



DANIELLE VIEIRA GUIMARÃES

**DYNAMICS OF SOIL ORGANIC MATTER AND NUTRIENT
LOSSES BY WATER EROSION IN RELATION TO
MANAGEMENT OF PLANT COVERS IN OLIVE
ORCHARDS IN TROPICAL REGIONS**

LAVRAS – MG

2019

DANIELLE VIEIRA GUIMARÃES

**DYNAMICS OF SOIL ORGANIC MATTER AND NUTRIENT LOSSES BY WATER
EROSION IN RELATION TO MANAGEMENT OF PLANT COVERS IN OLIVE
ORCHARDS IN TROPICAL REGIONS**

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 Doutora.

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva
Orientador

**LAVRAS – MG
2019**

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

Guimarães, Danielle Vieira.

Dynamics of soil organic matter and nutrient losses by water erosion in relation to management of plant covers in olive orchards in tropical regions / Danielle Vieira Guimarães. - 2019.

93 p. : il.

Orientador(a): Marx Leandro Naves Silva.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Olea europaea. 2. índice de manejo de carbono. 3. erosão hídrica. I. Silva, Marx Leandro Naves. II. Título.

DANIELLE VIEIRA GUIMARÃES

**DYNAMICS OF SOIL ORGANIC MATTER AND NUTRIENT LOSSES BY WATER
EROSION IN RELATION TO MANAGEMENT OF PLANT COVERS IN OLIVE
ORCHARDS IN TROPICAL REGIONS**

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 Doutora.

APROVADA em 12 de Março de 2019.

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva	UFLA
Prof. Dr. Nilton Curi	UFLA
Prof. Dr. Junior Cesar Avanzi	UFLA
Prof. Dr. Rafael Pio	UFLA
Profa. Dra. Maria Isidória Silva Gonzaga	UFS

Prof. Dr. Marx Leandro Naves Silva
Orientador

**LAVRAS – MG
2019**

Aos meus pais, por me incentivarem sempre

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Sou grata à vida por, em sua aleatoriedade, me inserir em um lar amoroso, motivador e com suporte para que eu tivesse a opção de escolher um caminho e segui-lo.

Aos meus pais, Ednélia e José Clóvis, por me criarem sob os princípios do amor e por, com muito esforço, me oferecerem educação de qualidade para que hoje eu tenha condições de obter o título de doutorado.

Ao meu irmão, Alex, que compartilha comigo o privilégio de pertencer a essa família e a expandiu com a chegada de Biel, a criança doce e encantadora que sempre colore nossa vida.

Aos meus tios, tias, primas e primos, pela presença, companheirismo, e apoio.

À minha amiga irmã Dayse, por ser presente todos os dias, sejam eles bons ou ruins, seja perto ou longe, e tornar tudo mais leve e possível.

Gratidão às minhas amigas Maíra e Erika que tiveram papel essencial na realização desse trabalho tanto por incentivar e fortalecer minha autoconfiança quanto por compartilhar as inseguranças e dificuldades do caminho que trilhamos. Aos amigos de salinha Adnane, Diego Faustolo, Fabito e Warley, pela amizade, suporte técnico, companheirismo, cafés e por proporcionarem um ambiente de trabalho amigável, cooperativo e construtivo.

Aos amigos de trabalho Pedro, Dione, Lili, Fábio Gomes, Zélio, Tom, Diego, Bárbara e Bernardo. A Fany, pela amizade, a Jéssica que muito trabalhou comigo nas coletas e análises em laboratório, aos alunos de IC Wesley, Otávio e Lívia. Aos colegas de departamento e todos os professores e técnicos do DCS por compartilharem e difundirem conhecimento. A Dirce, pela solicitude e simpatia.

Ao meu orientador, Professor Marx Leandro, pelo essencial apoio e suporte na realização deste trabalho, pela orientação e por incentivar a cooperação e primar pela boa relação orientado-orientador.

Ao professor Nilton Curi, sempre acessível e com importante colaboração para elaboração do presente trabalho, além de transmitir com naturalidade a ciência do solo.

À professora Maria Isidória, responsável pela minha iniciação na ciência do solo e cuja a orientação, profissionalismo e conselhos foram primordiais para minha carreira acadêmica.

Aos membros da banca, Junior Cesar Avanzi, Rafael Pio e aos Suplentes Geraldo César e Djail, por aceitar colaborar com o trabalho e agregar conhecimento para consolidação do mesmo.

Ao departamento de Ciência do Solo, pelo suporte e conhecimento, à UFLA pela estrutura. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes, pela bolsa de estudos, ao Programa de Excelência Acadêmica - Proex (AUXPE 593/201), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Processos 306511-2017-7, 202938/2018-2 e 150698/2017-8) e à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (Processos APQ-00802-18, CAG-APQ 01053-15) pelo apoio e financiamento de pesquisas.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Meu muito obrigada.

*"Fui criado no mato e aprendi a gostar das coisinhas do chão
antes que das coisas celestiais." Manoel de Barros*

RESUMO GERAL

O solo é fonte de nutrientes e água para as plantas, sendo ainda um importante compartimento terrestre de armazenamento de carbono. As perdas de solo, água, carbono e nutrientes por erosão hídrica são potenciais fontes de degradação do solo e do ambiente, sobretudo nas regiões tropicais, onde os solos apresentam naturalmente baixa fertilidade. As características do solo e a vegetação também influenciam na taxa de erosão. Assim, a adoção de práticas conservacionistas pode reduzir as perdas e assegurar a qualidade e produtividade dos solos em cultivos perenes. Para tanto, é necessário conhecer o comportamento de cada cultura no que diz respeito à proteção que esta promove ao solo contra os agentes erosivos para elaborar adequadamente o plano de manejo da área. A Olivicultura é recente em regiões tropicais na América do Sul e os estudos nessa área não avaliam o impacto do cultivo no solo, sobretudo quanto à ocorrência de erosão e às perdas de nutrientes e carbono nessas áreas, havendo ainda uma lacuna a ser preenchida. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar as perdas de nutrientes, carbono e frações da matéria orgânica em solo de parcela experimental de erosão e em sedimento em cultivo de Oliveiras (*Olea Europaea* L.), em região tropical. O experimento encontra-se no pomar da Universidade Federal de Lavras, localizada no município de Lavras, sul de Minas Gerais. O solo foi classificado como Cambissolo e os tratamentos envolveram plantas de cobertura e manejo da vegetação espontânea durante três anos de avaliação. Após cada evento chuvoso, foi coletado o sedimento para análise em laboratório. O estudo da matéria orgânica foi realizado por meio do fracionamento granulométrico para obtenção de matéria orgânica particulada e complexada, frações estas essenciais para determinação do índice de manejo de carbono (IMC). Os macro e micronutriente, presentes no solo do material transportado por erosão, foram determinados via leitura em ICP-EOS, sendo realizada prévia digestão do material sedimentar coletado. Os resultados apontam o IMC como um adequado indicador de qualidade do manejo empregado e a presença de vegetação espontânea na entrelinha como a melhor alternativa para reduzir perdas de carbono e nutrientes na olivicultura.

Palavras-chave: *Olea europaea*. Índice de manejo de carbono. Erosão hídrica.

GENERAL ABSTRACT

Most soils have a large supply of plant nutrients and water, and soil carbon storage is a vital ecosystem service. Soil erosion from water can cause losses of nutrients and organic carbon, causing potential environmental degradation, especially in tropical regions where soils naturally present low fertility. The characteristics of the soil and the surrounding vegetation also influence the rate of erosion. In this respect, conservation practices can reduce losses and ensure the quality and productivity of soils. However, it is of great importance to know the behavior of each crop with respect to the protection that it promotes the soil against erosive agents in order to adequately elaborate the management plan of the area. Olivicultura is recent in tropical regions in South America and most studies on olive cultivation do not assess the impact of the crop on the soil, especially regarding the occurrence of erosion and nutrient and carbon losses in these areas. Thus, there is still a gap to be filled. In this context, the present study aimed to evaluate nutrient, carbon, and organic matter fractions in samples from an experimental plot of erosion and sediment cultivated with Olive (*Olea europaea*), in tropical regions. The experiment was conducted in the orchard of the Federal University of Lavras, south of Minas Gerais state, Brazil. The soil was classified as Cambisol and the treatments involved cover plants and spontaneous vegetation management, during three years of evaluation. After each rainy event, sediment samples were collected for laboratory analysis. Granulometric fractionation was applied to obtain particulate and complex organic matter, which are essential for determining the carbon management index (CMI). After digestion, macro and micronutrients were determined ICP-OES. The results showed that CMI is an adequate indicator of the quality of the applied management and the presence of spontaneous vegetation in the line is the best alternative to reduce losses of carbon and nutrients in olive cultivation.

Keywords: *Olea europaea*. Carbon management index. Water erosion.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
REFERÊNCIAS	24
SEGUNDA PARTE	28
ARTIGO 1: RELATIONSHIP BETWEEN SOIL ORGANIC MATTER FRACTIONS AND COVER PLANTS IN OLIVE POST PLANTING	28
INTRODUCTION	29
MATERIALS AND METHODS	31
RESULTS AND DISCUSSION	37
CONCLUSIONS	44
ACKNOWLEDGEMENTS	44
REFERENCES	45
ARTIGO 2: DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E PERDAS DE NUTRIENTES POR EROÇÃO HÍDRICA EM SISTEMAS DE MANEJO DAS PLANTAS DE COBERTURA EM CULTIVOS DE OLIVEIRAS EM REGIÕES TROPICAIS	49
INTRODUÇÃO	52
MATERIAIS E MÉTODOS	56
RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
CONCLUSÕES	88
AGRADECIMENTOS	89
REFERÊNCIAS	90

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

O solo é resultado da interação entre o material de origem, o clima, o relevo e os organismos ao longo do tempo, apresentando certa resiliência a perturbações, mas estando sujeito a degradação. O processo erosivo, quando ocorre em uma intensidade que supera a taxa de formação do solo, é potencialmente degradador e oferece risco tanto do ponto de vista ambiental quanto econômico. Deste modo, é importante a adoção de práticas conservacionistas em culturas agrícolas e florestais.

Uma das consequências da erosão é o comprometimento da qualidade da água e de corpos hídricos, podendo causar eutrofização, assoreamento de rios e poluição de lençóis freáticos, ameaçando o equilíbrio natural dos ecossistemas.

A retirada de nutrientes e água via escoamento superficial decorrente do processo erosivo tem impacto econômico negativo nos cultivos agrícolas e florestais, uma vez que os custos com a construção da fertilidade são altos, sobretudo nos solos tropicais que tendem a apresentar baixa fertilidade natural. A camada superficial do solo, a mais fértil, é a que sofre com maior intensidade as perdas de qualidade química, física e biológica em decorrência da erosão, sobretudo perdas da matéria orgânica e carbono do solo devido à baixa densidade deste material.

As práticas agrícolas que não priorizam a conservação do solo podem alterar o equilíbrio natural do meio e expor o solo a agentes erosivos. A adoção de práticas conservacionistas como cultivo de plantas de cobertura protege o solo do impacto da gota de chuva e promove melhorias na sanidade do meio, tanto por favorecer a agregação do solo, devido ao afeito dos compostos orgânicos oriundos da decomposição da matéria orgânica, quanto por disponibilizar nutrientes.

O conhecimento do impacto dos cultivos no meio é primordial no planejamento conservacionista. A olivicultura em regiões tropicais na América

do Sul está em expansão e as pesquisas que a envolvem atentam apenas para a produção e manejo, com pouco conhecimento quanto ao impacto desse cultivo para o meio, sobretudo o solo. A exposição a agentes erosivos nas entrelinhas do plantio se intensifica quando práticas conservacionistas não são adotadas.

Neste contexto, o objetivo geral deste trabalho foi avaliar a dinâmica do carbono e as perdas de nutrientes em solo e sedimento de parcela experimental de erosão em área cultivada com oliveiras em região tropical. Os objetivos específicos foram: Quantificar as perdas de carbono e suas frações físicas em parcelas cultivadas com Oliveira sob diferentes manejos; Determinar o índice de manejo de carbono em parcelas cultivadas com Oliveira sob diferentes manejos; Quantificar as perdas de nutrientes no solo das parcelas e no sedimento de área cultivada com Oliveira (*Olea europaea*) sob diferentes manejos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Cultivo de Oliveira

O interesse mundial no azeite de oliva e na azeitona, produtos oriundos da olivicultura, torna o Brasil grande consumidor e importador desses produtos, sendo o maior da América do Sul e importando principalmente da Argentina, Espanha e Portugal, totalizando um gasto com importação do azeite equivalente a 31,10 milhões de dólares em 2015. O consumo e importação de azeite de oliva e azeitona no país tiveram um incremento de 120 e 45%, respectivamente, entre 2001 e 2010, sendo o oitavo maior importador destes produtos no mundo (MAPA, 2015; SANTOS et al., 2015; ZAMBON et al., 2018). Este aumento na procura, sobretudo do azeite, se deve aos benefícios do consumo do óleo para a saúde humana.

Com a alta demanda nacional pelos produtos derivados da oliveira, há interesse por parte dos agricultores na olivicultura. O principal limitante para a expansão deste cultivo no Brasil é a temperatura, uma vez que a planta precisa de inverno com temperaturas entre 5 e 7° C, com variações entre o dia e a noite de 4 a 18° C. Quanto à fertilidade, os solos brasileiros não são limitantes por ser a oliveira considerada uma planta rústica, pouco exigente em termos nutricionais, mas demandando solos com boa aeração, drenagem e profundidade (BERTONCINI; PRELA-PANTANO; TERAMOTO, 2012)

Os estudos envolvendo o cultivo da oliveira, tanto no Brasil quanto nos demais países, têm foco maior na produção e no manejo (FERREIRA et al., 2015), havendo ainda escassez de informações quanto aos impactos gerados pela olivicultura no meio, sobretudo no solo.

A oliveira quando jovem apresenta área foliar pequena e, considerando a fase adulta, necessidade fisiológica de baixa densidade populacional para produzir frutos com regularidade, oferecendo pouca proteção ao solo. Por outro lado, acredita-se que a presença de plantas forrageiras ou leguminosas associadas comprometa o desenvolvimento da cultura (MARTINS et al., 2015), levando a práticas onde, somada à habitual acentuada inclinação do terreno,

tornam o sistema vulnerável aos agentes erosivos, com elevadas perdas de solo por erosão hídrica (FERNANDEZ-ROMERO et al., 2016).

Em levantamento de publicações sobre erosão em oliveais, realizado por Sastre et al. (2017), foi verificado predomínio destes estudos em território espanhol, seguido por Itália e Grécia, havendo carência de trabalhos relacionados ao tema nos trópicos. Os autores afirmam ainda que, após um ano do plantio da oliveira, o estabelecimento da copa é suficiente para reduzir a geração de sedimentos a um nível considerado tolerável, indicando o primeiro ano da cultura como o mais crítico para ocorrência de erosão e, portanto, o que demanda maior controle do processo erosivo.

2.2 O solo

A definição de solo depende do ponto de vista do pesquisador. Podendo ser interpretado por um Engenheiro Civil como um material com características que conferem capacidade para suporte de cargas, enquanto para um pedólogo, trata-se do resultado de interações ambientais, sendo um corpo tridimensional dinâmico e heterogêneo. Em termos agrícolas, o solo pode ser compreendido como suporte para produção de plantas economicamente rentáveis (KER et al., 2012).

As ações antrópicas, de modo geral, podem levar ao desequilíbrio entre as taxas de pedogênese e as de erosão, resultando em processos erosivos que degradam o solo. Aqui faz-se importante considerar que, a curto prazo, os solos não são renováveis e as práticas agrícolas que desconsideram a conservação do solo tornam o processo erosivo mais intenso e acelerado, com prejuízos econômicos e ambientais devido às perdas de água, matéria orgânica e nutrientes (AYER et al., 2015).

Sendo assim, os sistemas de produção agrícolas podem degradar o solo e comprometer sua produtividade quando o uso e planejamento da terra não são adequados. Culturas agrícolas implantadas em antigas áreas de florestas tendem a alterar o equilíbrio ambiental e as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo em uma velocidade e intensidade que variam com o manejo do solo e com as condições climáticas (RESENDE et al., 2015).

