 e PD) e acréscimos seguiram a ordem decrescente AS > REF2 > PM (Figura 4B). Apesar do resultado ter indicado instabilidade no REF2, no segundo ano, o seu SCOT permaneceu maior que os demais manejos e também houve um acréscimo de mais de 15 % no SNT. Nesse sentido, assim como no RL, ficou clara a habilidade do reflorestamento em manter o SCOT e SNT também no PVA. Os resultados também elucidam a importância do manejo da pastagem e da cobertura vegetal para a manutenção do SCOT e SNT.



**Figura 4.** Estoques médios de C orgânico (A) e N (B) total, avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em Argissolo Vermelho-Amarelo (camada de 0-30 cm) sob solo descoberto (SD2), agricultura de subsistência (AS), pasto degradado (PD), pastagem bem manejada (PM) e reflorestamento (REF2) na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Os incrementos do SNT e menores reduções do SCOT na AS e PM revelaram o potencial destes para serem explorados como garantia da sustentabilidade alimentar, sem comprometer a qualidade do PVA na sub-bacia das Posses. Nesse sentido, o manejo da adubação em locais com pastagem degradada seria uma opção imediata de conservação destas áreas. Nestas, os acréscimos poderiam ser ainda maiores a curto período de tempo, ao considerar que, em pastagens bem manejadas, a deposição de dejetos pelos animais pode contribuir para isso (Batista et al., 2013).

No primeiro ano, não foi detectada diferença significativa entre os manejos para o SCOT e o SNT em nenhuma das camadas de solo (Quadro IV). Resultados semelhantes foram encontrados em trabalhos realizados na Mata Atlântica (Coutinho et al., 2010) e Cerrado (Freitas et al., 2000; Freixo et al., 2002; D'Andréa et al., 2004), os quais não obtiveram diferenças significativas ao comparar manejos, principalmente em camadas superficiais do solo. Contudo, não houve tendência de aumento dos estoques com o aumento da profundidade em nenhum dos dois anos estudados; e, no geral, a camada de 5-10 cm apresentou sempre SCOT e SNT mais baixos.

**Quadro IV.** Estoques médios de C orgânico (SCOT) e N total (SNT), avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em Argissolo Vermelho-Amarelo sob diferentes manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Manejo	Profundidade (cm)											
	0-5		5-10		10-20		20-30					
-----SCOT (Mg ha <sup>-1</sup> )-----												
1º ano												
SD2	14,39	A	a	9,39	A	b	12,48	A	a	10,03	A	ab
AS	12,23	A	a	10,15	A	b	10,85	A	a	11,21	A	ab
PD	19,11	A	a	12,18	A	b	16,89	A	a	14,79	A	ab
PM	16,56	A	a	10,31	A	b	14,78	A	a	11,56	A	ab
REF2	17,17	A	a	11,47	A	b	17,99	A	a	16,94	A	ab
2º ano												
SD2	9,59	B	a	6,90	A	a	9,83	B	a	7,70	B	a
AS	10,40	B	b	7,16	A	b	14,57	A	a	8,71	AB	b
PD	11,99	AB	a	7,70	A	b	8,98	B	ab	7,24	B	b
PM	11,18	AB	ab	8,51	A	b	13,75	A	a	10,15	AB	b
REF2	13,91	A	a	8,46	A	b	14,46	A	a	11,96	A	a
-----SNT (Mg ha <sup>-1</sup> )-----												
1º ano												
SD2	1,79	A	b	1,14	A	c	2,03	A	b	2,71	A	a
AS	1,65	A	b	1,15	A	c	1,96	A	b	3,02	A	a
PD	2,36	A	b	1,27	A	c	2,36	A	b	3,12	A	a
PM	2,01	A	b	1,30	A	c	2,20	A	b	3,33	A	a
REF2	2,36	A	b	1,43	A	c	2,54	A	b	3,16	A	a
2º ano												
SD2	1,32	B	a	1,57	A	a	1,92	C	a	1,20	C	a
AS	2,54	A	a	2,26	A	a	4,30	A	a	1,92	BC	b
PD	2,28	A	b	1,70	A	b	3,30	B	a	1,64	C	b
PM	2,14	A	bc	1,77	A	c	3,39	B	a	2,63	AB	b
REF2	2,46	A	bc	2,00	A	c	3,71	AB	a	2,77	A	b

Para cada atributo e ano, as médias seguidas por letras maiúsculas iguais na coluna e minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5 %. Solo descoberto (SD2); agricultura de subsistência (AS); pasto degradado (PD); pastagem bem manejada (PM) e; reflorestamento (REF2).

No segundo ano, os sistemas foram discriminados quanto ao SCOT e ao SNT, exceto para a camada de 5-10 cm (Quadro IV). O regime de chuvas, maior neste ano (Figura 2), pode ter sido o fator mais atuante na distinção do sistema solo descoberto dos outros, a qual foi mais nítida para o SNT (camadas de 0-5 e 10-20 cm). De acordo com Conceição et al. (2005), Batista et al. (2013) e Silva et al. (2011), a contribuição da vegetação na manutenção e aumento de SCOT e SNT do solo pode decorrer tanto da deposição superficial dos resíduos quanto da atividade radicular. O efeito da deposição superficial foi comprovado pelo maior SCOT nas camadas de 0-5 cm dos pastos e reflorestamento e SNT nestes e na AS (Quadro IV). O efeito da atividade radicular foi confirmado pela maior quantidade de COT e NT estocados nas camadas de 10-20 e 20-30 cm do solo com vegetação que, naturalmente,

apresentam raízes bem distribuídas em camadas mais profundas (espécies florestais no REF2), ou com manejo que induz o aprofundamento das raízes no solo (PM). Por outro lado, os maiores estoques nestas camadas no AS podem ter sido provocados por adubações, leguminosas cultivadas na área, revolvimento e incorporação de restos vegetais ao solo.

### Carbono da matéria orgânica particulada no Neossolo Litólico

No RL, o C da fração particulada da MOS mostrou ser mais sensível que o COT e NT em discriminar os manejos adotados (Quadro V). O estoque de C da MOS particulada (SCOp) seguiu o comportamento: MN > REF1 = SD1 nas camadas de 10-20 cm (primeiro ano) e 5-10 cm (segundo ano); MN = REF1 > SD1 na camada de 20-30 cm (dois anos) e; MN > REF1 > SD1 nas outras camadas e anos avaliados.

**Quadro V.** Estoques médios de C orgânico particulado (SCOp), avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em Neossolo Litólico sob diferentes manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Manejo	Profundidade (cm)											
	0-5			5-10			10-20			20-30		
-----SCOp (Mg ha <sup>-1</sup> ) -----												
1º ano												
MN	2,26	A	a	1,07	A	b	1,87	A	a	0,93	A	b
REF1	1,36	B	a	0,71	B	b	0,97	B	ab	0,97	A	ab
SD1	0,80	C	a	0,61	C	ab	0,44	B	ab	0,18	B	b
2º ano												
MN	2,91	A	a	1,15	A	c	2,12	A	b	1,20	A	c
REF1	1,24	B	a	0,84	B	c	0,89	B	bc	1,11	A	ab
SD1	0,33	C	b	0,64	B	a	0,51	C	ab	0,41	B	ab

Para cada ano, as médias seguidas por letras maiúsculas iguais na coluna e minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5 %. Mata nativa (MN); reflorestamento (REF1) e; solo descoberto (SD1).

De acordo com Silva e Mendonça (2007) e Batista et al. (2013), é desejável que o solo apresente adequada quantidade de COp para a garantir o fornecimento de nutrientes às plantas pela mineralização, fluxo de C e manutenção da atividade biológica no solo. Essa quantidade pode ser representada pela MN, a qual apresentou, em todas as camadas e anos, maiores SCOp (Quadro V), indicando haver, como esperado (D'Andréa et al., 2004; Vieira et al., 2007; Müller et al., 2012; Leite et al., 2013), grande aporte de resíduos, menor da taxa de decomposição e maior proteção física da MOS nesse sistema. Apesar de, na camada de 20-30 cm, os valores de SCOp no REF1 igualarem aos da MN (sistema referência), na maioria das outras camadas e anos estes foram intermediários à MN e ao SD1, comprovando que o REF1 está ainda em estágio de estabilização.

### Carbono da matéria orgânica particulada no Argissolo Vermelho-Amarelo

Assim como no RL, o SCOp foi capaz de discriminar os manejos adotados no PVA, mesmo no primeiro ano (Quadro VI). Como comentado, não foi detectada alteração significativa no SCOT e SNT pelos manejos (Quadro IV), confirmando ser o C da fração particulada da MOS mais sensível ao manejo, mesmo em um período curto de tempo. No entanto, assim como para o SCOT e SNT, não houve tendência de aumento ou diminuição dos SCOp com o aumento da profundidade.