A erosão é o principal processo causador da degradação dos solos e esta, por sua vez, equivale às perdas da qualidade natural, física e bioquímica do solo, que resulta em danos socioambientais devido às perdas da camada produtiva do solo. Entretanto, apesar da significativa colaboração das atividades agrícolas não-conservacionistas para o processo erosivo acelerado, este varia ainda de acordo com o relevo, a declividade, as características do solo, e o tipo de cobertura vegetal em questão, sendo então o processo regido pela interação de diversos fatores (FANTINELL; BENEDETTI, 2016).

Considerando o efeito degradante da erosão do solo nas propriedades físicas, químicas e biológicas do mesmo, bem como sua potencial contribuição para redução da produtividade dos sistemas agrícolas, a compreensão do processo erosivo é de grande importância para a sustentabilidade dos sistemas.

2.2.1 Erosão hídrica

O processo erosivo é caracterizado pela ação da água e do vento no desprendimento e arraste das partículas do solo; tal processo pode ser natural, conhecido como erosão geológica, ou intensificado pela interferência das atividades antrópicas, denominado erosão acelerada, que pode promover a degradação ambiental, assorear corpos d'água, reduzir a aptidão agrícola do solo, eutrofizar águas e alterar propriedades físicas, químicas e biológicas essenciais para que o solo desempenhe suas funções básicas, comprometendo assim a qualidade edáfica.

Considerando os sistemas agrícolas, os processos erosivos causam problemas tanto no seu local de origem quanto fora dele, ou na área de sedimentação, impactando a produtividade do solo, a segurança alimentar e a resiliência da biodiversidade local (MOURA BUENO et al., 2018). Adicionalmente, esse processo implica na deposição de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica em corpos d'água, oferecendo riscos de contaminação por fertilizantes e pesticidas usados nas culturas agrícolas. Como consequência, tem-se o assoreamento e redução da quantidade de água disponível, eutrofização e redução da qualidade da água (MARIOTI et al., 2013).

As atividades humanas tornam os processos erosivos mais intensos ao suprimir a vegetação e a camada superficial do solo, a qual é geralmente mais rica em matéria orgânica. Como consequência, gera alteração da qualidade e do regime de vazão do sistema hídrico, o que causa desequilíbrios nos ecossistemas, tanto funcionalmente quanto na sua forma (ESCOBAR et al., 2017). Neste cenário, a busca por práticas que reduzam a ocorrência da erosão é indispensável para a sustentabilidade do sistema de produção.

A manutenção da cobertura vegetal do solo e práticas de terraceamento são exemplos de manejo conservacionista que podem reduzir as perdas de solo por erosão. De acordo com Cantalice et al. (2009), a cobertura vegetal preservada na superfície do solo é eficiente na redução das perdas de solo por erosão por evitar o impacto das gotas de chuva e dissipar sua energia cinética, reduzindo o escoamento superficial e aumentando a rugosidade hidráulica da superfície do solo, resultando na redução da velocidade da enxurrada.

O conhecimento do processo erosivo mostra que a erosão hídrica tem potencial efeito degradante não somente no solo e nas culturas, mas também na qualidade da água, destacando assim a importância de estudar tal fenômeno tanto visando a conservação da água doce, recurso escasso, quanto a conservação da produtividade do solo. Dentre as consequências da erosão, ganham destaque: perdas de água e solo, nutrientes, matéria orgânica e prejuízos econômicos, este último representado, principalmente, pelas perdas via escoamento de nutrientes oriundos da adubação (DECHEN et al., 2015).

2.2.2 Perdas de Nutrientes

Entende-se perda de água por erosão hídrica como a quantidade de água da chuva não infiltrada e não retida, com ausência de processos de retenção e detenção superficial nas zonas de armazenamento do solo durante a ocorrência de um evento erosivo. Deste modo, a água escoam superficialmente em maior velocidade. Quanto à perda de solo por erosão hídrica, trata-se da remoção de solo da superfície, em uma determinada área, pela ação da enxurrada, havendo deposição do material erodido em uma área de sedimentação (PORTELA et al., 2011).

Tais perdas apresentam implicação sobre a fertilidade do solo, representada pela disponibilidade de nutrientes para as plantas, sendo ainda mais acentuada devido a maior tendência de remoção das camadas superficiais, que são as mais férteis, pelo processo erosivo (OLIVEIRA et al., 2013).

A perda da fertilidade do solo, em termos de magnitude, pode ser comparada à exportação dos nutrientes no sistema produtivo pela colheita, variando quantitativamente entre cada elemento, a exemplo do fósforo que é perdido principalmente junto com as partículas coloidais em que está adsorvido, enquanto o nitrogênio, quando na forma de nitrato ou nitrito, é perdido em solução pela água do escoamento superficial devido à sua grande solubilidade destas formas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2013).

Quando o nutriente está presente no solo em baixas concentrações, a sua perda por erosão tende a também ser baixa, conforme verificado por estudo desenvolvido por Chick et al. (2000) em que a perda total de fósforo no sedimento da erosão foi menor devido às baixas concentrações do nutriente no solo. Os autores observaram também que a perda de potássio no sedimento foi maior do que a de fósforo devido à maior solubilidade do primeiro, além de ser encontrado em quantidades maiores, sendo facilmente transportado.

O citado estudo mostra ainda que nutrientes como cálcio e magnésio são perdidos junto ao sedimento da erosão, sobretudo o cálcio que, assim como o fósforo, é adsorvido aos coloides do solo e facilmente transportado pelas partículas. Deste modo, ainda que a adição de cálcio e magnésio seja em grandes quantidades, as perdas destes nutrientes por erosão podem tornar o solo novamente ácido mais rapidamente.

Em contrapartida, estudo realizado por Oliveira et al. (2015a) mostrou que as quantidades de cálcio perdidas em água são três vezes maiores àquelas perdidas no sedimento (Tabela 1). Mas, de modo geral, as concentrações dos nutrientes em água da enxurrada foram inferiores às do solo e dos sedimentos, indicando assim que as perdas por erosão são mais relacionadas com os sedimentos devido à adsorção e baixa solubilidade dos elementos.

Tabela 1- Quantidades perdidas de alguns nutrientes nos sedimentos e na água da enxurrada.

Local	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn
	-----kg ha ⁻¹ -----							
Sedimento	0,24	12,84	7,3	2,69	2,14	0,24	0,21	0,22
Água	0,16	8,56	23,19	0,29	1,27	0,02	0,01	0,08

Fonte: OLIVEIRA et al., 2015a.

O estudo apontou ainda um enriquecimento do sedimento por Zn, uma vez que, segundo os autores, este elemento esteve mais presente no sedimento que no solo da parcela, sendo problemático no que diz respeito ao poder contaminante do elemento no ambiente de deposição.

De modo semelhante, Oliveira et al. (2015b) observaram concentrações de zinco na água do escoamento superficial acima do limite estabelecido pela resolução 357 do CONAMA para água doce na Classe I, sendo explicado pelos autores como reflexo da baixa mobilidade do zinco no perfil do solo, favorecendo o acúmulo deste na superfície do solo e, assim, sendo facilmente transportado pela água da enxurrada.

Assim como o zinco, a presença de amônio no sedimento ou na água do escoamento superficial apresenta potencial impacto negativo nas áreas de deposição devido aos seus efeitos poluentes. O estudo de Oliveira et al. (2015b) encontrou ainda concentrações de NH⁴⁺ no escoamento superficial superiores ao limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA para a mesma classe de água, o que provavelmente se deve ao fato de que há uma tendência do amônio ficar retido no solo pela troca de cátions e assim ser adsorvido nas partículas, o que o torna mais propenso à ação dos processos erosivos.

Os teores de nitrogênio perdidos na água do escoamento superficial são influenciados ainda pela quantidade do elemento no solo, como observado por Barbosa et al. (2009), os quais concluíram que os teores de N-NH⁴⁺ e N-NO³⁻ na água da enxurrada são explicados em 81% pelos teores de nitrogênio mineral da camada superficial do solo (0 a 2,5 cm).

Entretanto, dependendo do sistema de manejo em que o solo é submetido, as concentrações de nutrientes no sedimento podem ser superiores às encontradas no próprio solo, o que se deve a textura do material oriundo da erosão que tende a ser mais rico em silte e argila do que o próprio

solo fonte e o transporte desse material é facilitado devido a sua granulometria. O carbono orgânico pode seguir a mesma tendência de remoção devido à alta concentração de matéria orgânica na camada superficial do solo, e esta é ainda mais propensa à erosão devido a sua baixa densidade (CHICK et al., 2000; BERTOL et al., 2004).

As perdas de carbono orgânico pelos processos erosivos são ainda mais preocupantes do ponto de vista ambiental, uma vez que dois terços de carbono do planeta estão em ecossistemas terrestres, tornando o armazenamento do C no solo um componente chave do ciclo global do carbono (LEIFHEIT et al., 2016). Neste aspecto, torna-se de grande interesse o entendimento da influência dos processos erosivos nos estoques de carbono dos solos.

2.2.3 Matéria Orgânica do Solo

Nos solos tropicais, o intenso intemperismo e a baixa fertilidade natural, que tendem a ser baixas, fazem com que a matéria orgânica do solo (MOS) tenha fundamental importância. Entretanto as características climáticas de diversas regiões brasileiras aceleram o processo de decomposição e mineralização da matéria orgânica, problema agravado pelo manejo inadequado do solo que potencializa a mineralização e aumenta a emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera (SILVA et al., 2015).

A contribuição da matéria orgânica vai além do incremento na fertilidade e nas características químicas do solo, sendo eficaz também na promoção da sua qualidade física. Deste modo, a contínua adição de matéria orgânica, tanto pelos resíduos das culturas quanto pelas excreções radiculares, resulta em melhor estruturação do solo devido à ação agregante e estabilizante dos seus subprodutos constituídos por moléculas orgânicas em diferentes fases de decomposição (GOMES et al., 2015)

O processo erosivo promove a desestruturação do solo, e esta, por sua vez, pode resultar em uma menor produtividade das culturas em razão de mudanças na retenção de água no solo, na difusão do oxigênio e na resistência do solo à penetração das raízes. Solos bem estruturados e com boa estabilidade de agregados são favoráveis ao crescimento vegetal e, nestas condições,

tendem a apresentar balanço adequado de macro e microporos, boa aeração e, sobretudo, boa capacidade de retenção de água (TOFANELLI et al., 2011; GUIMARÃES et al., 2014). Neste aspecto, a presença da matéria orgânica é de grande importância para a mitigação do processo erosivo, tanto do ponto de vista da agregação quanto pela recuperação da sanidade de solos degradados.

A determinação do teor de MOS é dificultada em função das análises de rotina quantificarem apenas materiais orgânicos que acompanham as partículas do solo. Para facilitar então os estudos, considera-se que 58% da MOS equivale ao carbono (RESENDE et al., 2015). Sendo assim, a quantificação do carbono orgânico total pode refletir variações dos teores de matéria orgânica, apresentando eficácia na avaliação de manejos potencialmente degradantes ao solo.

De acordo com Bayer e Bertol (1999), apesar de eficiente, os estudos sobre o efeito do manejo nos solos através da quantificação de carbono total e MOS indicam que é necessário um longo período de tempo para que alteração no teor de matéria orgânica seja detectada, sendo necessários estudos adicionais. A determinação das frações da MOS é mais eficiente por apresentar maior sensibilidade, a curto prazo, aos impactos das atividades antrópicas quando comparadas a outros atributos do solo e é mais adequada até mesmo que o carbono orgânico total (LEITE et al., 2015; SANTOS et al., 2017).

Neste contexto, o fracionamento físico da matéria orgânica do solo tem sido comum nos estudos em ciência do solo a nível nacional e internacional, possibilitando a separação de compartimentos com diferentes dinâmicas e funções no solo e permitindo avaliar a relação existente entre a localização e a composição da MOS na estrutura (CONCEIÇÃO et al., 2015)

As frações físicas da MOS são classificadas em particulada, ou fração lábil, e complexada, onde a primeira corresponde à parte da matéria orgânica composta por materiais de fácil decomposição ou carbono não protegido, o que inclui materiais parcialmente decompostos, resíduos microbianos, células vivas e produtos de transformação. Já a segunda equivale à fração estável, associada aos minerais. Esta diferença entre as frações ocorre em virtude do carbono orgânico se encontrar armazenado em diferentes compartimentos do solo, variando de acordo com o estágio de degradação da matéria orgânica.

Segundo Rangel e Silva (2007), o fracionamento físico da matéria orgânica detecta de maneira eficaz as alterações causadas pelo manejo do solo, sendo ainda mais sensível a estas variações do que o fracionamento químico.

Segundo Freixo et al. (2002), predomina na matéria orgânica a fração associada às partículas minerais do solo, a qual equivale a um compartimento com alta resistência à transformação ou ao ataque microbiano. Esta fração equivale à matéria orgânica complexada, a qual é pouco afetada pelo manejo do solo devido a sua proteção química e física; trata-se da MOS mais estável, que é constituída, geralmente, por materiais mais humificados, estabilizados pela ligação direta entre as frações orgânicas e minerais (GOLCHIN et al., 1994).

Em proporções menores, a fração da matéria orgânica constituída principalmente por resíduos vegetais, pode estar livre ou presente no interior de agregados instáveis, denominada fração leve-livre, ou matéria orgânica particulada ou matéria orgânica não complexada (FREIXO et al., 2002). Esta fração tende a estar livre, ou não associada com os minerais do solo. A matéria orgânica particulada é, portanto, facilmente acessada pelos microrganismos do solo e alterada por práticas agrícolas. Assim, é mais sensível ao manejo e favorece a avaliação da qualidade do solo.

A partir do fracionamento granulométrico da MOS, é possível obter índices que auxiliam na avaliação da qualidade do solo, como o Índice de Manejo de Carbono (IMC), o qual reflete a labilidade e o estoque de carbono no solo, sendo amplamente utilizado como um indicador sensível da taxa de variação do Carbono Orgânico Total (COT) em resposta às mudanças no manejo do solo (ZHAO et al., 2014). Estudo realizado por Kunde et al. (2016) comparando tratamentos em canaviais com 1, 3 e 5 anos de implantação, observou ausência de diferença significativa do IMC e do índice de labilidade (IL) entre os anos, mostrando, portanto, a mesma eficiência na avaliação de sistemas de cultivo tanto com um quanto com cinco anos de implementação.

O incremento de MOS ao sistema é indispensável a um manejo conservacionista, devido a melhoria da qualidade do solo. Dentre as práticas consideradas conservacionistas de caráter vegetativo, destaca-se o uso de

plantas de cobertura, destinadas a manter a cobertura vegetal na superfície do solo durante o período chuvoso (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2013).

2.2.4 Consórcio com plantas de cobertura

Como estratégia de fornecimento de MOS, favorecimento da fertilidade e proteção ao solo da entrelinha, o uso de plantas de cobertura tem se mostrado eficiente na redução tanto das perdas de solo via erosão hídrica quanto dos efeitos degradantes da erosão. Essa estratégia se torna mais importante em áreas tropicais, onde a alta temperatura e o período chuvoso concentrado acelera a decomposição da matéria orgânica e compromete a manutenção da cobertura vegetal na superfície do solo (COLLIER et al., 2011).

Dentre os benefícios das culturas de cobertura, Tribouillois, Cohan e Justes (2016) destacam o fornecimento de serviços ecossistêmicos relacionados ao manejo do nitrogênio, redução da lixiviação e poluição da água, além de aumentar a disponibilidade de N do solo de modo a reduzir a aplicação de fertilizantes e produzir um efeito de adubação verde.

Além da influência na construção da fertilidade do solo, o consórcio de plantas pode ser considerada também um promotor da qualidade do sistema por tornar eficiente o uso da luz, da água e dos nutrientes, uma vez que as plantas apresentam distribuição heterogênea de porte aéreo e sistema radicular, favorecendo a interceptação de luz e aumentando a área de solo explorada em diferentes profundidades (BARRETO; FERNANDES, 2005).

Para a conservação do solo, o recomendável é a escolha do consórcio com plantas de cobertura que apresentem menor taxa de decomposição, de modo a manter o solo protegido por mais tempo e que favoreçam a imobilização dos nutrientes da biomassa para o solo, garantindo uma liberação gradativa. Neste sentido, o consórcio com leguminosas e gramíneas tem mostrado melhorias significativas aos sistemas (PERIN et al., 2010)

REFERÊNCIAS

- AYER, J. E. B. et al. Erosão hídrica em Latossolos Vermelhos distróficos. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 45, n. 2, p. 180-191, abr./jun. 2015.
- BARBOSA, F. T. et al. Teor de nitrogênio solúvel na água de erosão hídrica em cultura de aveia e ervilhaca em três formas de semeadura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 439-446, abr. 2009.
- BARRETO, A. C.; FERNANDES, M. F. **Adubação verde com leguminosas em cultivo intercalar com a cultura do milho**. Aracaju: Embrapa, 2005. 15 p. (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 7).
- BAYER, C.; BERTOL, I. Características químicas de um Cambissolo húmico afetadas por sistema de preparo, com ênfase à matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 687-694, set. 1999.
- BERTOL, I. et al. Erosão hídrica em um Nitossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. II – perdas de nutrientes e carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 6, p. 1045-1054, dez. 2004.
- BERTONCINI, E. I.; PRELA-PANTANO, A.; TERAMOTO, J. R. S. Cultivo de oliveiras no estado de São Paulo. In: ENCONTRO DA CADEIA PRODUTIVA DA OLIVICULTURA, 3., 2012, Campinas. **Anais...** Campinas: IAC, 2012. p. 8-16.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 8ª ed. São Paulo: Ícone, 2013. 354 p.
- CANTALICE, J. R. B. et al. Hidráulica e taxas de erosão em entressulcos sob diferentes declividades e doses de cobertura morta. **Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 2, p. 68-74, abr./jun. 2009.
- COLLIER, L. S. et al. Consórcio e sucessão de milho e feijão-de-porco como alternativa de cultivo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 41, n. 3, p. 306-313, jul./set. 2011.
- CONCEIÇÃO, P. C. et al. Eficiência de soluções densas no fracionamento físico da matéria orgânica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 2, p. 490-497, abr. 2015.
- DECHEN, S. C. F. et al. 2015. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, Campinas, v. 74, n. 2, p. 224-233, jun. 2015.

ESCOBAR, F. B. et al. Avaliação da degradação de uma área da usina de balbina como subsídio para recuperação e conservação ambiental, na Amazônia. **Caminhos de geografia**, Uberlândia, v. 18, n. 62, p. 1-12, jun. 2017.

FANTINELL, R. A.; BENEDETTI, A. C. P. Avaliação dos fatores influentes na vulnerabilidade à erosão do solo por meio de decisão multicritério e de técnicas de geoprocessamento no município de Piratini-RS. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 38, n. 1, p. 156 – 163, jan. 2016.

FERNANDEZ ROMERO, M. L. et al. Soil quality assessment based on carbon stratification index in diferente olive grove management practices in Mediterranean áreas. **Catena**, Amsterdã, v. 137, n. 1, p. 449-458, fev. 2016.

FERREIRA, G. M. et al. Fungos micorrizicos arbusculares no desenvolvimento de mudas de oliveira (*Olea europaea* L.) cultivadas no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 2, p.361-366 jan./abr. 2015.

FREIXO, A. A. et al. Propriedades espectrais da matéria orgânica leve-livre e leve intra-agregados de dois Latossolos sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 445-453, abr. 2002.

GOMES, R. L. R. et al. Propriedades físicas e teor de matéria orgânica do solo sob diferentes coberturas vegetais. **Revista Montes Belos**, São Luís de Montes Belos, v. 8, n. 5, p. 74-139, 2015.

GOLCHIN, A. et al. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid state ¹³C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v. 32, n. 2, p. 285-309, jan. 1994.

GUIMARÃES, D. V. et al. Impacto do cultivo de citros sobre a qualidade física de um Argissolo amarelo em Sergipe. **Caatinga**, Mossoró, v. 27, n. 3, p. 183-189, jul./set. 2014.

KER, J. C. et al. **Pedologia: Fundamentos**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2012. 342 p.

KUNDE, R. J. et al. Frações físicas da matéria orgânica em Latossolo cultivado com cana-de-açúcar no Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n.9, p. 1520-1528, set. 2016.

LEIFHEIT, E. F. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi reduce decomposition of woody plant litter while increasing soil aggregation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 81, p. 323-328, fev. 2015.

LEITE, L. F. C. et al. Variabilidade espacial das frações da matéria orgânica do solo em área degradada sob recuperação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 19, n. 4, p. 394–401, mar. 2015.

MARIOTI, J. et al. Erosão hídrica em semeadura direta de milho e soja nas direções da pendente e em contorno ao declive, comparada ao solo sem cultivo e descoberto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 1361-1371, out. 2013.

MARTINS, L. M. et al. 2015 Crescimento inicial de mudas de oliveira em competição com plantas daninhas. **Agrarian**, Dourados, v. 8, n. 28, p. 124-132, 2015.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. **Balança Comercial do Agronegócio – Março/2015**. Brasília: Secretaria de Relações Internacionais do Agronegócio, 2015.

MOURA BUENO, J. M. et al. Erosão em áreas de encosta com solos frágeis e sua relação com a cobertura do solo. **Revista Scientia Agraria**, Curitiba, v. 19, n. 1, p. 102-112, jan./mar. 2018.

OLIVEIRA, L. C. et al. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica em uma estrada florestal na Serra Catarinense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 655-665, jul./set. 2015a.

OLIVEIRA, J. G. R. et al. Perda de Solo e Água e Riscos Ambientais da Concentração de Nutrientes no Escoamento Superficial em Solo Cultivado no Sistema de Plantio Direto e Submetido a Adubações Orgânicas e Mineral. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 8, n. 1, p. 093-112, 2015b.

OLIVEIRA, L. C. et al. Erosão hídrica em plantio de pinus, em estrada florestal e em campo nativo. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 44, n. 2, p. 239 – 248, abr./jun. 2013.

PERIN, A. et al. Acúmulo e liberação de P, K, Ca e Mg em crotalária e milheto solteiros e consorciados. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 57, n. 2, p. 274-281, abr. 2010.

PORTELA, J. C. et al. Hidrogramas e sedimentogramas associados à erosão hídrica em solo cultivado com diferentes sequências culturais, com diferentes condições físicas na superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, n. 1, p. 225-240, fev. 2011.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 6, p. 1609-1623, dez. 2007.

RESENDE, M. et al. **Pedologia: Base de distinção de ambientes**. 4ª ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2002. 338 p.

SANTOS, F. F. et al. Relações entre viabilidade, vigor e cultivo in vitro de embriões e sementes de oliveira (*Olea europaea* L.). **Revista Brasileira de Biociência**, Porto Alegre, v. 13, n. 3, p. 130-133, jul./set. 2015.

SANTOS, F. A. S. et al. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 18, n. 2, p. 43-53, abr./jun. 2017

SASTRE, B. et al. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. **Journal of Soils and Sediments**, North Andover, v. 17, n. 3, p. 873–888, mar. 2017.

SILVA, V. M. et al. Estoques de Carbono e Nitrogênio e Densidade do Solo em Sistemas de Adubação Orgânica de Café Conilon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 1436-1444, mai. 2015.

TOFANELLI, M. B. D.; SILVA, T. O. **Manejo ecológico e conservação dos solos e da água no estado de Sergipe**. 1º ed. São Cristóvão: Editora UFS, 2011. 358 p.

TRIBOUILLOIS, H.; COHAN, J. P.; JUSTES, E. Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: assessment combining experimentation and modelling. **Plant and Soil**, Haia, v. 401, n. 1, p. 347–364, abr. 2016.

ZAMBON, C. R. et al. Abnormalities induced by agricultural pesticides in the microsporogenesis of olive tree (*Olea europaea* L.) cultivars. **Plant Biosystems**, Roma v. 153, n. 1, p. 68-76, mai. 2018.

ZHAO, F. et al. 2014. Stratification of carbon fractions and carbon management index in deep soil affected by the Grain-to-Green program in China. **PloS one**, São Francisco, v. 9, n. 6, e. 99657, jun. 2014.

SEGUNDA PARTE**ARTIGO 1: *RELATIONSHIP BETWEEN SOIL ORGANIC MATTER FRACTIONS
AND COVER PLANTS IN OLIVE POST PLANTING***

**(Formatado de acordo com a versão publicada no periódico *Revista
Brasileira de Fruticultura*)**

Autores: Danielle Vieira Guimarães, Marx Leandro Naves Silva, Adnane Beiniach, Diêgo Faustolo Alves Bispo, Jéssica Gabriela Pimentel Contins, Nilton Curi.

RELATIONSHIP BETWEEN SOIL ORGANIC MATTER FRACTIONS AND COVER PLANTS IN OLIVE POST PLANTING

ABSTRACT: Erosion is the main cause of soil degradation, compromising soil productivity and sustainability. As soil organic matter (SOM) is a key indicator of quality, this study aimed to evaluate the effect of different olive tree managements on SOM and its soil fractions in soil (Inceptisol) and erosion sediments. Five treatments were installed: bare soil, olive cultivation in bare soil, olive tree intercropped with jack bean, olive tree intercropped with pearl millet, and olive tree cultivated with spontaneous vegetation; a contiguous area of native vegetation was used as reference. Carbon in soil and sediment were determined by wet oxidation with external heating, while the fractionation of SOM was performed based on granulometry. The Carbon Management Index (CMI) was determined by the proportions of SOM fractions. The results indicated that SOM associated with minerals is the most present in soil and sediment erosion, regardless of the adopted management. Results on CMI showed that the systems olive tree intercropped with pearl millet or with spontaneous vegetation are the most favorable to increase the carbon stock in the soil.

Keywords: Carbon Management Index; cover plants; *Olea europaea* L.

INTRODUCTION

The olive tree (*Olea europaea* L.) is a well-known evergreen tree, native to the Mediterranean region, brought to Brazil by European immigrants in the period of Brazil colony. However, production in the country is still insignificant (WREGGE et al., 2015). Olive oil is highly valued in the Brazilian market, with approximately 240 million dollars spent on its importation in 2015 (IMETRO, 2015) to meet national demand. This suggests the need for scientific research and technological adaptation to increase national production (OLIVEIRA et al., 2006) due to the lack of information on implantation and sustainable management, especially with respect to soil conditions (FERREIRA et al., 2015).

The young olive tree plant presents a small leaf area and, considering the adult phase, the physiological need of great spacing between plants offers little protection to the soil. On the other hand, the presence of cover plants or associated leguminous plants can compromise the development of the olive (MARTINS et al., 2015), which has contributed to the use of

management systems where the soil between the lines of the crop is exposed to erosive processes, compromising soil quality (SQ).

In olive cultivation, soil loss is higher than soil formation rate, mainly due to water erosion, resulting in a reduction in the water storage capacity of the system, reduction of the amount of available nutrients and loss of the root system of the tree. In addition, there are risks associated with pollution by pesticides transported via surface runoff and associated with soil particles (IOOC, 2007).

A survey of olive tree erosion conducted by Sastre et al. (2016) found that these were predominant in Spain, followed by Italy and Greece, with a lack of studies conducted in Brazil and the tropics. The authors also affirmed that after one year of olive tree cultivation, the establishment of the canopy is sufficient to reduce sediment formation to a tolerable level, indicating the first year of the crop as the most critical for erosion occurrence, and thus, requiring greater monitoring of the erosive process.

The slope of the area and the low density of olive trees are pointed out by Fernandez-Romero et al. (2016) as the main responsible factors for the high rates of erosion in olive groves, resulting in soil degradation and raised recovery costs. In addition, the authors warned about the need to determine SQ indices for olive tree management systems, aiming to identify alternatives to sustainable systems with emphasis on soil organic matter (SOM).

SOM is highly dynamic and sensitive to management and thus considered a key indicator of SQ. In general, SOM is associated with soil productivity due to increases of cation exchange capacity, soil aggregation, and water retention (ARTEMYEVA e KOGUT, 2016; BARBOSA et al., 2016; ZHAO et al., 2015). Although the amount of SOM has been usually estimated from the soil organic carbon (SOC), the total soil content is not very sensitive to changes of land use and management in short-term (LEITE et al., 2003). On the other hand, the granulometric fractionation of SOM, which separates it into labile and non-labile fractions, has proved to be an efficient alternative in the evaluation of the effects of management systems, with greater sensitivity of the fractions in a short-term, boosting the use of SOM as an indicator of SQ (GUIMARÃES et al., 2013; SHENG et al., 2015).

The labile fraction of SOM participates directly in the trophic soil network and, therefore, influences nutrient recycling and related biological properties. It can be determined based on particle size and degree of association with soil mineral fractions as a measure of its bioavailability (OLIVEIRA et al., 2016). Research evaluating the sensitivity of 17 SQ indicators identified the carbon of the labile fraction as one of the most efficient forms (SOUZA et al., 2014). For Silva et al. (2016) the importance of studying this fraction is

highlighted when the time of evaluation is insufficient to detect changes caused in SOC contents by the managements. The labile fraction has a high recycling rate of organic compounds and is a source of energy for soil microorganisms.

Based on the granulometric fractionation of SOM, it is possible to obtain indices that aid in the evaluation of soil quality. For example, the Carbon Management Index (CMI), which reflects the lability and stock of carbon in soil, being widely used as a sensitive indicator of total organic carbon (TOC) rate changes in response to changes in soil management (ZHAO et al., 2014). Kunde et al. (2016), when comparing treatments in cane fields with one, three, and five years of implantation, observed that time did not cause significant differences for CMI and the Lability Index (IL) obtained from SOM fractions, which are efficient in the evaluation of cultivation systems even for one year of implementation.

Anthropogenic water erosion reflects of incorrect land use and management, which can degrade soil structure, reduce infiltration, and increase surface runoff, resulting in high economic impacts (LAL, 2015). In this sense, SOM fractions and their indices can be used as predictive tools on the impacts of water erosion and soil quality. Thus, the lack of studies that relate these indices and SOM fractions to the impacts generated by water erosion in olive plantations under tropical conditions justify this study.

This study aimed to evaluate the effect of different olive tree management system on organic matter and its soil fractions in soil (Inceptisol) and erosion sediment in the South of Minas Gerais, considering the post-planting period.

MATERIALS AND METHODS

2.1 Description of the experimental area

The experiment was carried out in Lavras, southern Minas Gerais state, Brazil (Figure 1). The climate is Cwb, characterized as humid subtropical with dry winter and temperate summer, with average rainfall and annual temperature of 1.411 mm and 19.3 °C, respectively (ALVAREZ et al., 2013). The soil was classified as Inceptisol according SANTOS et al. (2013) and the average slope of the area is 23%.

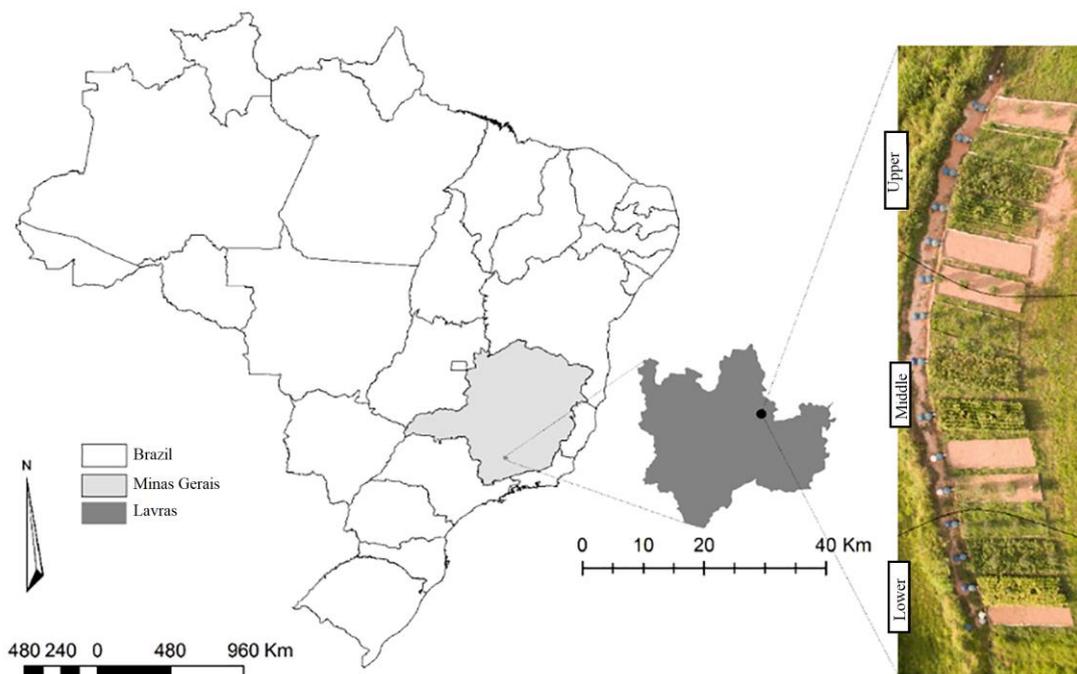


Figure 1. Location of the experimental area with the layout of the standard plots used in the erosion study.