**Quadro VI.** Estoques médios de C orgânico particulado (SCOp), avaliados em novembro de 2014 (1º ano) e em abril de 2016 (2º ano), em Argissolo Vermelho-Amarelo sob diferentes manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Manejo	Profundidade (cm)											
	0-5			5-10			10-20			20-30		
-----SCOp (Mg ha <sup>-1</sup> )-----												
1º ano												
SD2	0,18	C	a	0,28	B	a	0,27	B	a	0,23	B	a
AS	0,95	B	a	0,66	AB	ab	0,57	B	ab	0,41	B	b
PD	0,20	C	a	0,51	AB	a	0,44	B	a	0,35	B	a
PM	0,81	B	b	0,84	A	ab	1,25	A	a	0,51	AB	b
REF2	3,10	A	a	0,90	A	c	1,36	A	b	0,91	A	c
2º ano												
SD2	0,18	C	a	0,26	B	a	0,31	C	a	0,25	D	a
AS	0,39	C	b	0,79	A	a	0,69	B	a	0,81	B	a
PD	0,26	C	b	0,45	B	ab	0,58	BC	a	0,43	CD	ab
PM	0,71	B	bc	0,90	A	b	1,40	A	a	0,62	BC	c
REF2	1,37	A	a	0,81	A	b	1,30	A	a	1,15	A	a

Para cada ano, as médias seguidas por letras maiúsculas iguais na coluna e minúsculas iguais na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5 %. Solo descoberto (SD2); agricultura de subsistência (AS); pasto degradado (PD); pastagem bem manejada (PM) e; reflorestamento (REF2).

Os valores de SCOp foram maiores no REF2 e menores no SD2 e PD para todas as camadas e anos (Quadro VI). Assim como no REF2, os maiores valores de SCOp foram também encontrados no PM, exceto nas camadas de 0-5 cm e 20-30 cm de profundidade, avaliadas nos dois anos e no segundo ano, respectivamente. Apesar de o SCOp na AS ter sido igual ao REF2 na camada de 5-10 cm avaliadas nos dois anos, nas outras camadas/anos ele foi menor. Foi, porém, igual ao PM, exceto a 10-20 cm e 0-5 cm de profundidade, avaliadas nos dois anos e no segundo ano, respectivamente.

No geral, houve tendência dos sistemas sobre o PVA serem classificados quanto ao SCOp na seguinte ordem: REF2 > PM > AS > PD = SD2 (Quadro VI). Esses fatos evidenciaram a deposição constante de resíduos orgânicos, atividade biológica e produção de

MOS nos sistemas que estocam maior quantidade de COp, mesmo em períodos menos chuvosos (primeiro ano de estudo).

Os resultados obtidos em ambos os solos (RL e PVA) evidenciaram o grande potencial do COp em indicar, rapidamente (ainda no primeiro ano), o efeito do manejo na qualidade do solo e também, o grau de estabilidade dos sistemas. Esses resultados concordam com Bayer et al. (2001), Bayer et al. (2004), Batista et al. (2013) e Conceição et al. (2005), que ao avaliar diferentes sistemas de manejo, em experimentos de longa e curta duração, verificaram ser o COp um bom indicador da qualidade do solo onde as alterações no COT ainda não tenham sido de grande magnitude.

### Índice de manejo de carbono nos solos

No Quadro VII, são apresentadas as médias de COT, COp e COM para os sistemas de manejo sobre RL e PVA, avaliados nos dois anos de condução do experimento, a partir dos quais foram calculados os outros atributos mostrados neste mesmo quadro.

**Quadro VII.** Teores médios de C orgânico total (COT), particulado (COp) e associado aos minerais (COM), labilidade de C (L), índice de labilidade (IL), índice de compartimento de C (ICC) e índice de manejo de C (IMC) em solos sob diferentes manejos na sub-bacia das Posses, Extrema-MG.

Manejo	COT	COp	COM	L	IL	ICC	IMC
-----g kg <sup>-1</sup> -----							
Neossolo Litólico							
MN	19,96	2,41	17,55	0,14	1,0	1,0	100
REF1	13,41	1,17	12,24	0,10	0,69	0,67	47
SD1	12,38	0,64	11,73	0,05	0,40	0,62	25
Argissolo Vermelho-Amarelo							
SD2	12,88	0,31	12,58	0,02	0,18	0,65	11
AS	13,65	0,88	12,77	0,07	0,50	0,68	34
PD	16,88	0,52	16,35	0,03	0,23	0,85	20
PM	16,12	1,15	14,97	0,08	0,56	0,81	45
REF2	17,65	1,84	15,81	0,12	0,84	0,88	75

Mata nativa (MN); reflorestamentos (REF1 e REF2); solos descobertos (SD1 e SD2); agricultura de subsistência (AS); pasto degradado (PD) e; pastagem bem manejada (PM).

No geral, os maiores valores de labilidade de carbono (L) foram encontrados na MN, seguida pelos reflorestamentos e PM (Quadro VII). Estes resultados comprovam haver nesses sistemas, maior aporte anual de resíduos vegetais da parte aérea e raízes (Vieira et al., 2007; Leite et al., 2013). De acordo com Bayer et al. (2009) e Campos et al. (2011), maior labilidade do C orgânico encontrada pode indicar maior disponibilização de nutrientes para as plantas e

atividade da microbiota do solo, e com isso, melhorias na agregação, capacidade de troca catiônica e quantidade e distribuição de poros do solo.

Ao tomar a MN como sistema referência (sistema relativamente mais estável) nos cálculos do IMC, em ambos os solos, observa-se que os reflorestamentos e a pastagem bem manejada, sistemas com maiores valores de IMC, foram mais eficientes na manutenção e melhoria da qualidade dos solos estudados (Quadro VII). Esse índice também confirma ser a AS mais eficiente que a PD em reciclar nutrientes e MOS; e a importância de manter a cobertura vegetal sobre os solos para garantir sua qualidade química, física e biológica (Vieira et al., 2007).

## **CONCLUSÕES**

O C da fração particulada da matéria orgânica do solo é mais sensível que o C orgânico total e o N total do solo, ao manejo do solo em curto período de tempo.

O efeito dos reflorestamentos, manejo da pastagem e conservação da vegetação sobre os solos sobre a manutenção da qualidade do solo é comprovado através do IMC.

O IMC e o COp apresentam grande potencial para serem usados pelo programa de PSA na gestão do uso do solo em sub-bacias hidrográficas nacionais.

## **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem a CAPES, CNPq (processos 305010/2013-1 e 471522/2012-0), FAPEMIG (processos PPM 00422-13, CAG-APQ 01423-11 e CAG-APQ 01053-15), as bolsas e recursos financeiros aplicados no estudo e, à Prefeitura Municipal de Extrema, pelo suporte logístico e financeiro.

## **REFERÊNCIAS**

ANA - Agência Nacional De Águas. Programa produtor de água superintendência de usos múltiplos [internet]. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2008 [acesso em 8 jun 2016]. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>

Aranda V, Ayora-Cañada MJ, Domínguez-Vidal A, Martín-García JM, Calero J, Verdejo-Robles T, González-Vila FJ. Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (Spain). *Geoderma*. 2011; 164:54-63.

Araújo EA, Ker JC, Neves JCL, Lani JL. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. *Appl. Res. & Agrotec.* 2012; 5:187-206. doi:10.5777/PAeT.V5.N1.12

Assis CP, Oliveira TS, Dantas JN, Mendonça ES. Organic matter and phosphorus fractions in irrigated agroecosystems in a semi-arid region of Northeastern Brazil. *Agric Ecosyst Environ.* 2010; 138:74-82.

Avanzi JC, Silva MLN, Oliveira AH, Silva MA, Curi N, Pereira PH. Pilot plan on groundwater recharge. In: Bilibio C, Hensel O, Selbach JF, editores. *Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil*. Jaguarão: Fundação Universidade Federal do Pampa, UNIKASSEL, PGCult-UFMA; 2011. p. 207-228.

Batista I, Pereira MG, Elizabeth M, Correia F. Teores e estoque de carbono em frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica do solo sob integração lavoura-pecuária no bioma Cerrado. *Semin: Cien. Agrar.* 2013; 34:3377–3388.

Bayer C, Martin-Neto L, Mielniczuk J. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 2004; 39:677–683.

Bayer C, Dieckow J, Amado TJC, Eltz FLF, Vieira FCB. Cover crop effects increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 2009; 40:1499-1511.

Bayer C, Mielniczuk J, Martin-Neto L, Pillon CN, Sangoi L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Sci Soc Am J.* 2001; 65:1473-1478.

Blair GJ, Lefroy RDB, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust J Agric Res.* 1995; 46:1459–1466.

Boddey RM, Jantalia CP, Conceição PC, Zanatta JA, Bayer C, Mielniczuk J, Dieckow J, Santos HP, Denardin JE, Aita C, Giacomini SJ, Alves BJR, Urquiaga S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biol.* 2010; 16:784-795.

Camargo FAC, Gianello C, Tedesco MJ, Vidor C. Nitrogênio orgânico do solo. In: Santos GA, Camargo FAO, editores. Fundamentos da matéria orgânica do solo. Porto Alegre: Genesis; 1999. p. 117-137.

Cambardella CA, Elliott ET. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*. 1992; 56:449-457.

Campos BHC, Carneiro TJ, Bayer C, Silveira R. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. *R. Bras Ci Solo*. 2011; 35:805-817.

Cheng M, Xiang Y, Xue Z, An S, Darboux F. Soil aggregation and intra-aggregate carbon fractions in relation to vegetation succession on the loess plateau, China. *Catena*. 2015; 124:77–84. doi:10.1016/j.catena.2014.09.006

Conceição PC, Jorge T, Amado C. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *R. Bras Ci Solo*. 2005; 29:777-788.