Prior to the installation of the experiment, soil characterization was carried out in three portions of the relief (Table 1 and Figures 1 and 2), using composite samples. The area was previously occupied by *Brachiaria decumbens*, being scoured every three months. The physical and chemical analyzes were performed according to Silva et al. (2009).

Table 1. Soil physical and chemical attributes prior to experiment setup.

Depth	pH	K	P	Ca	Mg	Al	H+Al	P-Rem	SOM	Clay	Silt	Sand
Cm		mg/dm ³		-----cmolc/dm ³ -----				mg/L		-----%-----		
0 – 10	5.33	109.00	9.37	2.47	0.66	0.13	2.31	26.49	2.23	40	19	41
10 – 20	5.37	64.22	2.83	1.84	0.49	0.16	2.23	23.92	1.44	40	20	40
20 – 40	5.26	47.67	1.46	1.54	0.42	0.19	2.10	19.02	1.09	42	20	38
40 – 60	5.42	30.67	0.92	1.44	0.36	0.15	1.93	14.45	0.65	45	23	32

SOM: Soil Organic Matter; P-Rem: Remaining phosphorus.

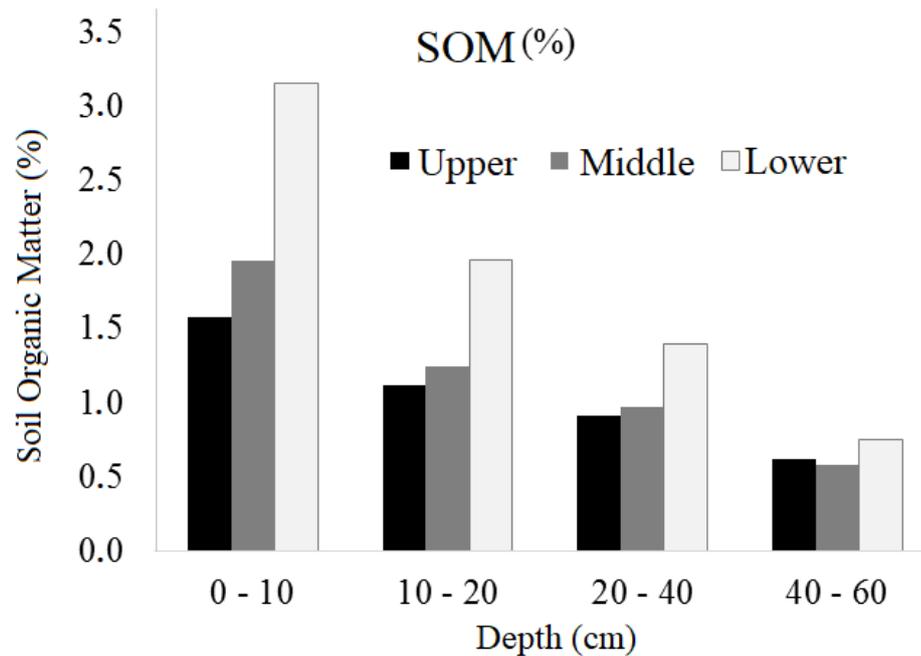


Figure 2: Soil Organic Matter (SOM) in Inceptisol before the experiment in the upper, middle, and lower parts of the slope.

2.2 Installation of standard plots erosion and sampling of soil and sediment

Standard plots of water erosion monitoring were installed to quantify the amount of soil losses and their constituents. The plots, with three replications each, were 12 x 4 m installed in the direction of slope (23%), with the following treatments: bare soil (BS), olive tree cultivated on bare soil (OBS), olive tree intercropped with jack bean (*Canavalia ensiformis*) (OJB), olive tree intercropped with Pearl millet (*Pennisetum glaucum*) (OML), and olive tree cultivated with spontaneous vegetation (OSV). The dry matter of the cover crops after their first cycle is shown in Table 2. For SOM studies, an area of native vegetation (NV) was adopted as reference in the same conditions of climate, soil and landscape position of the area experimental, located 500 m next to the plots.

Table 2. Dry weight of the cover crops in the plots.

Plot	Dry weight (t ha ⁻¹)	
	Millet	Jack beans
1	9.35	17.48
2	12.14	16.23
3	12.23	26.42

Olive tree planting was carried out in March 2015, after the soil of the 0-20 cm layer was plowed, and cover crops of jack beans and millet were installed by manual seeding. Olive seedlings were planted in pits of 50 dm³, spaced by 3 meters, where 500 g of Single Superphosphate, 200 g of KCl, 10 L of tanned manure and 100 g of limestone were added to each well. Planting and fertilization after the first year was performed according to Vieira Neto et al. (2008). Planting of jack beans and millet followed the densities of 8 and 90 seeds m⁻¹, respectively, respecting the direction of the slope and ensuring the coverage of the soil throughout the area. The bare soil plots were thus maintained by means of weeding and the maintenance fertilization in the plots consisted of the addition of 50 g of ammonium sulphate in November and December 2015 and January 2016.

In the treatment with spontaneous vegetation *Brachiaria decumbens* is present along with the following species: *Ipomoea acuminata*, *Bidens pilosa*, *Oxalis corniculata*, *Digitaria sanguinalis*, *Emilia fosbergii* Nicolson, *Melinis minutiflora*, *Conyza bonariensis*, *Euphorbia heterophylla* and *Eleusine indica*.

Sediment sampling was carried out in the 500 L collection box installed at the end of each plot, delimited by galvanized sheets, which leads the water from the runoff to that box (Figure 3). The material collected after the erosive events considered rainy followed to the laboratory, where the sediment was decanted, oven dried and stored for further analysis. The period of sediment sampling was from September 2015 to September 2016.

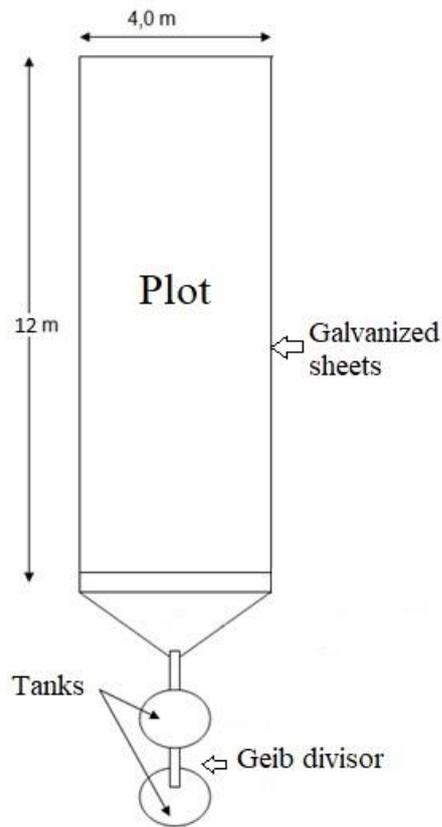


Figure 3. Soil loss plot.

For the study of SOM in the plots, sampling was carried out in July 2016, after the rainy season. In each plot, three sites were sampled, considering the upper, middle, and lower portion of the plot next to the planting hole, in the depths of 0-5, 5-10, 10-20 and 20-40 cm. In the native vegetation area, nine sites were sampled at the same depths, totaling 216 samples.

Monthly precipitation (Figure 4) was obtained from the INMET (Meteorology Institute) climatological station, which is located approximately 1 km from the experimental area. Rainfall erosivity was estimated using equation 1, proposed by Aquino et al. (2014) for Lavras.

$$EI_{30} = 85.672 \times Rc^{0.6557} \quad \text{Equation 1}$$

where $Rc = p^2 \times P^{-1}$, in which Rc is the rainfall coefficient (mm), p is the average monthly rainfall (mm) and P is the average annual rainfall (mm).

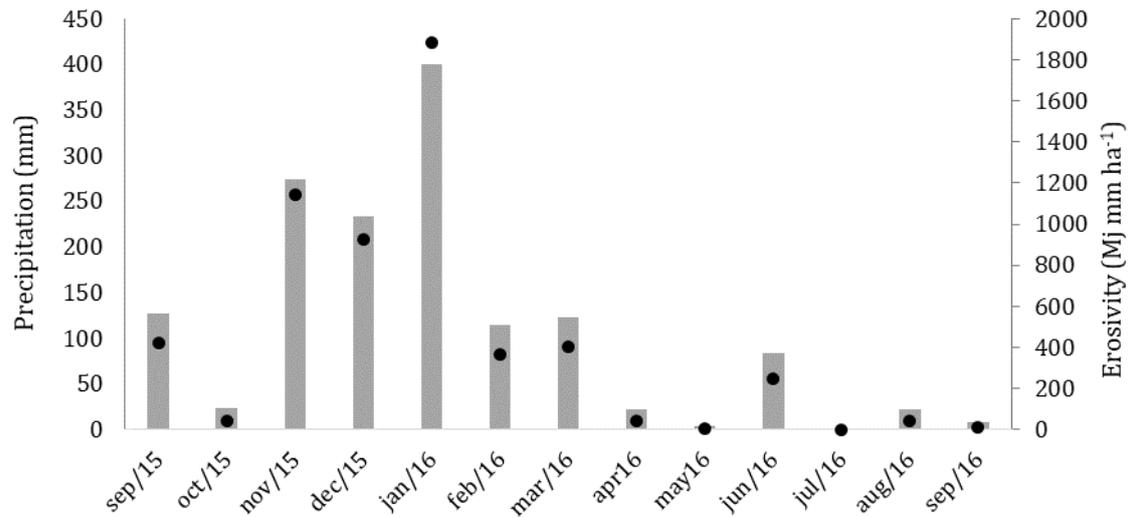


Figure 4: Distribution of precipitation and monthly erosivity in the study period.

2.3 Determination and fractionation of SOM

The physical fractions of SOM of the plots and the sediment were separated according to the methodology proposed by Cambardella and Elliot (1992), where soil dispersion was carried out by sodium hydroxide (0.1 mol L⁻¹) and 16 hours of agitation using a vertical stirrer. The material was washed in a 53- μ m sieve and oven dried at 60 °C. The particulate organic matter (POM) was determined in this material retained in the sieve and the complexed organic matter (COM) was quantified by the difference between POM and total organic carbon.

After drying, the material retained in the sieve was ground and weighed. The carbon of the soil particulate organic matter (POM-C) fraction was quantified by the wet oxidation method with external heating, proposed by Yeomans and Bremner (1988), and the same method was used to determine TOC. For the conversion of organic carbon to organic matter, a factor of 1.724 was used, based on the assumption that 58% of SOM is organic C.

For the calculation of the Carbon Management Index (CMI), the carbon pool index (CPI) was considered, according to Equation 2:

$$\text{CPI} = \frac{\text{TOC}_c}{\text{TOC}_r} \quad \text{Equation 2}$$

where TOC_c is the TOC of the cultivated area and TOC_r is the TOC of the reference area (native vegetation). Additionally, the Carbon Lability (L) (Equation 3) was calculated:

$$L = \frac{CL}{CNL} \quad \text{Equation 3}$$

Where CL is the carbon of the labile fraction (C-POM) and CNL corresponds to the carbon of the non-labile fraction (C-POM) for each treatment. From the values of lability, the Index of Lability (IL) can be obtained according to Equation 4:

$$IL = \frac{L_c}{L_r} \quad \text{Equation 4}$$

where L_c is the lability of the cultivated area and L_r is the lability of the reference area. CMI can be obtained from Equation 5 (Blair et al., 1995):

$$CMI = CPI \times IL \times 100 \quad \text{Equation 5}$$

Total soil nitrogen, determined at the same depths and sites sampled in for the SOM study, was quantified by sulfur digestion, followed by Kjeldahl distillation.

2.4 Statistical analyzes

The data were submitted to analysis of variance in order to identify the effects of the treatments at each soil depth and the means were compared by the Scott-Knott test ($p < 0.05$). Analyzes were performed using the SISVAR v.5.0 software. The data of carbon fractionations from the sediment were not submitted to statistical analysis due to the low degree of freedom of the treatments.

RESULTS AND DISCUSSION

There was no statistical difference for TOC between the treatments (Table 3) in any of the evaluated depths, except for the first 5 cm of soil, in which the average value of the native vegetation was superior. The high contribution of SOM in this case, together with the greater protection provided by the dense vegetation cover to the soil against the effects of the erosion and the absence of plowing in the area, makes this system more conservative in carbon, as expected.

Table 3. Total Organic Carbon and its fractions in management systems of cover crops in olive cultivation in the southern region of Minas Gerais.

Depth (cm)	OBS	OSV	OJB	OML	BS	NV
	TOC (g kg ⁻¹)					
0 a 5	10.06Ba	10.34Ba	10.61Ba	12.11Ba	13.55Ba	18.57Aa
5 a 10	8.06Aa	8.93Aa	8.73Aa	10.57Aa	10.19Ab	10.22Ab
10 a 20	5.27Ab	6.30Ab	5.87Ab	7.52Ab	6.75Ac	8.39Ab
20 a 40	4.48Ab	5.18Ab	4.07Ab	4.88Ab	4.72Ac	4.51Ac
	C-POM (g kg ⁻¹)					
0 a 5	2.30 Ba	2.77Ba	2.25Ba	2.59Ba	2.32Ba	3.53Aa
5 a 10	1.37Ab	1.81Ab	1.56Ab	2.26Aa	1.66Aa	1.78Ab
10 a 20	1.01Ab	1.15Ac	0.85Ac	1.28Ab	1.05Ab	0.83Ac
20 a 40	0.73Ab	0.85Ac	0.68Ac	1.03Ab	0.81Ab	0.67Ac
	C-COM (g kg ⁻¹)					
0 a 5	7.76Ca	7.58Ca	8.35Ca	9.52Ba	11.23Ba	15.04Aa
5 a 10	6.69Aa	7.11Aa	7.16Aa	8.31Aa	8.54Ab	8.44Ab
10 a 20	4.26Ab	5.16Ab	5.02Ab	6.24Ab	5.71Ac	7.56Ab
20 a 40	3.75Ab	4.32Ab	3.39Ab	3.84Ab	3.92Ac	3.84Ac
	L					
0 a 5	0.30	0.37	0.27	0.28	0.21	0.23
5 a 10	0.20	0.25	0.22	0.28	0.19	0.21
10 a 20	0.24	0.22	0.17	0.21	0.18	0.11
20 a 40	0.19	0.20	0.20	0.27	0.21	0.18
	C/N					
0 a 5	6.63Ba	6.21Ba	6.01Ba	6.74Ba	9.31Aa	6.09Ba
5 a 10	6.49Aa	5.98Aa	5.81Aa	6.64Aa	6.18Ab	5.13Aa
10 a 20	5.01Ab	5.18Aa	5.33Aa	5.69Aa	5.36Ab	5.05Aa
20 a 40	4.62Ab	4.89Aa	4.87Aa	4.53Ab	5.14Ab	3.60Ab

OBS: Olive tree cultivated on bare soil; OSV: olive tree cultivated with spontaneous vegetation; OJB: olive tree cultivation intercropped with jack bean; OML: olive tree cultivation intercropped with Pearl millet; BS: bare soil; NV: Native Vegetation. TOC: Total organic carbon; C-POM: Carbon of particulate organic matter; C-COM: Complexed organic matter carbon; L: Lability; C / N: Relationship between Carbon and Nitrogen. Lower case letters compare the same treatment in depths and upper case letters compare the same depth in different treatments.