Coutinho RP, Urquiaga S, Boddey RM, Alves BJR, Torres AQA, Jantalia CP. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N<sub>2</sub>O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. *Pesqui. Agropecu. Bras*. 2010; 45:195-203. doi:10.1590/S0100-204X2010000200011

D'Andréa AF, Silva MLN, Curi N, Guilherme LRG. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. *Pesqui. Agropecu. Bras*. 2004; 39:179-186.

Dias AC, Silva MLN, Freitas DAF, Batista PVG, Curi N, Carvalho GJ. Soil cover plants on water erosion control in the South of Minas Gerais. *Ciênc agrotec*. 2013; 37:410-418.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Centro Nacional de Pesquisas de Solos Manual de métodos e análises de solos. 2nd ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2011.

Freitas PL, Blancaneaux P, Gavinelli E, Larré- Larrouy MC, Feller C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. *Pesqui. Agropecu. Bras*. 2000; 35:157-170.

Freixo AA, Machado PLOA, Guimarães CM, Silva CA, Fadigas F. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. *R. Bras Ci Solo*. 2002; 26:425-434.

Gama-Rodrigues EF, Barros NF, Viana AP, Santos GA. Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região Sudeste do Brasil. *R. Bras Ci Solo*. 2008; 32:1489-1499.

Guimarães DV, Gonzaga MIS, Neto JDOM. Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruit crops de carbono em cultivos de frutas tropicais. *Rev. bras. eng. agríc. ambient*. 2014; 18:301-306.

Leite LFC, Arruda FP, Costa CN. Qualidade química do solo e dinâmica de carbono sob monocultivo e consórcio de macaúba e pastagem. *Rev. bras. eng. agríc. ambient*. 2013; 17: 1257-1263.

Lima GC, Silva MLN, Curi N, Silva MA, Oliveira AH, Avanzi JC, Ummus ME. Avaliação da cobertura vegetal pelo índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN). *Rev Ambient Água*. 2013; 8:204-214.

Loss A, Geraldo A, Moraes DL, Pereira MG. Carbono, matéria orgânica leve e frações oxidáveis do carbono orgânico sob diferentes sistemas de produção orgânica. *Comun Sci*. 2010; 1:57-64.

Moro E, Crusciol CAC, Nascente AS, Cantarella H. Teor de nitrogênio inorgânico no solo em função de plantas de cobertura, fontes de nitrogênio e inibidor de nitrificação. *Pesqui Agropecu Trop*. 2013; 43:424-435. doi:101590/S1983-40632013000400003

Müller CB, Weber OLS, Scaramuzza JF. Oxidizable fraction of organic carbon in an argisol under different land use systems. *Cerne*. 2012; 18:215-222.

Nepstad DC, Carvalho CR, Davidson EA, Jipp PH, Lefebvre PA, Negreiros GH, Silva ED, Stone TA, Trumbore SE, Vieira S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature*. 1994; 372:666-669. doi:101038/372666a0

Pereira PH, Cortez B, Trindade T, Mazochi MN. *Conservador das Águas: 5 Anos*. Extrema: Departamento de Meio Ambiente de Extrema Extrema-MG; 2010.

Rangel OJP, Silva CA. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. *R. Bras Ci Solo*. 2007; 31:1609-1623. doi:101590/S0100-06832007000600037

Ribeiro AC, Guimarães PTG, Alvarez VH. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação. Viçosa: Comissão de fertilidade do solo do estado de Minas Gerais – CFSEMG; 1999.

Richards RC, Rerolle J, Aronson J, Henrique P, Gonçalves H, Brancalion PHS. Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosyst Serv.* 2015; 16:23-32. doi:101016/j.ecoser201509002

Silva EF, Lourente EPR, Marchetti EM, Mercante FM, Ferreira AKT, Fujii GC. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. *Pesqui. Agropecu. Bras.* 2011; 46:1321-1331.

Silva FD, Amado TJC, Ferreira AO, Assmann JM, Anghinoni I, Carvalho PC. Soil carbon indices as affected by 10 years of integrated crop-livestock production with different pasture grazing intensities in Southern Brazil. *Agric Ecosyst Environ.* 2014; 190: 60–69. doi:101016/j.agee201312005

Silva IR, Mendonça ES. Matéria orgânica do solo. In: Novais RF, Alvarez V, Fernandes VH, Fontes N, Cantarutti RL, Neves JCL, editores. *Fertilidade do solo.* Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2007. p. 275-374.

Silva JE, Lemainski J, Resck DVS. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região de cerrados do oeste baiano. *R. Bras Ci Solo.* 1994; 18:541-547.

Silva MA, Freitas DAF, Silva MLN, Oliveira AH, Lima GC, Curi N. Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo. *Rev Bras Ciencia Agrar.* 2013; 8:316-323. doi:105039/agrariav8i2a2289

Vieira FCB, Bayer C, Zanatta JA, Dieckow J, Mielniczuk J, He ZL. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. *Soil Till Res.* 2007; 96:195-204. doi:101016/j.still200706007

Zinn YL, Guerra AR, Silva AC, Marques JJ, Oliveira GC, Curi N. Perfis de Carbono Orgânico do solo nas regiões Sul e Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais: Modelagem em profundidade. *R. Bras Ci Solo.* 2012; 36:1395-1406. doi:101590/S0100-06832012000500003

Artigo redigido conforme as normas do periódico científico Agriculture, Ecosystems and Environment a que foi submetido (versão preliminar)

### **ARTIGO 3 Testing the Phosphorus Index for Assessing Phosphorus Transfer at a Small Catchment in Southeastern Brazil.**

#### **Abstract**

Identifying and ranking nutrient loss risk areas are important steps towards integrated catchment management. This study aimed to apply the P index model at a small catchment in Southeastern Brazil; to study the effect of land use changes on P loss risk; and to study how the P index model can be employed in a Payment for Environmental Services program. We applied the P index for the current land use at the Posses catchment, which includes: pastures managed without P fertilizer; agriculture and eucalyptus plantation managed with P fertilizer; and native forest areas. Also, two hypothetical scenarios were tested: scenario 1, in which P fertilizer was applied to all land uses, except for native forests; and scenario 2, which considered the use of P fertilizer as in scenario 1, but incorporated “Environmental Protection Areas” (e.g. riparian/spring buffers) to land use. Considering current land use, almost the whole catchment area (91.4%) displayed a low P loss risk. The highest P index was associated to croplands and eucalyptus plantations. Regarding scenario 1, areas under pasture fell into the low (15.1%), medium (45.5%), high (27.1%) and very high (12.3%) P index categories. Environmental Protection Areas on scenario 2 decreased the P loss risk from the scenario 1 in 37.6%. The P index model is able to rank P loss risk areas at the Posses catchment. This model can provide a support tool to promote judicious use of fertilisers and conservation practices in the Posses catchment.

**Keywords:** P index; Land use; Nutrient loss; Water erosion; Environmental management; Best management practices; Payment for environmental service.

## 1. Introduction

Nutrient transport from agricultural areas to water bodies has been regarded as one of the most serious environmental problems decreasing soil and water quality. This has led to several studies about nutrient losses involving erosion, mainly from non-point sources areas (Buchanan et al., 2013; Mardamootoo et al., 2013; Nelson and Shober, 2011; Ockenden et al., 2014; Salomons and Forstner, 2010). Phosphorus has been highlighted in several studies because it is often the limiting element to eutrophication of freshwaters (e.g. Campbell et al., 2015; Dechen et al., 2015; Gatiboni et al., 2015; Lou et al., 2016; Schindler, 1977; Sharpley et al., 2013).

Many detailed models have been developed to estimate P transfer (e.g. Arnold et al., 1998; Beasley et al., 1980; Gollamudi et al., 2007; Knisel, 1980; Williams et al., 1984), but there are also simpler tools, such as the P index model, which require much less input data. The P index was first developed by Lemunyon and Gilbert (1993) to identify and rank sites vulnerable to P losses and to support management planning towards reducing P loss from a watershed. Other P index versions have subsequently been developed for different conditions (e.g. Bechmann et al., 2007; Eghball and Gilley, 2001; Flynn et al., 2000; NRCS, 2001; Sharpley et al., 2003; Weld et al., 2003).

The P index has been widely employed in many regions of Canada, Europe (Sharpley et al., 2012), and by 47 states of the USA to estimate the risk of P loss from agricultural areas to surface waters (Berzina and Sudars, 2010). In Brazil, there are few studies on the P index (Lopes et al., 2007; Oliveira et al., 2010), and all of them were carried out in southern Brazil. However, there are environmental problems promoted by P losses in other regions of Brazil. Hence, an easy assessment tool, such as the P index, still needs to be tested for such conditions.

The Brazilian Payment for Environmental Services (PES) program was developed by the Brazilian National Water Agency (“Agência Nacional de Águas, ANA”) to foster the adoption of forest restoration and soil conservation, in order to improve ecosystem services related to soil and water (Richards et al., 2015). Financial incentives are given to landowners who make adjustments in their farms in order to meet environmental requirements. ANA has also created a Water Producer

Program (“Programa Produtor de Água”) and a Water Conservation Program (“Programa Conservador das Águas”). These governmental programs are taking place at the Municipality of Extrema in the State of Minas Gerais.

The “Cantareira System” is a very large set of water reservoirs and catchments providing water to more than 10 million people in the City of São Paulo (Pereira et al., 2010). Within the “Cantareira System”, a small catchment in Extrema, called “Posses”, was set as a pilot for the PES program. In this catchment the “Produtor de Água” program is developing a protocol to be applied elsewhere in Brazil to estimate environmental benefits and setting financial awards for complying landowners (Guedes and Seehusen, 2011; Jardim and Bursztyn, 2015). The P index can be a useful assessment tool in the PES program, but it needs further testing before being applied elsewhere.

This study aimed 1) to employ the P index model in order to rank the risk of P loss in the Posses catchment; 2) to simulate the effect of land use changes on the P loss risk; and 3) to study how the P index model can be employed in the PES program.

## **2. Material and methods**

### *2.1. Study site*

The study was conducted at the Posses catchment, which is a sub-watershed of the Jaguari River Basin, located at the Municipality of Extrema, State of Minas Gerais, Brazil (Figure 1). The Jaguari River is a major river in the “Cantareira System” (Pereira et al., 2010). Although heavily deforested, the Posses catchment is located in one of the most environmentally valuable biomes, the Brazilian Atlantic Rainforest. Posses has a Cfb climate (humid subtropical with temperate summer and temperatures between 18 and 22°C), according to the Köppen classification and average annual precipitation of 1,447 mm (Agência Nacional de Águas, 2008; Alvares et al., 2013).

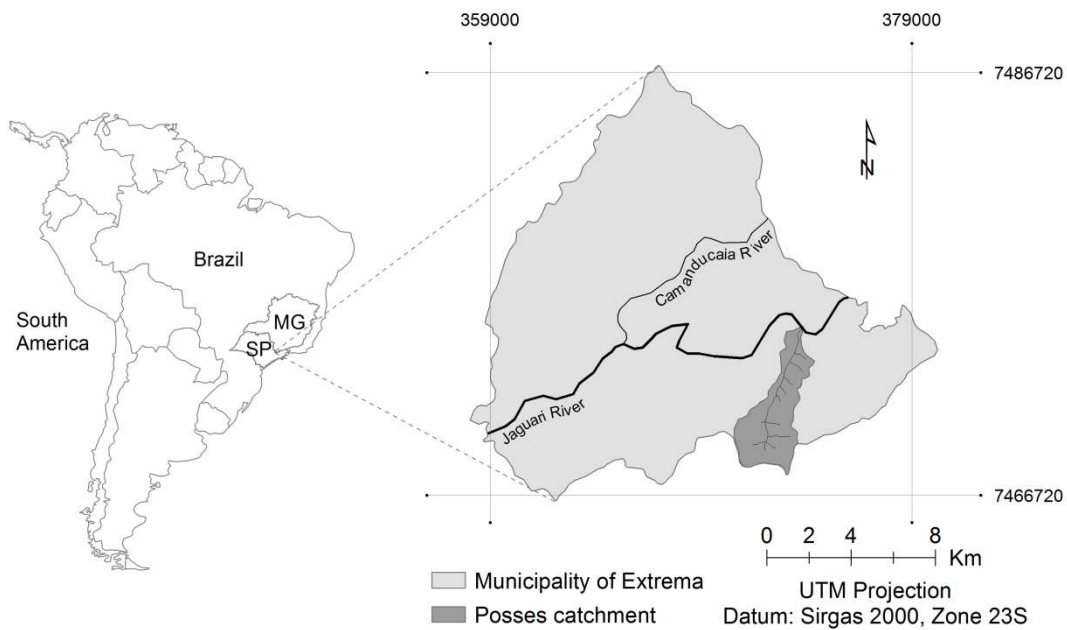


Figure 1. Location of Pesses catchment within the Municipality of Extrema, State of Minas Gerais, Brazil.

The Pesses catchment covers an area of 1,200 ha with altitudes and slopes ranging from 1,144 to 1,739 m and from 0 to 168% (mean of 27%), respectively. Its main soil classes, according to Soil Survey Staff (1999), are Ultisols (Red-Yellow Argisols (PVA), in the Brazilian Soil Classification System (Santos et al., 2013)), Inceptisols (Humic (CH) and Haplic (CX) Cambisols), Entisols (Litholic (RL) and Fluvic (RY) Neosols). Figure 2 displays the digital elevation model, slope, soil map and soil sampling sites, and land use distribution in the catchment.

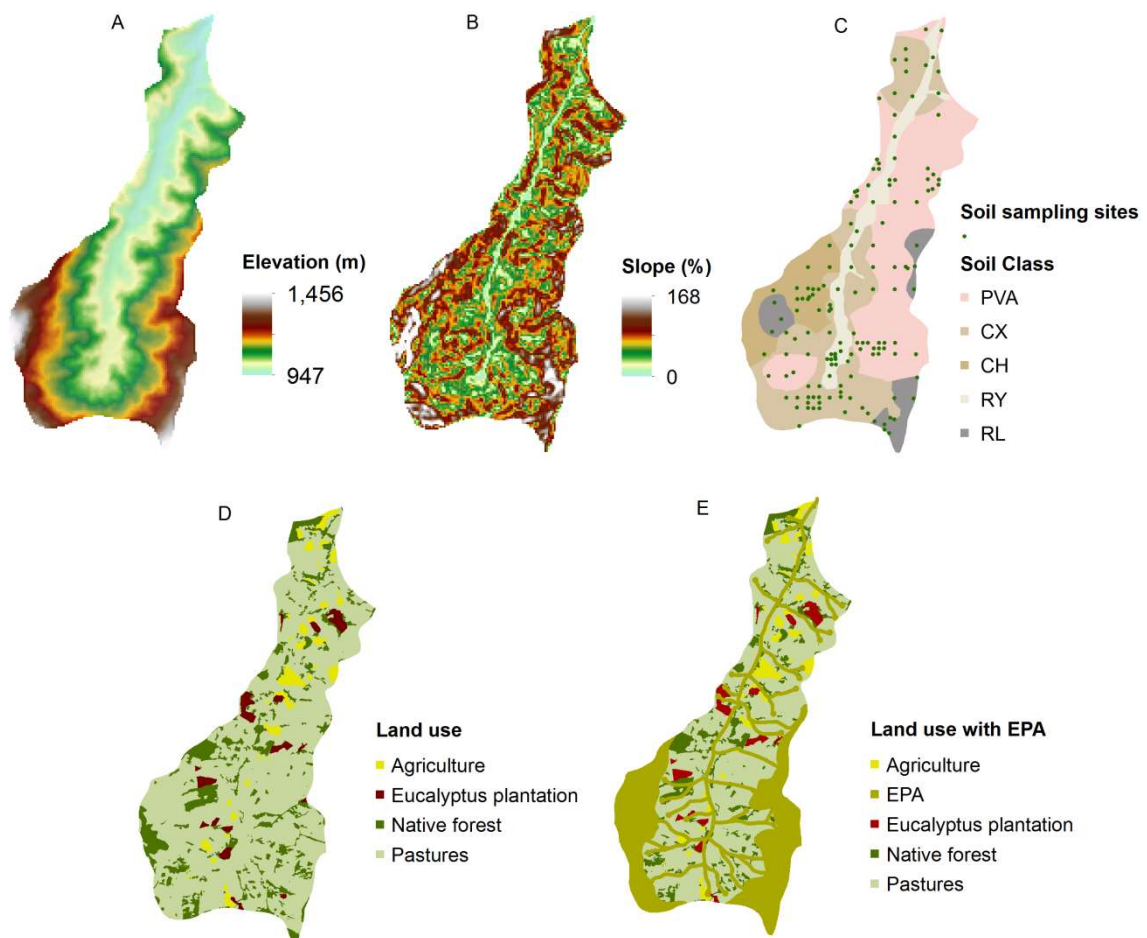


Figure 2. Digital elevation model, slope, soil class and soil sampling sites, land use maps in the Posses catchment and the simulated land use relating to the scenario 2 (see section 2.6). PVA stands for Ultisols (Red-Yellow Argisols), CH for Inceptisol (Humic Cambisols), CX for Inceptisol (Haplic Cambisols), RL for Entisol (Litholic Neosols), and RY for Entisol (Fluvic Neosols). EPA stands for Environmental Protection Areas (adapted from Saad and Silveira (2013)).

The catchment is characterized by mixed land use and small farms. The main land uses are pastures, eucalyptus plantation, agriculture (maize), and native forest. A great part (78%) of the catchment, at the moment of the study was occupied by old, degraded pastures (Silva et al., 2013); whereas 4% of the area was under agriculture, 3% under eucalyptus plantation, and the remaining under native forest (Figure 2D).

## 2.2. Framework for P index

The P index employed in this study was based upon the Pennsylvania P index (Sharpley et al., 2003) and the Norwegian P index (Bechmann et al., 2007). In these papers, the authors rank source, transport and annual precipitation as major factors controlling P losses from Pennsylvania and Norway landscapes. Within the index, these factors are multiplied, in order to account for evident interaction effects. Equation 1 describes how the P Index for Posses catchment was calculated.

$$\text{P index} = (\text{Source factor} * \text{Transport factor} * \text{Precipitation factor}) / 4 \quad (1)$$

Table 1 shows parameters and data requirements for the proposed Posses P index, presented in terms of source and transport factors. Each one of these factors is discussed in more detail in the following. Furthermore, due to low livestock density and low amounts of manure used in the Posses catchment, in comparison to other areas for which the P index was studied, manure was not include as the source factor for the Posses P index.

Table 1. Factors and weightings used for calculation of P index in the Posses catchment, Minas Gerais, Brazil. Suggested factors and weightings refer to the Bechmann et al. (2007).