A similar result was observed by Luciano et al. (2010) when evaluating TOC in Inceptisol under tobacco, onion and native forest. The authors found significantly higher values in the native forest only in soil layers up to 10 cm depth. The deposition of plant residues on the soil surface under forest resulted in a greater contribution of organic matter and, consequently, in the accumulation of TOC in the superficial layer of the soil.

Even in the bare soil treatment, TOC did not decrease in relation to the other management systems. However, in the pre-treatment sampling, it was observed that in the relief portion where one of the parcels with uncovered soil was installed, the SOM content was 38% higher than that of the medium portion and 50% higher in relation to the upper proportion (Figures 1 and 2), showing that this area already had higher SOM values before the implantation of the experiment.

The superficial layers (0-5 and 5-10 cm) showed decreasing TOC accumulation with depth (Table 3). This behavior corroborates the study developed by Loss et al. (2015), which, according to these authors, is favored by the absence of plowing and thus, contributing to the maintenance of a good amount of vegetal residues in the soil surface, besides the root growth of the cover plants, resulting in improvement and maintenance of the soil aggregation of the ground. These results indicate the importance of not revolving the soil and maintaining vegetal cover between the lines of the olive tree.

C-POM showed similar behavior to TOC, with no significant effect of treatments on the fraction of the most labile organic matter. This result was opposite to that commonly observed in the literature, since this fraction is considered very sensitive to the management, being related to the increases in the soil of compounds of easy decomposition that are present in the residues of the cultures (SOUZA et al., 2016). The evaluation period helps to explain the lack of C-POM sensitivity in the management distinction.

The fraction of carbon associated with minerals (C-COM) was more efficient to discriminate the surface layers of the studied treatments, which followed the order $NV > BS = OML > OBS = OSV = OJB$. It is important to emphasize that the uncovered portion presented carbon content before the implantation of the experiment superior to the others, which influenced the result (Figure 2). On the other hand, this C-COM in the soil of the uncovered plot is composed of slightly reactive carbon in the soil and since there is no vegetation cover, there will be no increment of SOM, compromising the biological activity and, consequently, not increasing the soil resistance to water erosion.

C-COM tends to be less sensitive to management, since this carbon fraction is physical-protected and more stable. It is also associated to the mineralogy of the finer fractions of the soil, which are not easily affected by the management systems (FACCIN et al., 2016). However, according to Doetter et al. (2015), factors such as climate and erosion can alter soil carbon stabilization in the soil. This can be observed in Figure 5, which shows that the C-COM fraction was the most affected by erosion, with the carbon fraction being more present in the erosion sediment, regardless of the vegetation cover. Kunde et al. (2016) observed a similar result regarding the sensitivity of C-COM to the management, attributing the temporal proximity to the soil preparation and stimulating losses of C, since there is a short period for the reestablishment of the organic matter in this fraction.

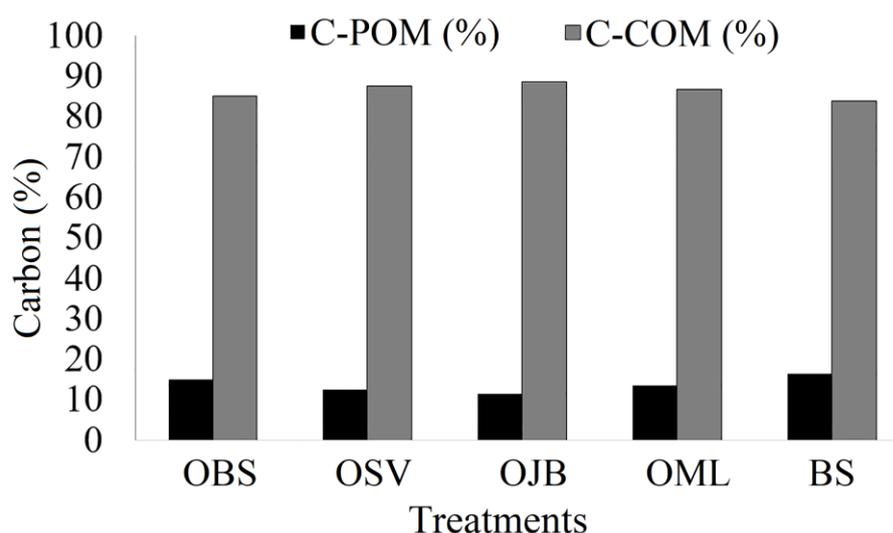


Figure 5: Proportion of C-POM and C-COM in erosion sediment. OBS: Olive tree cultivated on bare soil; OSV: olive tree cultivated with spontaneous vegetation; OJB: olive tree cultivation intercropped with jack bean; OML: olive tree cultivation intercropped with Pearl millet; BS: bare soil.

according to Martins Filho et al. (2009), the C-COM is associated to the finer mineral fraction, which tends to be present in a larger quantity in the erosion sediment. The selectivity of the material transported by erosion, which is constituted mostly by finer particles, corresponds to the more reactive fractions of the soil, and, therefore, the ability to remove SOM. However, the results presented in Table 4 show that more than half of the eroded material corresponds to the clay and silt fraction, also emphasizing the concentration of

carbon in the complexed fraction of the sediment, which compromises the maintenance of carbon stock in the soil, if conservation measures are not adopted.

Table 4. Granulometry of erosion sediment.

Treatment	Sand	Clay + Silt
	g kg ⁻¹	
OBS	480	520
OSV	480	520
OJB	450	550
OML	410	590
BS	490	510

OBS: Olive tree cultivated on bare soil; OSV: olive tree cultivated with spontaneous vegetation; OJB: olive tree cultivation intercropped with jack bean; OML: olive tree cultivation intercropped with Pearl millet; BS: bare soil.

Soil lability, which expresses the relationship between C-POM and C-COM, presented values lower than 1 (Table 3), indicating the predominance of carbon in the fraction associated with minerals, which is desirable, since this fraction is more stable. According to Santos et al. (2017), when C-POM predominates, the system becomes more susceptible to C loss by the action of microbiota, since in this fraction, carbon has low stability and is subject to the highest rate of decomposition. The authors also affirmed that higher amounts of C-COM indicate a predominance of carbon associated to the silt and clay fractions, which, especially in clay, although in small quantities, favors the interaction between the mineral and organic fraction, resulting in the formation of complexes high stability.

Additionally, the C:N ratio of the soil (Table 3) presented low values for all treatments, indicating greater mineralization and faster decomposition, contributing to the predominance of C-COM fraction and lower lability. Fernandez-Romero et al. (2016) also observed low C:N ratio in olive groves, which was attributed to high TOC values. In this study, a decrease in C:N ratio in depth was observed, which accompanied the decrease in TOC in the profile due to the higher amount of SOM on the surface and slow carbon movement along the profile, as shown in Table 3. The same tendency was also observed in the vertical distribution of lability due to the increment of material at the initial stage of decomposition at the soil surface.

According to the results presented in Figure 6, no treatment presented CPI (carbon pool index) higher or equal to the reference area; the lowest CPI was observed in OBS and the greater value in OML and BS. In the latter case, the highest initial value of SOM in this area,

compared to the others, was maintained constant in a situation where the contribution of SOM is small, showing no abrupt reduction in soil carbon content in the first year after the removal of the vegetal cover and, thus, this reduction tends to be slow and gradual.

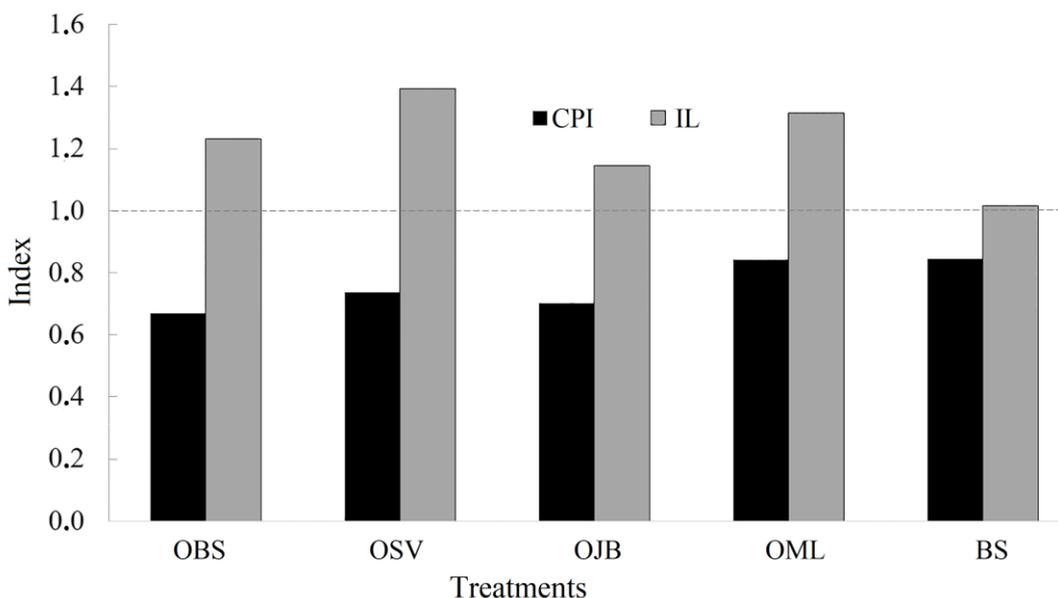


Figure 6: Carbon pool Index (CPI) and Index of Lability (IL), dimensionless, in Inceptisol of Southern Minas Gerais. OBS: Olive tree cultivated on bare soil; OSV: olive tree cultivated with spontaneous vegetation; OJB: olive tree cultivation intercropped with jack bean; OML: olive tree cultivation intercropped with Pearl millet; BS: bare soil. The dashed line represents the reference value (1).

All the evaluated systems showed higher lability index than the reference (Figure 6). The lowest value was observed in the soil without vegetation cover, which reflects the absence of vegetation and consequently the null input of SOM. In this sense, this index can aid in the identification of systems that pose risks to the maintenance of soil carbon stock.

Moreover, the carbon and its fractions present in the eroded sediment from the area without vegetation cover was superior to the others (Figure 7), indicating that regardless of the amount of soil lost due to erosion, carbon removal where there is no contribution of SOM is high when compared to systems with plant cover.

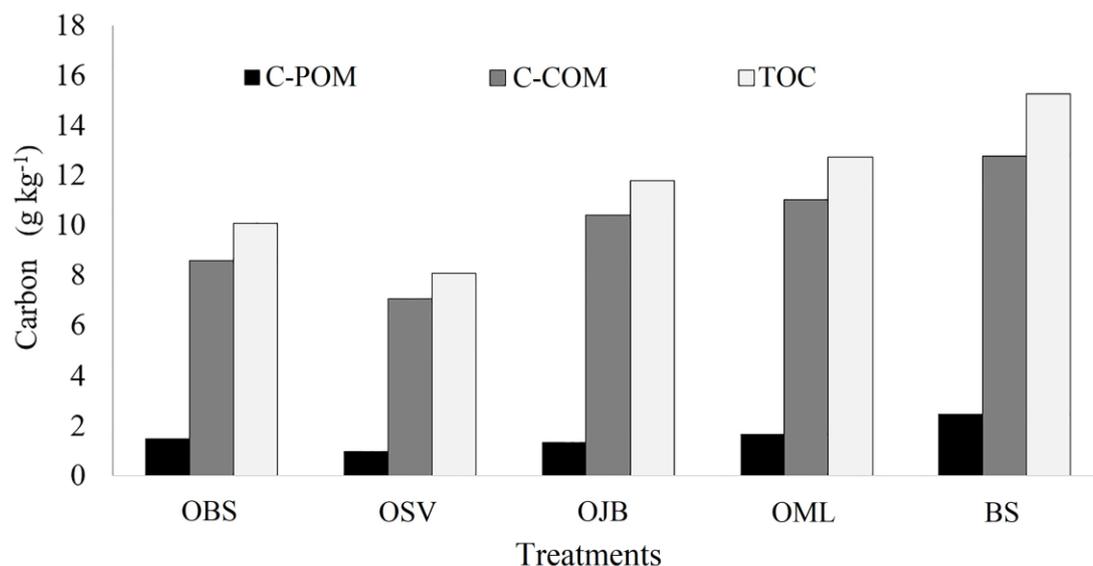


Figure 7: Total carbon and its fractions in the erosion sediment in the vegetation cover management systems in the olive tree. OBS: Olive tree cultivated on bare soil; OSV: olive tree cultivated with spontaneous vegetation; OJB: olive tree cultivation intercropped with jack bean; OML: olive tree cultivation intercropped with Pearl millet; BS: bare soil.

The CMI (Figure 8) shows the influence of land use on TOC, where values above or below 100 indicate positive or negative impacts on soil quality, respectively (GUIMARÃES et al., 2014). For this index, only OSV and OML presented higher values than the reference area and, therefore, are the ones that contribute the best quality to the soil. Although jack beans presented higher biomass compared to millet (Table 2), the decomposition of legume in the soil tends to be more accelerated, especially in the tropic conditions that this study was performed. According to Conceição et al. (2014), the high input of biomass results in an increase in the CMI, reflecting the effect of conservation systems on increasing the quantity and the lability of organic matter in the soil.

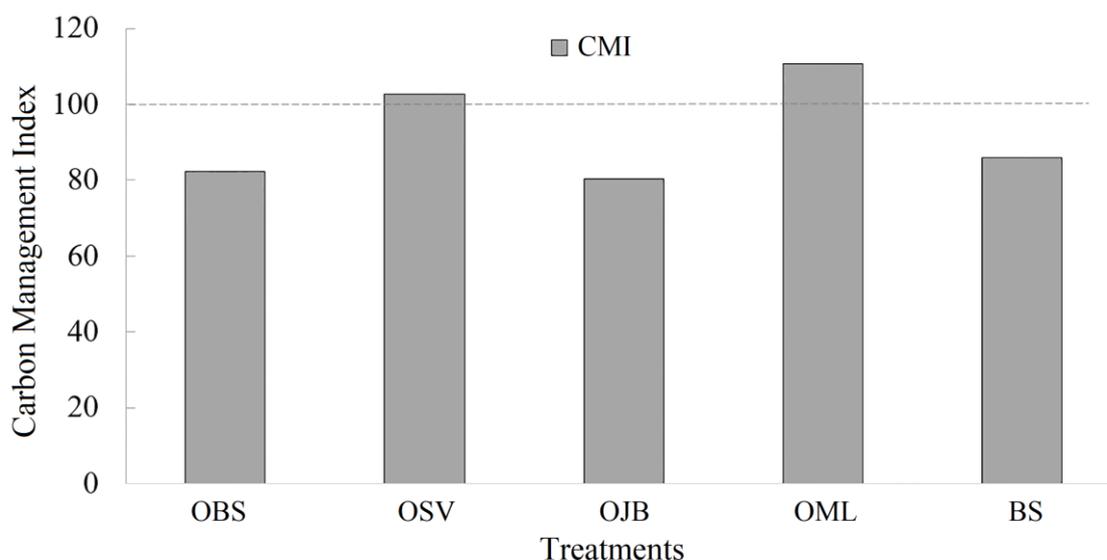


Figure 8: Carbon Management Index (CMI), dimensionless, in Inceptisol of Southern Minas Gerais. The dashed line represents the reference value (100). OBS: Olive tree cultivated on bare soil; OSV: olive tree cultivated with spontaneous vegetation; OJB: olive tree cultivation intercropped with jack bean; OML: olive tree cultivation intercropped with Pearl millet; BS: bare soil.

CONCLUSIONS

The carbon of the particulate organic matter was not efficient in discriminating the soil quality of the studied treatments.

The predominant organic carbon fraction presented in the erosion sediment is the non-labile soil organic carbon fraction.

The carbon management index classified OML and OSV as being the treatments with better soil qualities.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank CAPES, CNPq (Processes 471522/2012-0, 305010/2013-1, 306511-2017-7, 202938/2018-2 and 150698/2017-8) and FAPEMIG (Processes CAG-PPM-00422-13 and CAG-APQ 01053-15) for the financial support.

REFERENCES

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v.22, n.6, p.711–728, 2014.
- AQUINO, R. F.; SILVA, M. L. N.; FREITAS, D. A.F.; CURI, N.; MELLO, C. R.; AVANZI, J. C. Erosividade das chuvas e tempo de recorrência para Lavras, Minas Gerais. **Revista Ceres**, Viçosa, v.61, n.1, p.9-16, 2014.
- ARTEMYEVA, Z. S.; KOGUT, B. M. The Effect of Tillage on Organic Carbon Stabilization in Microaggregates in Different Climatic Zones of European Russia. **Agriculture**, Switzerland, v.6, n.4, p.1-17, 2016.
- BARBOSA, J. Z.; FERREIRA, C. F.; SANTOS, N. Z.; MOTTA, A. C. V.; PRIOR, S.; GABARDO, J. Production, carbon and nitrogen in stover fractions of corn (*Zea mays L.*) in response to cultivar development. **Ciência e agrotecnologia**, Lavras, v.40, n.6, p.665-675, 2016.
- 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, 1995.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.777-783, 1992.
- CONCEIÇÃO, P. C.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; CARVALHO DOS SANTOS, D. Fracionamento físico da matéria orgânica e índice de manejo de carbono de um Argissolo submetido a sistemas conservacionistas de manejo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.44, n.5, p.794-800, 2014.
- DOETTER, S.; STEVENS, A.; SIX, J.; MERCKX, R.; OOST, K. V.; PINTO, M. C.; CASANOVA-KATNY, A.; MUÑOZ, C.; BOUDIN, M.; VENEGAS, E. Z.; BOECKX, P. Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. **Nature Geoscience**, Londres, v.8, n.10, p.780-785, 2015.
- FACCIN, F. C.; MARCHETTI, M. E.; SERRA, A. P.; ENSINAS, S. E. Frações granulométricas da matéria orgânica do solo em consórcio de milho safrinha com capim-

marandu sob fontes de nitrogênio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.51, n.12, p.2000-2009, 2016.

FERNANDEZ-ROMERO, M. L.; ALCÁNTARA, L. P.; GARCÍA, B. L., CLARK, J. M.; COLLINS, C. D. Soil quality assessment based on carbon stratification index in diferente olive grove management practices in Mediterranean áreas. **Catena**, Amsterdã, v.137, s/n p.449-458, 2016.

FERREIRA, G. M. R.; MELLONI, R.; SILVA, L. F. O.; MARTINS, F. B.; GONÇALVES, E.D. Fungos micorrizicos arbusculares no desenvolvimento de mudas de oliveira (*Olea Europaea* L.) cultivadas no Sul De Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.39, n.2, p.361-366, 2015.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O.; SILVA, T. L.; DIAS, N. S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil & Tillage Research**, Amsterdã, v.126, s/n, p.177-182, 2013.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; MELO NETO, J. O. Management of soil organic matter and carbon storage in tropical fruit crops. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.18, n.3, p.301-306, 2014.

IMETRO - Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. **Programa de análise de produtos**: Relatório de análise de azeite de oliva extra virgem. Brasil: IMETRO, 2015. 21p.

IOOC - International Olive Oil Council. Production techniques in olive growing. 1ª edição. Madrid: IOOC, 2003, 346 p.

KUNDE, R. J.; LIMA, C. L. R.; SILVA, S. D. A.; PILLON, C. N. Frações físicas da matéria orgânica em Latossolo cultivado com cana-de-açúcar no Rio Grande do Sul. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.51, n.9, p.1520-1528, 2016.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, Basileia, v.7, n.5, p.5875–5895, 2015.

LEITE, L. C.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L.; MACHADO, P. L. O. A.; GALVÃO, J. C. C. Estoques Totais de Carbono Orgânico e Seus Compartimentos em Argissolo sob Floresta e Sob Milho Cultivado com Adubação Mineral e Orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.5, p.821-832, 2003.

LOSS, A.; BASSO, B. S.; OLIVEIRA, L. P.; KOUCHER, R. A.; OLIVEIRA, C.; KURTZ, P. E.; LOVATO, P.; CURMI, G.; BRUNETTO. Carbono orgânico total e agregação do solo em sistema de plantio direto agroecológico e convencional de cebola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, n.4, p.1212-1224, 2015.

- LUCIANO, R. V.; BERTOL, I.; BARBOSA, F. T.; KURTZ, C.; FAYAD, J. A. Propriedades físicas e carbono orgânico do solo sob plantio direto comparados à mata natural, num Cambissolo Háplico. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.9, n.1, p.9-19, 2010.
- MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; SANCHEZ, R. B. Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.8-18, 2009.
- MARTINS, L. M.; CRUZ, M. D. C. M.; DE OLIVEIRA, A. F.; FAGUNDES, M. C. P.; DOS SANTOS, J. B. Crescimento inicial de mudas de oliveira em competição com plantas daninhas. **Agrarian**, Dourados, v.8, n.28, p.124-132, 2015.
- OLIVEIRA, A. F.; ANTUNES, L. E. C.; SCHUCH, M. W. Caracterização morfológica de cultivares de oliveira em coleção e considerações sobre o seu cultivo no Brasil. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.27, n.231, p.55-62, 2006.
- OLIVEIRA, D. M. S.; PAUSTIAN, K.; COTRUFO, M. F.; FIALLOS, A.R.; CERQUEIRA, A.G.; CERRI, C.E.P. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. **Ecological Indicators**, Amsterdã, v.72, s/n, p.411-419, 2016.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; CUNHA, T. J. F.; OLIVEIRA, J. B. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3ª edição. Brasília: EMBRAPA, 2013. 353p.
- SANTOS, F. A. S.; PIERANGELI, M. A. P.; SILVA, F. L.; SERAFIM, M. E.; DE SOUSA, J. B.; DE OLIVEIRA, E. B. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Scientia Agraria**, Curitiba, v.18, n.2, p.43-53, 2017.
- SASTRE, B.; BARBERO-SIERRA, C.; BIENES, R.; MARQUES, M. J.; GARCÍA-DÍAZ, A. Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. **Journal of Soils and Sediments**, North Andover, v. 17, n.3, p. 873–888. 2017.
- SHENG, H.; ZHOU, P.; ZHANG, Y.; KUZYAKOV, Y.; ZHOU, Q.; GE, T.; WANG, C. Loss of labile organic carbon from subsoil due to land-use changes in subtropical China. **Soil Biology and Biochemistry**, Amsterdã, v.88, s/n, p.148-157, 2015.
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2ª edição. Brasília: EMBRAPA, 2009. 627p.

- SILVA, G. N.; BONETTI, J. A.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C. Management systems and soil use on fractions and stocks of organic carbon and nitrogen total in cerrado Latosol. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 32, n.6, p. 1482-1492, 2016.
- SOUZA, E. D.; COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; CARNEIRO, M. A. C.; MARTINS, A. P.; BAYER, C. Soil quality indicators in a Rhodic Paleudult under long term tillage systems. **Soil and Tillage Research**, Amsterdã, v.139, s/n, p.28-36, 2014.
- SOUZA, K. R.; MELLONI, R.; FERREIRA, G. M. R.; SOUZA, S. M. P.; REZENDE, J. T. Proposta da Metodologia RAQS para avaliação visual da qualidade do solo. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v.9, n.6, p.1815-1824, 2016.
- VIEIRA NETO, J.; OLIVEIRA, A. F. de; OLIVEIRA, N. C. de; DUARTE, H. da S.S.; GONÇALVES, E.D. Aspectos técnicos da cultura da oliveira. Belo Horizonte: Epamig, 2008. 56p. (Epamig. Boletim técnico, 88).
- WREGE, M. S.; COUTINHO, E. F.; PANTANO, A. P.; JORGE, R. O. Distribuição potencial de oliveiras no brasil e no mundo. *Revista Brasileira Fruticultura*, Jaboticabal, v. 37, n. 3, p. 656-666, 2015.
- YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v.19, n.13, p.1467–1476, 1988.
- ZHAO, F.; YANG, G.; HAN, X.; FENG, Y.; REN, G. Stratification of carbon fractions and carbon management index in deep soil affected by the Grain-to-Green program in China. **PloS one**, San Francisco, v.9, n.6, p. e99657, 2014.
- ZHAO, X.; WU, P.; GAO, X.; PERSAUD, N. Soil quality indicators in relation to land use and topography in a small catchment on the Loess Plateau of China. **Land Degradation & Development**, Medford, v.26, n.1, p.54-61, 2015

**ARTIGO 2: DINÂMICA DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E PERDAS DE
NUTRIENTES POR EROÇÃO HÍDRICA EM SISTEMAS DE MANEJO DAS
PLANTAS DE COBERTURA EM CULTIVOS DE OLIVEIRAS EM REGIÕES
TROPICAIS**

DANIELLE VIEIRA GUIMARÃES¹
MARX LEANDRO NAVES SILVA²

ARTIGO FORMATADO DE ACORDO COM A NBR 6022 (ABNT, 2003).

¹ Engenheira Florestal, Mestre em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Lavras. Email: danyvguimaraes@hotmail.com

² Orientador, Prof. Dr. Titular do departamento de Ciência do Solo, Universidade Federal de Lavras. Email: marx@ufla.br

RESUMO

O destacamento e transporte de partículas do solo durante um evento erosivo tem significativa contribuição para a redução da fertilidade natural e comprometimento da dinâmica natural do carbono das áreas agrícolas, principalmente em cultivos perenes de baixa densidade, como é o caso dos cultivos de oliveiras. O cultivo de oliveiras em regiões tropicais na América do Sul é recente. Em condições climáticas Cwb os verões são chuvosos e com temperaturas elevadas, o que agrava os efeitos erosivos nos solos. Neste cenário, o presente estudo objetivou avaliar a dinâmica da matéria orgânica e as perdas de nutrientes, via erosão hídrica, em parcelas experimentais de perdas de solo no município de Lavras, em diferentes manejos da Oliveira aos dois e três anos de idade. Foram considerados cinco tratamentos envolvendo presença e ausência de plantas de cobertura consorciadas com oliveira. O estudo da matéria orgânica do solo foi realizado por meio da determinação do carbono, via oxidação úmida com aquecimento externo, e fracionamento da matéria orgânica do solo (MOS) e do sedimento realizado com base na granulometria. Os nutrientes presentes no sedimento da erosão foram quantificados por meio da digestão em ácido nítrico e aquecimento em micro-ondas seguida por leitura no ICP-EOS. Os resultados revelaram que a vegetação espontânea oferece melhor proteção ao solo e promove a qualidade do meio, tendo destaque até mesmo em relação ao consórcio com plantas de cobertura. As perdas de nutrientes e de carbono em sistema onde a oliveira é mantida sem consórcio atingem níveis altos, mostrando que o cultivo em solos sem cobertura deve ser evitado.

Palavras Chave: Vegetação espontânea. Plantas de cobertura. *Olea Europaea*.

ABSTRACT

Soil detachment and transport processes of soil particles during an erosive event can significantly contribute to reduce natural fertility, compromising the natural carbon dynamics of agricultural areas, remarkably in low-density perennial crops, as it is the case of olive crops. The cultivation of olive trees in tropical regions in South America is recent. In a Cwb climatic regime, summers are rainy and temperatures are high, which aggravates the erosive effects in the soils. In this scenario, the present study aimed to evaluate the dynamics of organic matter and nutrient losses due to water erosion in experimental erosion plots cultivated with olive trees. The study was conducted in Lavras, Minas Gerais state, Brazil. Five treatments including the presence and absence of cover plants intercropped with olive trees were evaluated. The study of soil organic matter (SOM) was performed by determining carbon via wet oxidation with external heating, and by the fractionation of SOM and the sediment, which was calculated based on granulometry. The nutrients present in the erosion sediment were quantified by ICP-OES after digestion in nitric acid and microwave heating. The results showed that the spontaneous vegetation offered better protection to the soil and promoted better quality of the environment. The losses of nutrients and carbon in a system where the olive tree is kept without intercropping reached high levels, showing that the conventional cultivation of this plant ought to be avoided.

Keywords: Spontaneous vegetation. Cover plants. *Olea Europaea*.

1 INTRODUÇÃO

Dentre as fontes de degradação ambiental, a erosão tem destaque por ter efeitos tanto locais quanto difusos. A mudança do uso da terra pode acelerar o processo erosivo e este, por sua vez, levar ao declínio da produtividade do solo, favorecendo a ocorrência de inundações, assoreamento e poluição de corpos d'água e, mais recentemente abordado, contribui para o aquecimento global por meio da perda de carbono orgânico no solo (LI et al., 2017), tornando necessária compreensão da dinâmica da erosão para fomentar medidas de conservação dos sistemas produtivos.

A erosão hídrica é a mais expressiva em regiões tropicais e consiste em um processo de descolamento e transporte de partículas do solo pela chuva ou pelo escoamento superficial, gerando separação das partículas devido a desagregação do solo, remoção de materiais da superfície do solo e deposição em alguma porção do relevo (SANTOS et al., 2017). O efeito pode ser acelerado diante a remoção da cobertura vegetal original para implantação de culturas, conforme verificado por Chaplot et al. (2005), que, em estudo de simulação de mudanças de uso do solo, consideraram um cenário onde toda a cobertura vegetal é alterada e observaram um aumento linear de 600% da taxa de erosão em uma bacia.

Além da remoção da cobertura original, a manutenção do solo sem cobertura vegetal nestas áreas é outro fator que potencializa os danos por erosão. De acordo com Rodrigo-Comino et al. (2018), os agricultores tendem a manter o solo sem cobertura vegetal nas entrelinhas de plantio para reduzir a competição por água e nutrientes, o que gera um aumento na perda de solo e água por escoamento superficial devido ao impacto da gota de chuva, podendo ser minimizado diante a presença da vegetação, a qual também é eficiente na redução da velocidade do escoamento superficial, no aumento da infiltração e no aporte de carbono no solo.

Há um debate atual, segundo Chamizo et al. (2017), que divide pesquisadores. Alguns acreditam que a erosão atua como fonte de carbono (C), enquanto outros a consideram um sumidouro deste elemento. Os autores afirmam que a controvérsia ocorre porque os que consideram a erosão como fonte de carbono orgânico do solo observam apenas a mineralização da

matéria orgânica do solo (MOS), quando a camada superficial rica em C é destacada e transportada, enquanto os que consideram a erosão como sumidouro de C argumentam com base na redução da taxa de decomposição aeróbica como resultado do “soterramento” do carbono orgânico total do solo (COT) durante a deposição. Adicionalmente, do ponto de vista local, a erosão pode ser considerada um dreno de carbono.

A mineralização da MOS, quando em sistemas nativos, é compensada pela deposição natural de folhas na superfície do solo, as quais são decompostas pelos microrganismos e estes, por sua vez, produzem substâncias orgânicas que são incorporadas ao solo por meio da ação pluvial e, assim, favorece o restabelecimento do estoque de carbono, ao que se denomina “equilíbrio dinâmico do carbono no solo”, conforme explicitado por Cerri et al. (2017). As atividades agrícolas podem alterar o equilíbrio dinâmico do C e comprometer qualitativa e quantitativamente a MOS (CARDOSO et al., 2010).

Neste contexto, o estudo da MOS tem se mostrado eficiente na avaliação do efeito do uso do solo sobre a qualidade do meio, sobretudo quando são avaliadas as frações físicas da MOS, como o carbono lábil e complexado que geram um índice expressivamente sensível ao manejo empregado: O índice de manejo de carbono (IMC), o qual reflete o incremento no grupo COT e a proporção de carbono lábil em relação ao solo de referência (BENBI et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2017), podendo indicar ainda os efeitos do processo erosivo em uma cultura na estabilidade dos estoques de carbono no solo.