Site Characteristics	Relative Weightings
Source factors	
Soil P status	0.2 x soil test P (mg kg <sup>-1</sup> )
Fertilizer P rate	P fertilizer (kg ha <sup>-1</sup> )
Application method	0.4 (incorporated following application) and 1.0 (surface applied and not incorporated)
Fertilizer rating	Fertilizer P rate x Application method
P balance	0.8 (P removal > P application), 1.0 (P removal = P application) and 1.2 (P removal < P application)
Source factor	(Soil P status + Fertilizer rating) x P balance
Transport factors	
Soil erosion	soil loss (Mg ha <sup>-1</sup> )
Surface runoff	0 (very low), 2 (low), 4 (medium), 6 (high), 8 (very high)
Contributing distance	0.2 (> 50 m) and 1.0 (< 50 m)
Modified connectivity	0.7 (riparian buffer > 5 m) and 1.1 (direct connection)
Transport factor	(soil erosion + surface runoff) x contributing distance x modified connectivity
Precipitation factor	Annual precipitation (mm) / 700 mm
P index value	(Source factor x Transport factor x Precipitation factor) / 4

### 2.3. Source factors

The spatial distribution of soil test P (P Mehlich-1) was obtained by an interpolated map based on 150 soil samples (0 to 20 cm depth) taken in the field (Figure 2B). Due to lack of spatial structure for using kriging method, the interpolation was performed by inverse distance weighting (power value equal to 1). Cross-validation results displayed values of -0.20 and 11.35 for the mean absolute error and the root-mean-squared error, respectively.

Information about fertilizer P rate and application methods used on individual farms was obtained from farmer surveys. Due to typical high P absorption on tropical soils, the amount of P applied must be greater than that removed by plants (Lima et al., 2014). Hence, the P balance was set to 1.2 for sites where the fertilizer P was applied, that is, in agriculture and eucalyptus plantation areas. No fertilizer P has been applied on areas under pasture or native forest.

### 2.4. Transport factors

#### 2.4.1. Soil erosion

Soil loss was calculated by the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) approach (Renard et al., 1991), through GIS software. This approach can be summarized by the following equation:

$$A = R * K * LS * C * P \quad (2)$$

where: A is soil loss ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ); R is rain-runoff erosivity factor ( $\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ); K is soil erodibility factor ( $\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ); LS is topographic factor (dimensionless), representing slope length and steepness, C is cover-management factor (dimensionless), and P is support practice factor (dimensionless).

The R factor for the Posses catchment is  $8,213 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (Pontes et al., 2015), and K factor was taken from Avalos (2016). Other factors employed to model soil erosion are described in more details below.

#### 2.4.1.1. Slope-length (L factor) and slope-steepness (S factor) factors

The S factor measures the effect of slope steepness, and the L factor defines the impact of slope length on soil losses. The topographic factor (LS factor) is the combined L and S factors and describes the effect of topography on soil erosion. In this study, the LS-factor calculation was performed using a 30 m DEM and by applying equations 3 and 4, proposed by Desmet and Govers (1996):

$$L_{ij} = \left[ (A_{ij} + D_{ij}^2)^{m+1} - A_{ij}^{m+1} \right] / \left[ D^{m+2} (\sin \phi_{ij} + \cos \phi_{ij})^m (22.13)^m \right] \quad (3)$$

$$S_{ij} = 65.41 * \sin \theta_{ij} + 4.56 * \sin^2 \theta_{ij} + 0.065 \quad (4)$$

where:  $A_{ij}$  ( $m^2$ ) is the contributing area at the inlet of a grid cell with coordinates (i,j);  $D$  is the grid cell size (m);  $\theta$  is the aspect direction for grid cell;  $m$  is related to the ratio  $\beta$  of the rill to interrill erosion;  $\theta$  is the gradient of slope in degrees.

$$m = \beta / (\beta + 1) \quad (5)$$

where,

$$\beta = (\sin \theta_{ij} / 0.0896) / (0.56 + 3 * (\sin \theta_{ij})^{0.8}) \quad (6)$$

Desmet and Govers (1997) proved that this LS-factor model is appropriate for complex topography, such as found in the Posses. This analysis was implemented using the System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA), which incorporates a multiple flow algorithm and contributes to a precise estimation of flow accumulation.

#### 2.4.1.2. Cover management factor (C factor) and support practice factor (P factor)

The cover management factor was based on land use map from Posses catchment. The land use map was made by visual interpretation of the QuickBird satellite image (0.60 m resolution) from

2011. This image was provided by the Environmental Department of the City of Extrema. Then, each land use received a C factor value according to literature works that were made in regions similar to the studied area (Table 2).

Table 2. Values of cover management factor (C factor) for land uses from Posses catchment, Minas Gerais, Brazil.

Land use	C factor	Source
Agriculture	0.156	De Maria and Lombardi Neto (1997)
Eucalyptus plantation	0.121	Silva et al. (2016)
Native forest	0.015	Silva et al. (2016)
Pasture	0.025	Dedecek et al. (1986)

The P factor is the ratio between soil loss with a specific support practice and the corresponding loss with upslope and downslope tillage. These practices mostly affect erosion by modifying the flow pattern, grade, or direction of surface runoff and by reducing the amount and rate of runoff (Renard and Foster, 1983). So the P factor was set to 1.0 for the entire study area, assuming that no protection measure is taken.

#### 2.4.2. Surface runoff

Due to the intensive tile drainage of agricultural soils in Norway, Bechmann et al. (2007) account different pathways in the Norwegian P index as responsible for the transport of P to the water bodies: i) overland flow (surface runoff), ii) subsurface flow, including matrix and macropore flow at the soil profile scale and artificial tile drainage at the hillslope scale and iii) groundwater flow. However, only overland flow was taken into account for the Posses P index because most of Posses soils are oxidic (with high levels of Fe and Al oxides) and drainage is seldom needed. Also, neither subsurface flow nor groundwater flow were taken into account for Posses P index because of the high capacity of the Posses soils to adsorb P and avoid its leaching to the major soil depths (Elzinga and Sparks, 2007; Xu et al., 2006).

The surface runoff classes were based on soil permeability class and field slope according to Table 3 (adapted from Fasching, 2006). Permeability classes for specific soils were obtained by field soil description according to Santos et al. (2005). Slope classes were identified using a 30 m resolution DEM, which was processed using the Spatial Analyst extension from ArcGIS 10.1.

Table 3. Surface runoff class as a function of soil permeability class and slope.

Slope (%)	Soil Permeability Class				
	Very rapid	Moderately rapid and Rapid	Moderate and Moderately slow	Slow	Very slow
<1	Negligible	Negligible	Negligible	Low	Low
1-5	Negligible	Very Low	Low	Medium	High
5-10	Very Low	Low	Medium	High	Very High
10-20	Very Low	Low	Medium	High	Very High
>20	Low	Medium	High	Very High	Very High

#### 2.4.3. Contributing distance and modified connectivity

Mobilisation and transport of P can be altered by contributing distance and modified connectivity. Contributing distance is taken as the distance from the edge-of-field to the stream. A limit of 50 m distance from field to stream was taken because areas greater than 50 m from the open stream were shown to be less important for nutrient transfer than near-stream sites (Johnes and Heathwaite, 1997).

According to Bechmann et al. (2003) and Sharpley et al. (2001), the risk of causing pollution in the stream can be reduced by vegetated buffers. This is accounted for in the Norwegian P index by adding a factor 0.7 to reflect the effect of vegetated buffers on P loss. However, through field description and image classification, no consistent buffer vegetation was detected around the waterbodies at Posses (Figure 2D). Hence, the modified connectivity factor was taken as 1.1 for all areas within the catchment.

### *2.5. Management interpretation*

The P index can provide a base for improving catchment management. However, the practices utilized to reduce P loss can vary from one site to the next. According to Bechmann et al. (2003), since erosion is an important P loss process, management measures should reflect control of erosion process and of P source area. Some effective measures pointed out by Fasching (2006) were: planting high P-use crops, reducing fertilizer application rates, practicing different application methods (incorporation versus broadcast), and timing (growing-season applications and split-applications).

Also, soil and water conservation practices, such as maintaining crop residues on soil surface, contour planting, terraces construction, reduced tillage and no tillage (Albuquerque et al., 2002; Cogo et al., 2003), are used in Brazil to control erosion and nutrient transport. In this sense, a P index classification was performed according to Table 4 (Sharpley et al., 2001). On this table are also illustrated some interpretations and recommendations to each P loss risk class.

Table 4. Phosphorus index management guidance to Posses catchment (adapted from Fasching, 2006; Sharpley et al., 2001; Weld et al., 2003).

P index value	P loss risk class	Interpretations and recommendations
<30	Low	<i>Low potential for P loss.</i> If current farming practices are maintained, there is a low risk of adverse impacts on surface waters.
30-70	Medium	<i>Medium potential for P loss.</i> The chance for adverse impacts on surface waters exists, and remediation measures should be taken to minimise the probability of P loss. Use of the P index to identify specific field areas that could represent long-term concerns; and conservation practices should be implemented to lower the probability of future P losses from those areas.
70-100	High	<i>High potential for P loss</i> and adverse impact on surface waters. Soil and water conservation as well as P management measures should be taken to reduce the risk of P movement and water quality degradation.
>100	Very high	<i>Very high potential for P loss</i> and adverse impact on surface waters. Remedial action should be taken to reduce the risk of P movement. All necessary soil and water conservation practices and a P-based management plan must be implemented to minimize P losses.

#### 2.6. Simulations of land-use scenarios in the Posses catchment

Two scenarios were designed, where land use was altered in order to simulate the effect of land use changes on P loss risk in the catchment. The first scenario (scenario 1) was built in order to identify where the highest P losses tend to occur if P fertilizer would be surface applied and not

incorporated in soils under pastures. Also, on agriculture and eucalyptus plantation areas were suggested the same P fertilizer management remarked previously topics.

The second scenario (scenario 2) aimed to check the effect of Environmental Protection Areas (EPA – “Áreas de Conservação Ambiental”) proposed by the Water Resources Plan of Extrema municipality (Saad and Silveira, 2013) on P loss risk in farming areas within the Posses catchment. The Posses EPA include buffers of 30 and 50 m along riparian areas and springs, respectively, and around areas with slopes greater than 100% or located above 1,100 m altitude, mandatory under the Brazilian Forest Code. It is worth highlighting that these EPA are set to conserve biodiversity and ecosystem services, and cannot be used for direct economic benefit by landowners (Rodrigues et al., 2011).

Figure 2E displays the spatial distribution of crop, eucalyptus plantation, pasture areas, and EPA in the Posses catchment, suggested on scenario 2. Unlike agriculture, eucalyptus plantation and pasture areas where the P fertilizer were suggested according the scenario 1, no P fertilizer were recommended for native forest and EPA. Additionally, for the modified connectivity a value 0.7 was set because of the buffer along all riparian areas.

### **3. Results and discussion**

#### *3.1. Source factors*

Soil test P values ranged from 1.3 to 58.5 mg kg<sup>-1</sup> with mean value of 6.4 ± 4.8 mg kg<sup>-1</sup> over the Posses catchment (Figure 3A). Figure 3A displays the highest soil test P concentrations near stream areas at the lower tract of the catchment. These areas are deposition sites for upland eroded sediments, and the enrichment of P by erosion could explain the higher P content near the stream areas.

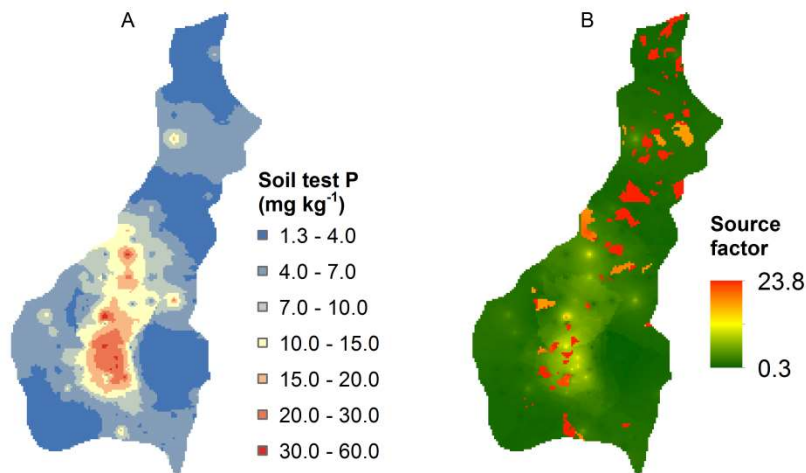


Figure 3. Maps of soil test P and source factor for Posses catchment.

Phosphorus test values ranged from 3.3 to 26.5 mg kg<sup>-1</sup> over the eucalyptus plantation areas. High values could be due to fertilizer applied, such as the mineralization of P from eucalyptus organic matter. In pasture and native forest areas, it was found soil test P values ranged from 1.3 to 58.5 mg kg<sup>-1</sup> and 1.7 to 33.6 mg kg<sup>-1</sup>, respectively. Unlike expected, soil test P average from pasture was higher than native forest areas (Table 5). The wide variety of (soil, landscape position and slope) conditions in these areas can be an explanation for these results.

Soil P ranged from 1.6 to 27.3 mg kg<sup>-1</sup> over the agricultural areas. Despite the highest amount of P fertilizer applied on agricultural areas, they also presented the lowest soil P (Table 5). These lowest P levels could be due to the soil tillage practices employed by small farmers in the agricultural areas. These practices usually break soil aggregates increasing its available charges to adsorbing P by making it unavailable. Due to this, as mentioned before, the fertilizer P must to be applied in a greater quantity than that required by plants to complete its entire cycle (Lima et al., 2014). The breaking of soil aggregates may increase soil susceptibility to erosion and P could have been off-site transported together with detached soil.

Table 5. Average P index factors for each land use within the Posses catchment.

Site characteristics	Land use			
	Agriculture	Eucalyptus plantation	Native forest	Pasture
Source factors				
Soil test P (mg kg <sup>-1</sup> )	5.5 ± 4.2	8.2 ± 5.0	5.8 ± 4.0	6.5 ± 4.9
Fertilizer P rate (kg ha <sup>-1</sup> )	42.4 ± 4.7	21.5 ± 4.3	0.0	0.0
Fertilizer application method <sup>1</sup>	0.4	0.4	-	-
P balance factor <sup>1</sup>	1.2	1.2	-	-
Source factor <sup>1</sup>	21.6 ± 1.5	12.3 ± 2.1	1.2 ± 0.8	1.3 ± 1.0
Transport factors				
Soil loss (Mg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	114.9 ± 50.9	103.8 ± 59.7	17.0 ± 10.0	23.5 ± 12.6
Surface runoff <sup>1</sup>	4.6 ± 1.7	4.5 ± 1.7	4.9 ± 1.7	5.0 ± 1.8
Contributing distance <sup>1</sup>	0.2	0.2	0.2	0.2
Modified connectivity <sup>1</sup>	1.1	1.1	1.1	1.1
Transport factor <sup>1</sup>	27.8 ± 17.1	24.2 ± 14.5	5.6 ± 3.8	7.2 ± 5.4

<sup>1</sup>Dimensionless.

The P source factor presented in Figure 3B and Table 5 suggested that not only the agriculture and eucalyptus plantation areas but also the near stream areas need to be carefully monitored to prevent high P losses. Protection practices and restoration of buffer areas along the riparian zones and springs can be options to reduce off-site erosion impacts at the Posses catchment. In addition to these practices, the management of fertilizer P also can be an option to reduce the risk of P loss to the water courses.

### 3.2. Transport factors

The average soil erosion under current conditions for the studied catchment was 29 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> (Figure 4A). A similar result was reported by Medeiros et al. (2016) for nearly State of São Paulo (30

Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>). Furthermore, 6.5% of the whole catchment area had estimated soil loss rates <5 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, 20.9% had 5 to 15 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, 42.1% had 15 to 30 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, 21.8% had 30 to 50 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, 4.7% had 50 to 100 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>, and the remaining 4.0% had >100 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

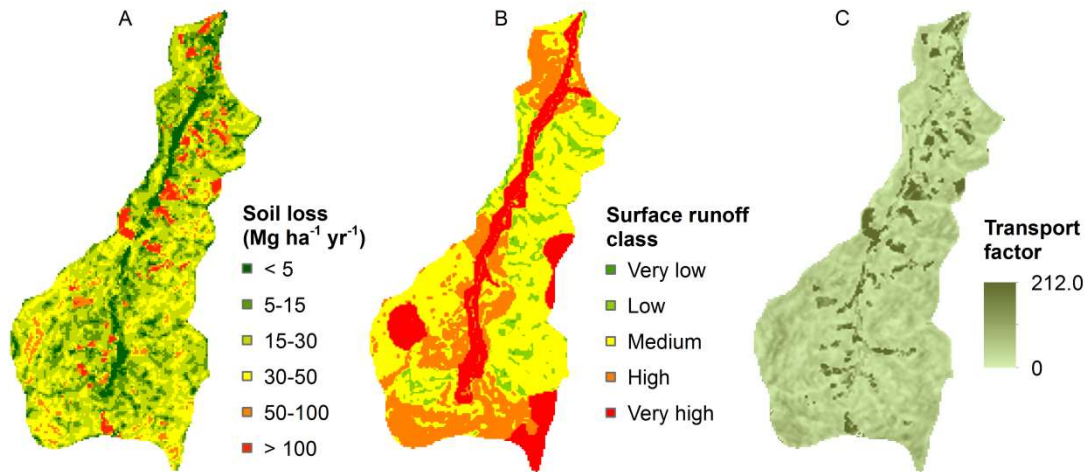


Figure 4. Maps of soil loss, surface runoff and transport factor for Posses catchment.

In this study, it was assumed a single R factor and that no erosion control practices were implemented to mitigate soil losses. Thus, despite the K factor influencing soil losses, the variation of the erosion process was more associated to the LS and C factors (Table 2). The greatest soil erosion rates were located over the agriculture and eucalyptus plantation (Figures 4A and Table 5). The erosion rates in pasture areas were also high, but the C factor value used for such land use might not be able to reflect the spatial variation of this parameter and can be a source of uncertainty in the model. Additionally, the lowest erosion rates for native forest highlight the protection offered by forests against erosion process, once 75% of this land use is on slopes steeper than 20%.