Além do comprometimento dos estoques de C no solo, Adimassu et al. (2017) apontam as perdas da fertilidade do solo via erosão, como um sério problema nas terras agrícolas, implicando em perda econômica para o agricultor tanto pela redução do rendimento das culturas como pelo aumento do custo com a adição de nutrientes via adubação, além do risco de poluição dos recursos hídricos em corpos d’água a jusante.

A remediação de um solo degradado por erosão é onerosa e lenta. A necessidade de elevar o uso de insumos químicos externos para recuperar a fertilidade e melhorar a produtividade do solo erodido pode afetar a sustentabilidade do meio já sensível, bem como o uso de maquinaria pesada

pode comprometer a estrutura do solo e favorecer a emissão de CO₂ (NOVARA et al., 2018).

Apesar de ser um problema constante em lavouras, a perda de nutrientes via erosão é pouco estudada, conforme relato por García-Díaz et al. (2017), os quais afirmam que poucos estudos investigaram a exportação de nutrientes pelo escoamento superficial e apenas alguns deles pesquisaram as perdas de nutrientes por tal processo. Esse conhecimento é imprescindível para a otimização dos sistemas agrícolas, buscando medidas que reduzam tais perdas, como o uso de plantas de cobertura.

A eficiência das plantas de cobertura na redução da perda de solo via erosão hídrica pode ser muito variável de acordo com o percentual de solo exposto na área, encontrando ainda a limitação da cultura principal quanto a competição entre plantas, como é o caso do cultivo de oliveira (*olea Europaea*) que apresenta alta taxa de erosão devido ao manejo tradicional, o qual mantém as entrelinhas de plantio limpas para evitar competição por água e nutrientes (GÓMEZ et al., 2018).

Pesquisa desenvolvida por Gómez et al. (2014), envolvendo erosão em culturas de oliveira na Espanha, revela que o problema de erosão em olivais é uma herança histórica, em que práticas pouco conservacionistas são mantidas, com baixa densidade de árvores, controle do dossel e solo exposto na entrelinha. Os autores afirmam ainda que a erosão afeta a produtividade da cultura da oliveira principalmente devido à perda de profundidade do perfil do solo que leva à redução da capacidade de armazenamento da água da chuva. Entretanto, por se tratar de um processo gradual, os efeitos podem não ser percebidos a tempo por muitos agricultores.

No Brasil, a oliveira foi trazida pelos imigrantes europeus durante a colonização do país, mas teve o cultivo voltado para produção agrícola somente após a segunda guerra mundial, sobretudo na região sul (TERAMOTO; BERTONCINI, 2010). Em Minas Gerais, a cultura foi inserida entre as décadas de 40 e 50 e atualmente já existem vários genótipos adaptados às condições sul-mineiras onde indivíduos apresentam florescimento e produção regular de frutos satisfatórios (TERAMOTO; BERTONCINI, 2010; OLIVEIRA; PIO, 2012), mas com cultivo ainda pouco expressivo no estado.

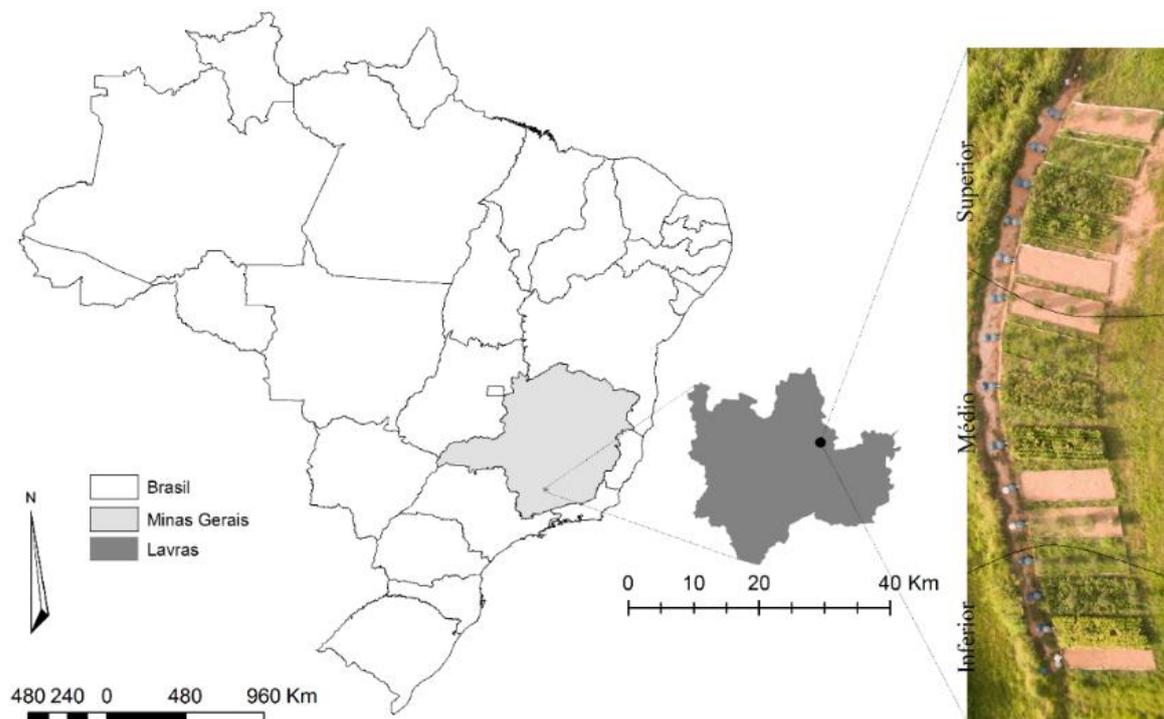
O levantamento das condições agroclimáticas favoráveis à olivicultura no estado de Minas Gerais, realizado por Oliveira et al. (2010), indicou oito municípios com clima favorável para a cultura de oliveira, estando o município de Lavras, no Sul do estado, entre estes. Deste modo, o presente trabalho objetivou avaliar a dinâmica da matéria orgânica após dois anos de cultivo de oliveiras e as perdas de nutrientes via erosão hídrica em olivais, do primeiro ao terceiro ano pós-plantio, no município de Lavras, partindo da hipótese de que os manejos empregados ao solo na olivicultura alteram a dinâmica do carbono e as perdas da fertilidade.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Descrição da área experimental

O experimento foi realizado no município de Lavras, sul de Minas Gerais (Figura 1). A classificação climática do local é Cwb, caracterizado por clima temperado chuvoso, com inverno seco, verão chuvoso e precipitação e temperatura anual média de 1.411 mm e 19,3 °C, respectivamente (ALVARES et al., 2013). O solo foi classificado como Cambissolo Háplico fase floresta subperenifólia (Santos et al., 2013) e a declividade média da área é de 23%.

Figura 1- Localização da área experimental com a disposição das parcelas padrão utilizadas no estudo de erosão.



Fonte: Dados da autora (2019).

Antes da instalação do experimento, foi realizada a caracterização do solo em 3 porções do relevo (Tabela 1 e Figuras 1 e 2), por meio de amostras compostas. Toda a área anteriormente encontrava-se ocupada por braquiária sendo roçada a cada três meses. As análises físicas e químicas foram realizadas de acordo com compilação de Silva et al. (2009).

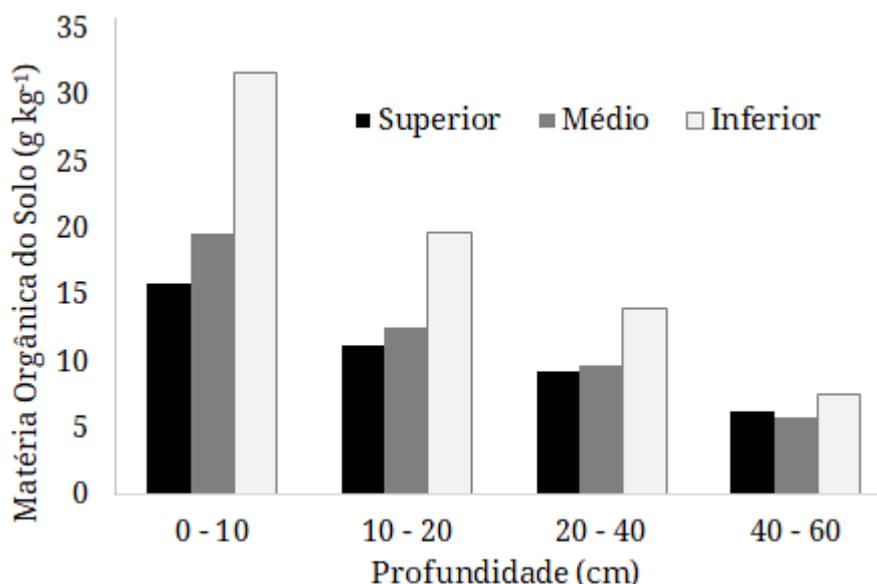
Tabela 1- Caracterização física e química do solo antes da instalação do experimento.

Prof. cm	pH	K	P	Ca	Mg	Al	H+Al	P-Rem	MOS	Argila	Silte	Areia
		Mg dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³			Mg L ⁻¹		g kg ⁻¹		
0 - 10	5,33	109,00	9,37	2,47	0,66	0,13	2,31	26,49	22,3	396,7	193,3	410,0
10 - 20	5,37	64,22	2,83	1,84	0,49	0,16	2,23	23,92	14,4	398,3	196,7	405,0
20 - 40	5,26	47,67	1,46	1,54	0,42	0,19	2,10	19,02	10,9	420,0	201,7	378,3
40 - 60	5,42	30,67	0,92	1,44	0,36	0,15	1,93	14,45	06,5	455,0	228,3	316,7

P-Rem: Fósforo remanescente; MOS: Matéria Orgânica do Solo.

Fonte: Dados da autora (2019).

Figura 2- Matéria Orgânica do Solo (MOS) em Cambissolo Háplico antes da implantação do experimento, nos terços superior, médio e inferior da encosta.



Fonte: Dados da autora (2019).

2.2 Instalação das parcelas padrão de erosão, amostragem de solo e coleta de sedimentos

O delineamento experimental foi em três blocos casualizados, representativos dos terços superior, médio e inferior da paisagem, com cinco tratamentos por bloco. Foram instaladas parcelas padrão de monitoramento da erosão hídrica para quantificar os nutrientes perdidos via sedimento de erosão. Estas parcelas, com dimensões de 12 x 4 m, foram instaladas no sentido do declive (23%), em três repetições para cada um dos seguintes tratamentos: solo descoberto durante três anos (SD); cultura de oliveira com solo descoberto na entrelinha durante três anos (OSD); oliveira em consórcio com feijão-de-

porco (*Canavalia ensiformis*) no primeiro e segundo ano e vegetação espontânea roçada com coroamento no terceiro ano (OFC); oliveira em rotação com milho (*Pennisetum glaucum*) no primeiro ano, crotalária (*Crotalaria júncea*) no segundo ano e vegetação espontânea manejada com herbicida no terceiro (ORH) e; oliveira sob vegetação espontânea manejada com roçadeira nos três anos (OVR). Para os estudos de MOS, foi adotada como referência uma área de vegetação nativa (MN) na mesma condição de clima, solo e posição na paisagem da área experimental, localizada 500 m ao lado das parcelas de erosão.

O plantio da oliveira, cultivar Arbequina, foi realizado em março de 2015, após o solo da camada de 0-20 cm ser arado, e as culturas de cobertura feijão-de-porco e milho foram instaladas por meio de semeadura manual. As mudas de oliveira foram plantadas em covas de 50 dm³, espaçadas entre si por 3 metros, onde foram adicionados, em cada cova, 500 g de superfosfato simples, 200 g de KCl, 10 L de esterco curtido e 100 g de calcário. Tanto o plantio quanto a adubação no primeiro ano foram realizados segundo Vieira Neto et al. (2008).

O plantio do feijão-de-porco e do milho no primeiro ano seguiu a densidade de 8 sementes m⁻¹ e densidade de 90 sementes m⁻¹ para as respectivas culturas de cobertura, respeitando o sentido do declive e garantindo a cobertura do solo em toda a área, sendo lançadas as sementes diretamente nos sulcos de plantio. As parcelas sem cobertura vegetal foram assim mantidas por meio de capinas. A adubação de manutenção em todas as parcelas consistiu na adição de 50 g de sulfato de amônio nos meses de janeiro, novembro e dezembro dos anos avaliados (setembro de 2015 a setembro de 2018).

Para o segundo ano, as plantas de cobertura foram cortadas e replantadas em dezembro de 2016. Nesta etapa, apenas o tratamento ORH sofreu alteração, onde o milho foi substituído pela crotalária com espaçamento de 0,25 m e densidade de 40 sementes m⁻¹. No terceiro ano, as plantas de cobertura foram retiradas, mantendo os tratamentos OSD e SD, e realizado o manejo da vegetação espontânea, uma vez que foi observada a eficiência deste tratamento diante os demais, mas ainda carecendo de

informações que fomentem elaboração de estratégias para o manejo. Foram então adotados o manejo da vegetação espontânea com roçadeira e coroamento das oliveiras no tratamento OFC, uso do herbicida Roundup para manejo da vegetação espontânea no tratamento ORH e manutenção do manejo da vegetação com roçadeira no tratamento OVR.

A vegetação espontânea é caracterizada pela presença, em maioria, da *Brachiaria decumbens*, comportando também as seguintes espécies: *Ipomoea acuminata*, *Bidens pilosa*, *Oxalis corniculata*, *Digitaria sanguinalis*, *Emilia fosbergii* Nicolson, *Melinis minutiflora*, *Conyza bonariensis*, *Euphorbia heterophylla* e *Eleusine indica*.

A coleta de sedimento foi realizada na caixa coletora com capacidade de 500 L instalada na extremidade de cada parcela, delimitada por chapas galvanizadas com uma calha que conduz a água da enxurrada até essa caixa. O material coletado após os eventos chuvosos seguiu para laboratório, onde o sedimento foi decantado, seco em estufa e armazenado para posteriores análises. O período de coleta de sedimento foi de setembro de 2015 a setembro de 2018.

Para o estudo da MOS nas parcelas, foi realizada uma coleta em julho de 2017, após o período chuvoso onde, em cada parcela, foram amostrados três locais, considerando a porção superior, média e inferior da parcela, ao lado da cova de plantio, nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm. Na área de vegetação nativa foram amostrados nove locais nas mesmas profundidades, totalizando assim 216 amostras.

2.3 Determinação e fracionamento da MOS

Para estudo da dinâmica da MOS foi considerado dois anos pós-plantio (avaliando o efeito da cobertura de 2015 a 2017), visando avaliar o comportamento do carbono sob influência de dois anos de manejo de plantas de coberturas. O estoque de carbono foi calculado a partir da correção dos valores de C pela densidade, considerando metodologia proposta por Veldkamp (1994).

As frações físicas da MOS das parcelas e do sedimento foram separadas segundo metodologia proposta por Cambardella e Elliott (1992), onde a dispersão da argila foi realizada por meio do hidróxido de sódio ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$) e

agitação por 16 horas em agitador vertical. Em seguida o material foi lavado em peneira de 53 μm e seco em estufa a 60 $^{\circ}\text{C}$. Obteve-se assim a matéria orgânica particulada (MOP), equivalente ao material retido na peneira. A matéria orgânica complexada (MOC) foi quantificada pela diferença entre MOP e Matéria Orgânica do Solo (MOS).

Após seco o material retido na peneira foi macerado e pesado. O carbono da fração particulada do solo (C-MOP) foi quantificado por meio do método de oxidação via úmida com aquecimento externo, proposto por Yeomans e Bremner (1988), sendo o mesmo método empregado na determinação do COT. Para conversão de carbono orgânico em matéria orgânica, utilizou-se o fator 1,724, baseado na premissa que a MOS possui 58% de C orgânico.