Figure 4B illustrates that most areas (89.8%) were classified as having medium to very high risk of surface runoff while the remaining were classified as having low to very low risk (Figure 4B). The risk varied with soil class, and the highest values were obtained for RL, RY and CX (Figures 2 and 4B). On the near-stream areas the transport factor was more influenced by the surface runoff while on fields located far away from the streams the variations in the transport factor depended more on the soil erosion rates (Figures 4A, 4B and 4C). This emphasizes the effect of surface runoff from the near-

stream areas and reinforces the importance of adding the surface runoff factor in the P index model. Even though soil erosion and surface runoff have been important to the P losses, other factors such as contributing distance and modified connectivity are also important (Table 5).

P transport factor reached a maximum value of 212.0 with mean value of 8.4 over the Poses catchment (Figure 4C). In relation to land use, the highest transport factor values were found in agriculture and eucalyptus plantation areas while the lowest values were found in native forest areas (Table 5). Such values confirmed the high influence of land use on nutrient losses and also indicated the major importance of management practices on agriculture and eucalyptus plantation areas in order to secure environmental quality.

### 3.3. P index for current land use

Spatial distribution of the relative risk of P loss (P index) for the Poses catchment is illustrated in Figure 5. Almost the whole catchment area (91.4%) was classified as having low risk of P loss. The explanation for this is that most of the catchment area is under pasture (Figure 2D), managed without fertilizer addition, in soils that are naturally poor in P (Figure 3A). Furthermore, medium and high P loss risk areas were largely concentrated in near-stream zones.

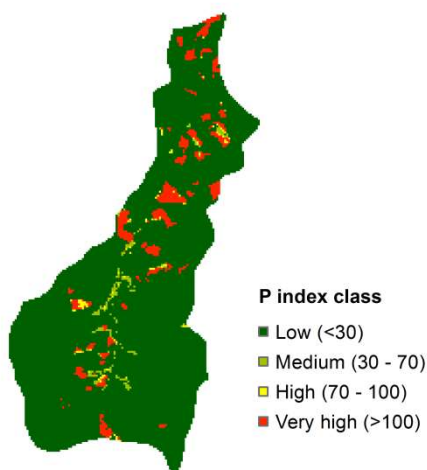


Figure 5. The P index map for Poses catchment.

The very high P index rates were found mainly at agriculture and eucalyptus plantation areas due to the highest source and transport risks (Table 5 and Figure 5). These results may also reflect both the excessive soil tillage that is carried out downslope and the absence of soil conservation practices by landowners, as observed by Lopes et al. (2007). Thus, better management practices can be focused more on these fields than on the other fields. Furthermore, Bechmann et al. (2007) pointed out that the P index limit above which special targeted measures must be implemented depends on the water quality improvements to be established. These approaches can assist the decisions about what and where additional measures of management or monitoring the land use within a catchment should be performed.

### 3.4. P index for simulated scenarios

Although pasture areas in the current scenario had low risk of P loss, changes in land use may occur on these areas due to PES incentives to landowners. The improvement of the nutritional status of the pastures through fertilization may be one of the PES incentives to the livestock farmers. Figure 6A displays how the P index responds to this land use change.

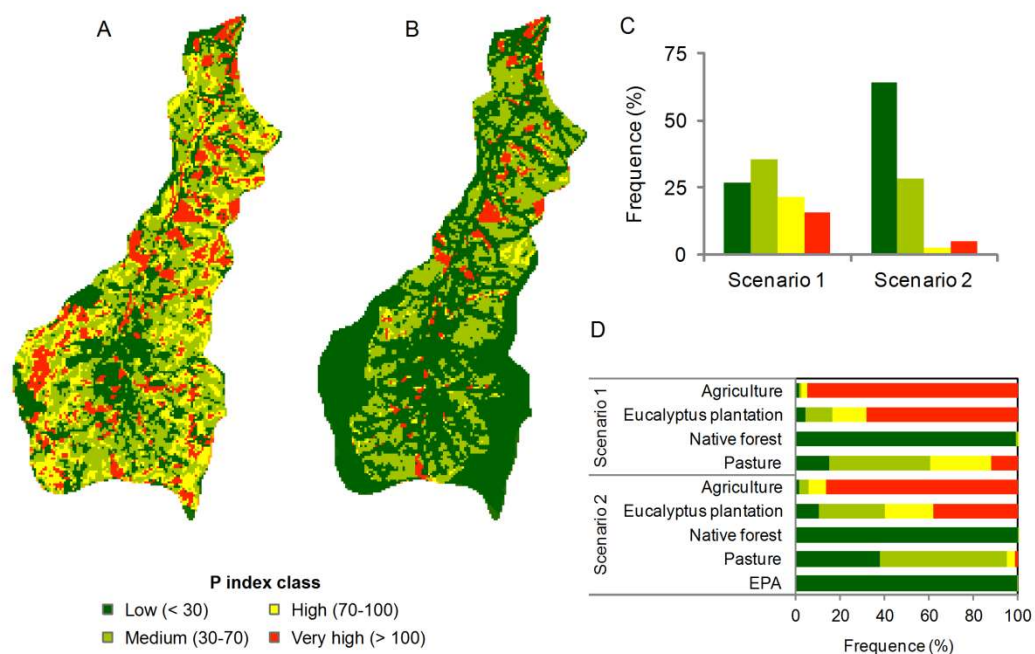


Figure 6. P index maps for scenario 1 and scenario 2, distribution of P index classes into each scenario and average values of P index for land uses at Posses catchment.

In scenario 1, such as in the current land use, a significant portion of the catchment (42.1%) displayed predicted soil losses between 15 and 30 Mg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> (Figure 4A). In this scenario, when transport and source factors were combined to produce the P loss risk, areas under pasture fell into the low (15.1%), medium (45.5%), high (27.1%) and very high (12.3%) categories (Figures 6A and 6D). These results further clarify how pasture areas can become potential P loss risk sites if fertilizer P is applied on these areas without additional soil conservation practices.

In addition to P fertilization, another land use change being encouraged is the incorporation of areas intended for Environmental Protection Areas, referred to in this study as scenario 2. This scenario decreased the risk of P losses in 37.6% of the catchment area in comparison to the scenario 1 (Figures 6A, 6B and 6C). The highest decreases were predicted for high and very high P index classes in pasture areas; and for very high P index class in eucalyptus plantation areas (Figure 6D). These results confirm that the EPA may help the environmental quality maintenance.

The P index has a great potential to be employed by the PES program as a tool for planning and monitoring land use in catchments. However, this model can be improved through additional studies to make it applicable also to other Brazilians catchments.

#### **4. Conclusions**

P index model identified agriculture and eucalyptus plantation areas as being very high P loss risk sites at Posses catchment.

P index model can be employed to predict impacts of land use changes at catchment level and guide actions to improve environmental quality.

P index model can be a good decision support tool to promote judicious use of fertilizers and conservation practices in the Posses catchment.

## 5. Acknowledgements

This work was supported by CAPES; CNPq [305010/2013-1 and 471522/2012-0 processes]; FAPEMIG [PPM00422-13, CAGAPQ01423-11 and CAGAPQ01053-15 processes]; and the Extrema City administration.

## 6. References

- Agência Nacional de Águas – ANA (Brasil), 2008. Programa produtor de água superintendência de usos múltiplos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Albuquerque, A.W., Lombardi Neto, F., Srinivasan, V.S., Santos, J.R., 2002. Manejo da cobertura do solo e de práticas conservacionistas nas perdas de solo e água em Sumé, PB. R. Bras. Eng. Agríc. Ambient. 6, 136-141.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol. Zeitschrift 22, 711–728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507
- Arnold, J.G., Srinivasan, R., Muticah, R.S., Williams, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. J. Am. Water Resour. Assoc. 34, 73–89.
- Avalos, F.A.P., 2016. Variabilidade espacial da erodibilidade do solo e relações com a paisagem na sub-bacia das Posses, Extrema – MG. Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG (M.Sc thesis).
- Beasley, D.B., Huggins, L.F., Monke, E.J., 1980. ANSWERS: a model for watershed planning. Trans. Am. Soc. Agric. Eng. 23, 938–944.
- Bechmann, M.E., Krogstad, T., Sharpley, A.N., 2003. A Phosphorus Index for Norway: justification of factors, in: Diffuse Pollution Conference Dublin. pp. 163–169.
- Bechmann, M.E., Stalnacke, P., Kvaerno, S.H., 2007. Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. Agric. Ecosyst. Environ. 120, 117–128. doi:10.1016/j.agee.2006.05.009

- Berzina, L., Sudars, R., 2010. The concept of phosphorus index for identification of phosphorus loss risk, I-The literature Review. *LLU Raksti* 25: 12-19.
- Buchanan, B.P., Archibald, J.A., Easton, Z.M., Shaw, S.B., Schneider, R.L., Walter, M.T., 2013. A phosphorus index that combines critical source areas and transport pathways using a travel time approach. *J. Hydrol.* 486, 123–135. doi:10.1016/j.jhydrol.2013.01.018
- Campbell, J.M., Jordan, P., Arnscheidt, J., 2015. Using high-resolution phosphorus data to investigate mitigation measures in headwater river catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 453-464.
- Cogo, N.P., Levien, R., Schwarz, R.A., 2003. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. *R. Bras. Ci. Solo* 27, 743-753.
- Dechen, S.C.F., Telles, T.S., Guimarães, M.F., De Maria, I.C., 2015. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia* 74, 224-233. doi:10.1590/1678-4499.0363
- Dedecek, R.A., Resck, D.V.S., Freitas, E., 1986. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em Latossolo Vermelho-Escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. *R. Bras. Ci. Solo* 10, 265-272.
- De Maria, I.C., Lombardi Neto, F., 1997. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. *R. Bras. Ci. Solo* 21, 263-270.
- Desmet, P.J.J., Govers, G., 1996. A GIS Procedure for Automatically Calculating the USLE LS Factor on Topographically Complex Landscape Units. *J. Soil and Water Conserv.* 51, 427-433.
- Desmet, P., Govers, G., 1997. Comment on ‘Modelling topographic potential for erosion and deposition using GIS’. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 11, 603–610.

- Gatiboni, L.C., Smyth, T.J., Schmitt, D.E., Cassol, P.C., Oliveira, C.M.B., 2015. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. *R. Bras. Ci. Solo* 39, 1225-1234. doi:10.1590/01000683rbc20140461
- Eghball, B., Gilley, J.E., 2001. Phosphorus risk assessment index evaluation using runoff measurements. *J. Soil Water Conserv.* 56, 202–206.
- Elzinga, E.J., Sparks, D.L., 2007. Phosphate adsorption onto hematite: an in situ ATR-FTIR investigation of the effects of pH and loading level on the mode of phosphate surface complexation. *J. Colloid Interface Sci.* 308, 53-70.
- Fasching, R.A., 2006. Phosphorus index assessment for Montana. *Ecological Sciences-Agronomy Technical Note 80*. Natural Resources Conservation Service.
- Flynn, R., Sporcic, M., Scheffe, L., 2000. Phosphorus Assessment tool for New Mexico. U.S. Department of Agriculture-Natural Resources Conservation Service (NRCS). *Technical Note Agronomy-57*. Publications Distribution Center, NRCS, Albuquerque, New México.
- Gollamudi, A., Madramootoo, C.A., Enright, P., 2007. Water quality modeling of two agricultural fields in southern Quebec using SWAT. *Trans. Am. Soc. Agric. Biol. Eng.* 50, 1973–1980.
- Guedes, F.M., Seehusen, S.E., 2011. Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.  
[http://www.mma.gov.br/estruturas/202/\\_arquivos/psa\\_na\\_mata\\_atlantica\\_licoes\\_aprendidas\\_e\\_desafios\\_202.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/psa_na_mata_atlantica_licoes_aprendidas_e_desafios_202.pdf) (accessed 06.06.16)
- Jardim, M.H., Bursztyn, M.A., 2015. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Eng. Sanit. Ambient.* 20, 353-360. doi:10.1590/S1413-41522015020000106299
- Johnes, P.J., Heathwaite, A.L., 1997. Modelling the impact on water quality of land use change in agricultural catchments. *Hydrol. Process.* 11, 269–286.

- Knisel, W. G., 1980. CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. United States Department of Agriculture Conservation Research Report No 26, Washington, DC.
- Lemunyon, J.L., Gilbert, R.G., 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* 6, 483–486. doi:10.2134/jpa1993.0483
- Lima, G.C., Silva, M.L.N., Oliveira, M.S., Curi, N., Silva, M.A., Oliveira, A.H., 2014. Variabilidade de atributos do solo sob pastagens e mata atlântica na escala de microbacia hidrográfica. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambient.* 18, 517–526.
- Lopes, F., Merten, G.H., Franzen, M., Giasson, E., Helfer, F., Cybis, L.F.A., 2007. Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. *Rev. Bras. Eng. Agríc. e Ambient.* 11, 312–317.
- Lou, H., Yang, S., Zhao, C., Shi, L., Wu, L., Wang, Y., Wang, Z., 2016. Detecting and analyzing soil phosphorus loss associated with critical source areas using a remote sensing approach. *Sci. Total Environ.* 573, 397–408. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.048
- Mardamootoo, T., Ng Kee Kwong, K.F., Du Preez, C.C., 2013. Assessing environmental phosphorus status of soils in Mauritius following long-term phosphorus fertilization of sugarcane. *Agric. Water Manag.* 117, 26–32. doi:10.1016/j.agwat.2012.10.022
- Medeiros, G.O.R., Giarolla, A., Sampaio, G., Marinho, M.A., 2016. Estimates of annual soil loss rates in the state of São Paulo, Brazil. *Rev. Bras. Ci. Solo* 40, 1–18. doi:10.1590/18069657rbc20150497
- Nelson, N.O., Shoiber, A.L., 2011. Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. *J. Environ. Qual.* 41, 1703–10. doi:10.2134/jeq2012.0342
- NRCS – Natural Resources Conservation Service, 2001. Phosphorus index for Alabama: A planning tool to assess and manage P movement. Auburn: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (Agronomy Technical Note AL-72).

- Ockenden, M.C., Deasy, C., Quinton, J.N., Surridge, B., Stoate, C., 2014. Keeping agricultural soil out of rivers: Evidence of sediment and nutrient accumulation within field wetlands in the UK. *J. Environ. Manage.* 135, 54–62. doi:10.1016/j.jenvman.2014.01.015
- Oliveira, M.F.M., Favaretto, N., Roloff, G., Fernandes, C.V.S., 2010. Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P Index” Estimating P loss potencial by P Index. *Rev. Bras. Eng. agrícola e Ambient.* 14, 267–273.
- Pereira, P.H., Cortez, B., Trindade, T., Mazochi, M.N., 2010. Conservador das Águas: 5 Anos. Extrema: Departamento de Meio Ambiente de Extrema. Extrema-MG, Dept. Meio Ambiente, Extrema.
- Pontes, L.M., Bispo, D.F.A., Silva, M.L.N., Elisei, L.G., Palumbo, T., Gomes, F.J., 2015. Erosividade das chuvas na Sub-bacia Hidrográfica das Posses, Extrema, MG. In...XIX Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, Lavras, MG.
- Renard, K.G., Foster, G.R., 1983. Soil conservation: principles of erosion by water. In: Dregne, H.E., Willians, W.O., eds., *Dryland Agriculture*, Agron. n. 23:155-176, ASA, CSSA, SSSA, Madison.
- Renard, K.G., Foster, G.R., Weesies, G.A., Porter, J.P., 1991. RUSLE: Revised universal soil loss equation. *J. Soil and Water Cons.* 46, 30-33.
- Richards, R.C., Rerolle, J., Aronson, J., Henrique, P., Gonçalves, H., Brancalion, P.H.S., 2015. Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosyst. Serv.* 16, 23–32. doi:10.1016/j.ecoser.2015.09.002
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S., 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *For. Ecol. Manage.* 261, 1605–1613. doi:10.1016/j.foreco.2010.07.005
- Saad, A.M., Silveira, F.T., 2013. Plano municipal de recursos hídricos do município de Extrema. Extrema, Minas Gerais.

Salomons, W, Förstner, U., 2010. Sediments and the —Systeml: from site-specific to regional-scale research — A story of joy in researching dirt ll. *J Soils Sediments* 10, 1436–1439.

Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V.A., Lumbrreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Cunha, T.J.F., Oliveira, J.B., 2013. Sistema brasileiro de classificação de solos, third ed., Brasília: Embrapa.

Santos, R.D., Lemos, R.C., Santos, H.G., Ker, J.C., Anjos, L.H.C., 2005. Manual de Descrição e Coleta de Solo no Campo, fifth ed. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.

Sharpley, A., Beegle, D., Bolster, C., Good, L., Joern, B., Ketterings, Q., Lory, J., Mikkelsen, R., Osmond, D., Vadas, P., 2012. Phosphorus Indices: Why We Need to Take Stock of How We Are Doing. *J. Environ. Qual.* 41, 1711-1719. doi:10.2134/jeq2012.0040

Sharpley, A., Jarvie, H.P., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P., 2013. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *J. Environ. Qual.* 42, 1308-1326.

Sharpley, A.N., McDowell, R.W., Kleinman, P.J.A., 2001. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant Soil* 237, 287–307. doi:10.1023/A:1013335814593

Sharpley, A.N., Weld, J.L., Beegle, D.B., Kleinman, P.J.A., Gburek, W.J., Moore Jr., P.A., Mullins, G., 2003. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *J. Soil Water Conserv.* 58, 137–151.

Schindler, D.W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195, 260-262. doi: 10.1126/science.195.4275.260

Silva, B.P.C., Silva, M.L.N., Batista, P.V.G., Pontes, L.M., Araújo, E.F., Curi, N., 2016. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciência e Agrotecnologia* 40, 432–442.

Silva, M.A., Freitas, D.A.F., Silva, M.L.N., Oliveira, A.H., Lima, G.C., Curi, N., 2013. Sistema de informações geográficas no planejamento de uso do solo. *Rev. Bras. Ciênc. Agrár.* 8, 316–323.

doi:10.5039/agraria.v8i2a2289

Soil Survey Staff, 1999. *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*. 2nd ed. USDA National Resources Conservation Services, Washington DC.

Weld, J.L., Beegle, D.B., Gburek, W.L., Kleinman, P.J.A., Sharpley, A.N., 2003. The Pennsylvania phosphorus index: Version 1, in: *Pennsylvania: Publications Distribution Center, Pennsylvania State University, University Park*2.

Williams, J.R., Jones, C.A., Dyke, P.T., 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng* 27, 129–144.

Xu, N., Christodoulatos, C., Braida, W., 2006. Modeling the competitive effect of phosphate, sulfate, silicate, and tungstate anions on the adsorption of molybdate onto goethite. *Chemos.* 64, 1325-1333.