O cálculo do Índice de Manejo de Carbono (IMC) foi realizado de acordo com o proposto por Blair et al. (1995), considerando o índice de estoque de carbono (IEC), conforme equação 1:

$$\text{IEC} = \frac{\text{COT}_c}{\text{COT}_r} \quad (1)$$

Onde COT_c equivale ao COT da área cultivada e o COT_r é o COT da área de referência (vegetação nativa). Adicionalmente, calculou-se a Labilidade (L) do Carbono (Equação 2):

$$L = \frac{\text{Cl}}{\text{CNL}} \quad (2)$$

Onde Cl é o carbono da fração lábil (C-MOP) e CNL corresponde ao carbono da fração não lábil (C-MOC) para cada tratamento. A partir dos valores de labilidade, obteve-se o Índice de Labilidade (IL), segundo a equação 3:

$$\text{IL} = \frac{L_c}{L_r} \quad (3)$$

Onde L_c é a labilidade da área cultivada e L_r a labilidade da área referência. Por fim, o IMC equivale ao produto da equação 4:

$$\text{IMC} = \text{IEC} \times \text{LI} \times 100 \quad (4)$$

2.4 Perdas de nutrientes

Os nutrientes foram quantificados nas amostras de sedimentos, coletadas e acumuladas mensalmente para composição da amostra anual. A

determinação dos nutrientes, em sua forma total, no sedimento, foi feita por digestão da amostra com HNO_3 e aquecimento em micro-ondas seguida de análise por espectrometria de emissão atômica por plasma acoplado indutivamente (ICP-OES), com fator de diluição de 1:10. O pH, K trocável, P disponível, Ca, Mg, Al e H+Al no solo das parcelas foram quantificados segundo metodologia proposta por Silva et al. (2009). As quantidades de nutrientes perdidas via erosão foram então obtidas por meio da multiplicação das perdas de solo (kg/parcela) pela concentração de nutrientes no sedimento (ml/l). As perdas de solo anuais foram obtidas através dos dados disponibilizados por Beniaich et al. (2018), para o mesmo período avaliado pelo presente estudo.

O cálculo da valoração da perda de P e K^+ foi realizado a partir dos teores de P disponível e K trocável no sedimento carregado pela erosão no primeiro ano pós-plantio. Estes teores foram convertidos em fertilizantes comerciais (superfosfato simples e cloreto de potássio). Os preços considerados no cálculo foram os consultados no Instituto de Economia Agrícola (IEA) do Estado de São Paulo, equivalente ao valor pago pelos produtores em novembro de 2018 (cloreto de potássio = R\$ 2.126,71/tonelada e Superfosfato simples = R\$ 1.339,40/tonelada).

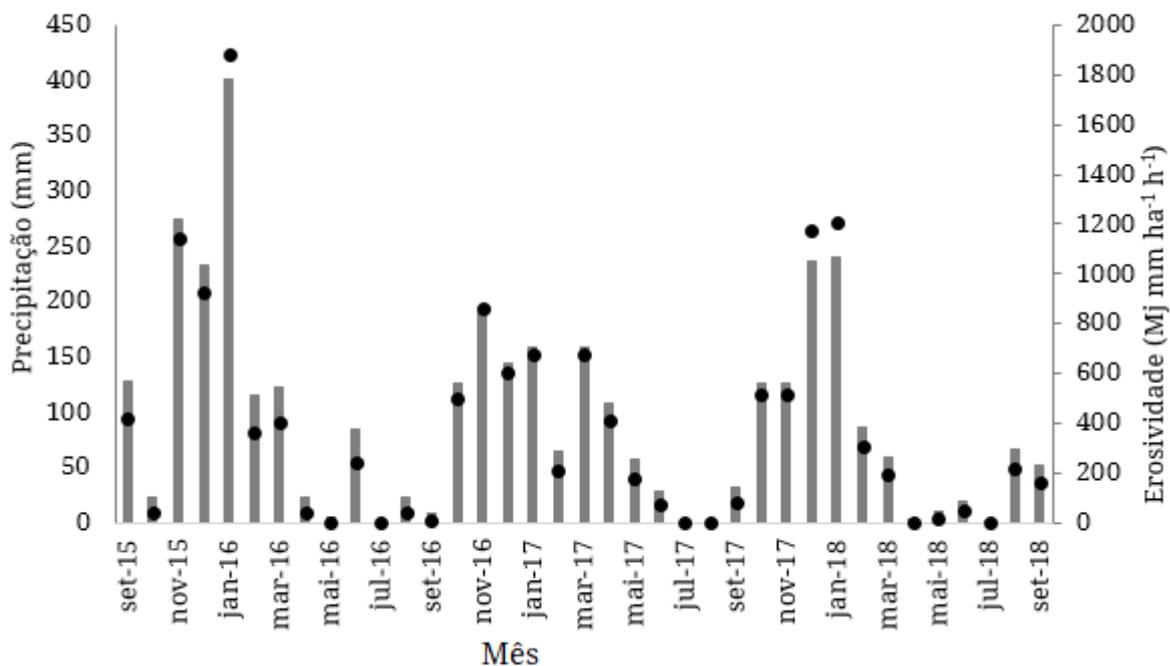
2.5 Erosividade da chuva

A caracterização pluviométrica do período avaliado é apresentada na Figura 3. A precipitação mensal foi obtida por meio de dados da estação climatológica do INMET (Instituto de Meteorologia), a aproximadamente 1 km da área experimental, e a erosividade da chuva foi estimada por meio da equação 5, proposta por Aquino et al. (2014) para o município de Lavras.

$$EI_{30} = 85.672 \times Rc^{0,6557} \quad (5)$$

Onde $Rc = p^2/P^{-1}$, em que Rc é o coeficiente de chuva (mm), p é a precipitação média mensal (mm) e P é a precipitação média anual (mm).

Figura 3- Precipitação e erosividade da chuva no Município de Lavras.



Fonte: Dados da autora (2019).

2.6 Análise estatística

Após terem sido realizadas as transformações necessárias para normalização de todos os dados, os resultados foram submetidos à análise de variância para identificar, em cada profundidade, efeitos das fontes de variação consideradas (tratamentos). As médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott. As análises foram realizadas usando o software SISVAR v. 5.0 e o software R.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Dinâmica da MOS

De modo geral, o carbono orgânico total na camada superficial do solo apresenta variação causada pelo manejo do solo apenas após um longo tempo de mudança do uso da terra, fato que foi confirmado no presente estudo. Os resultados obtidos em amostras de solo coletadas na área experimental após dois anos de manejo e apresentados na Tabela 2, mostram que o COT não foi sensível na distinção do efeito do manejo sobre o solo nos primeiros 10 cm, onde apenas a área de mata (MN) apresentou valor significativamente distinto dos demais.

Tabela 2- Carbono orgânico total (COT) e carbono da matéria orgânica particulada (C-MOP) em solo sob cultivo de oliveira com dois anos de idade.

Tratamento	Profundidade cm	COT	C-MOP g kg ⁻¹
OSD	0 a 5	10,77B	1,62C
OVR		12,41B	3,33B
OFC		12,62B	2,54B
ORH		12,55B	2,72B
SD		11,83B	1,52C
MN		35,90A	6,74A
OSD	5 a 10	9,51B	0,96B
OVR		10,01B	2,00B
OFC		10,83B	1,52B
ORH		11,82B	1,57B
SD		11,14B	1,56B
MN		23,79A	3,76A
OSD	10 a 20	6,46C	0,68B
OVR		8,71B	1,41B
OFC		8,37B	1,07B
ORH		9,11B	1,32B
SD		9,76B	1,13B
MN		17,01A	2,90A
OSD	20 a 40	4,46C	0,53B
OVR		6,39B	1,06B
OFC		6,83B	0,96B
ORH		6,95B	1,16B
SD		6,68B	0,87B
MN		13,56A	3,36A

OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalaria (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto; MN: Mata nativa. Letras diferentes indicam diferença significativa (5% de probabilidade) entre os tratamentos, para uma mesma profundidade. Os dados foram transformados com aplicação de Log10 para análise estatística.

Fonte: Dados da autora (2019).

Nos ecossistemas nativos, é comum observar valores elevados de COT quando comparados a áreas agrícolas, o que se deve ao aporte e acúmulo constante de resíduos vegetais e à composição desse material, que tende a ser mais lignificada, tornando o processo de adição de matéria orgânica estável e equilibrada (LOSS et al., 2015).

O COT decresce em profundidade, uma vez que é na superfície do solo onde ficam depositados os resíduos vegetais a serem decompostos. Estudo desenvolvido por Hogley et al. (2015), avaliando a distribuição vertical do

carbono em solos da Austrália, confirma que é na camada superficial (primeiros 10 cm) que o efeito do manejo influencia no COT, variação condicionada também pelo clima. Os autores afirmam ainda que a variação nas camadas subsuperficiais estão mais relacionadas às características mineralógicas e geológicas. Os resultados apresentados na Tabela 2 mostram que em profundidade, devido ao natural decréscimo do COT, o tratamento onde a cobertura do solo foi realizada apenas pela presença da oliveira (OSD) teve menores valores COT, entretanto o C-MOP não diferenciou este manejo dos demais, indicando que as perdas ocorreram na fração estável, podendo comprometer os estoques de C.

Já o C-MOP mostrou eficiência na distinção dos manejos na primeira camada avaliada (Tabela 2), como esperado. Os manejos onde o aporte de resíduos vegetais foi menor apresentou menor valor de C-MOP (OSD e SD). De acordo com Kantola et al. (2017), a rotatividade da MOP é impulsionada, além do manejo, por fatores ambientais como umidade, temperatura e pH, que afetam a atividade microbiana e são mais variáveis na camada superficial. Portanto, essa fração é mais sensível à mudança de uso da terra e responde mais rápido do que COT, fazendo com que a partir da medida do C-MOP seja possível visualizar mudanças na MOS e prever alterações do COT antes que a mesma seja mensurável.

Neste sentido, o consórcio da oliveira com plantas de cobertura (OFC e ORH) ou com a vegetação espontânea (OVR) mostrou-se eficiente no aporte de carbono. É importante considerar que o COT na mata nativa foi relativamente alto. Bertossi et al. (2016) observaram valores de COT equivalentes a 12 g kg^{-1} em solo sob Mata Atlântica, na camada de 0-10 cm, valor este próximo aos 14 g kg^{-1} observado por Freitas et al. (2018) para uma área de mata nativa no planalto ocidental paulista. Os valores de COT para MN, aqui observados, (média de $23,47 \text{ g kg}^{-1}$ no perfil) possivelmente refletem o relevo propício à deposição de material vegetal.

A heterogeneidade dos solos torna o COT altamente variável, sobretudo quando avaliado por camada onde o efeito do manejo e das operações agrícolas pode causar alterações na densidade do solo, dificultando a detecção de diferenças significativas no COT (WALTER et al., 2016). A correção do COT a

partir da densidade do solo, resultando no estoque de carbono (Tabela 3), reduz esse efeito e torna apropriada a comparação do carbono entre camadas de solos sob manejos distintos. Os estoques observados mostram que nos primeiros 20 cm de profundidade, para o estoque do C, nenhum tratamento mostrou efeito. Entretanto, considerando a fração mais lábil (MOP), a oliveira com vegetação espontânea (OVR) foi o manejo mais favorável à manutenção do carbono no solo, seguido de OFC e ORH.

Tabela 3- Estoques de carbono e suas frações em solo sob cultivo de oliveira.

Tratamento	Profundidade cm	Estoque		
		COT	MOP	MOC
		-----Mg ha ⁻¹ -----		
OSD	0-20	24,21B	2,95D	21,26B
OVR		26,78B	5,80B	20,98B
OFC		28,31B	4,58C	23,73B
ORH		30,00B	4,74C	25,26B
SD		28,42B	3,62D	24,80B
MN		57,59A	10,13A	47,45A
OSD	20-40	13,42A	1,61A	11,80A
OVR		18,58A	3,13A	15,45A
OFC		19,96A	2,78A	17,18A
ORH		21,33A	3,54A	17,79A
SD		19,96A	2,57A	17,39A
MN		35,55A	8,91A	26,64A

COT: Carbono orgânico total; MOP: matéria orgânica particulada; MOC: matéria orgânica complexada; OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-deporco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalaria (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto; MN: Mata nativa. Letras diferentes indicam diferença significativa (5% de probabilidade) entre os tratamentos, para uma mesma profundidade. Os dados foram transformados com aplicação de Log10 para análise estatística.

Fonte: Dados da autora (2019).

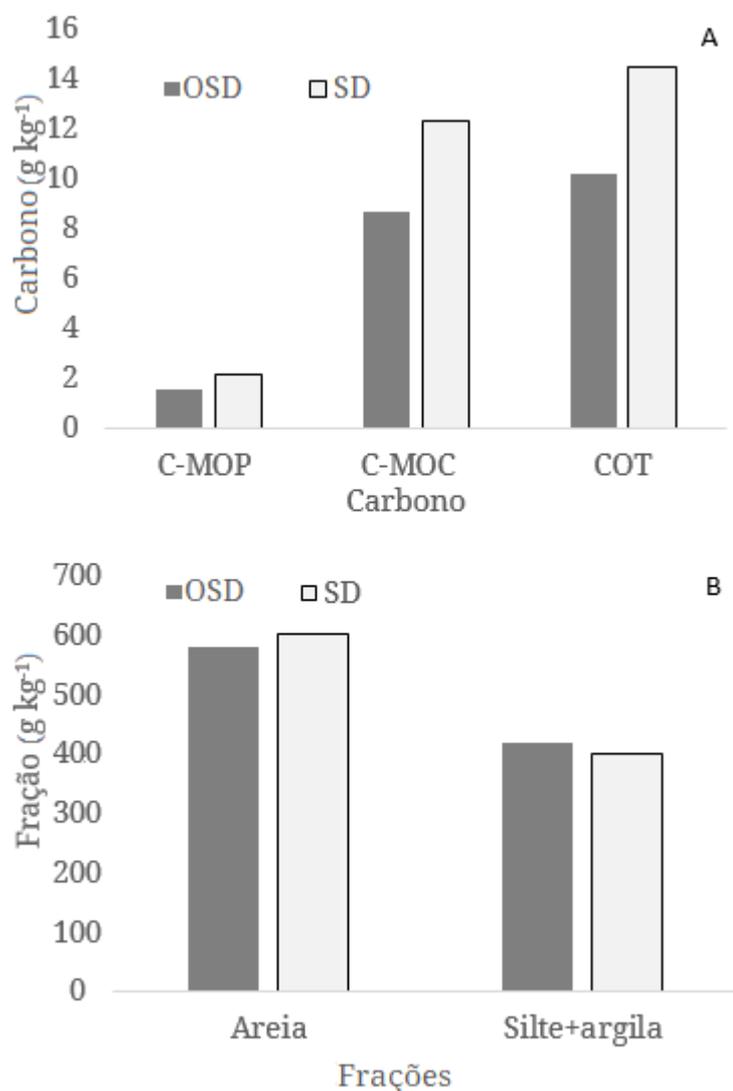
Estudo desenvolvido por Oliveira et al. (2017) corrobora o exposto, onde os autores afirmam que o C-MOP foi sensível na avaliação da capacidade dos sistemas de manejo em promover a qualidade do solo, devido a sua estreita correlação com atributos físicos, químicos e biológicos do solo.

A pouca sensibilidade do COT aos tratamentos, a curto prazo, pode ser explicada pela fração que compõe a maior parte deste total: o C-MOC. A Tabela 3 mostra que aproximadamente 83% do estoque de C é composto por carbono

associado aos minerais (MOC), o qual não identificou alteração do C diante os tratamentos empregados. Esta fração equivale ao carbono estável no solo, pouco disponível para a microbiota e estruturalmente bem protegido.

O processo erosivo atuou sobre o COT removendo em maior quantidade a fração mais estável (Figura 4A). A fração lábil é a mais leve, pouco decomposta e portanto facilmente levada pela enxurrada, conforme relatado por Schaaff et al. (2002), os quais afirmam que a matéria orgânica particulada, que tem baixa densidade e está localizada na camada superior oxigenada e não consolidada, é preferencialmente erodida. Na composição geral do carbono do material erodido, essa fração equivale em média a 15%, valor próximo ao observado pelos citados autores (cerca de 12% da matéria orgânica erodida), o que pode refletir a baixa densidade da MOP uma vez que o material erodido tem mais areia que fração mineral (Figura 4B).

Figura 4- Carbono e suas frações (A) e Composição textural (B) de sedimento de erosão.



Fonte: Dados da autora (2019).

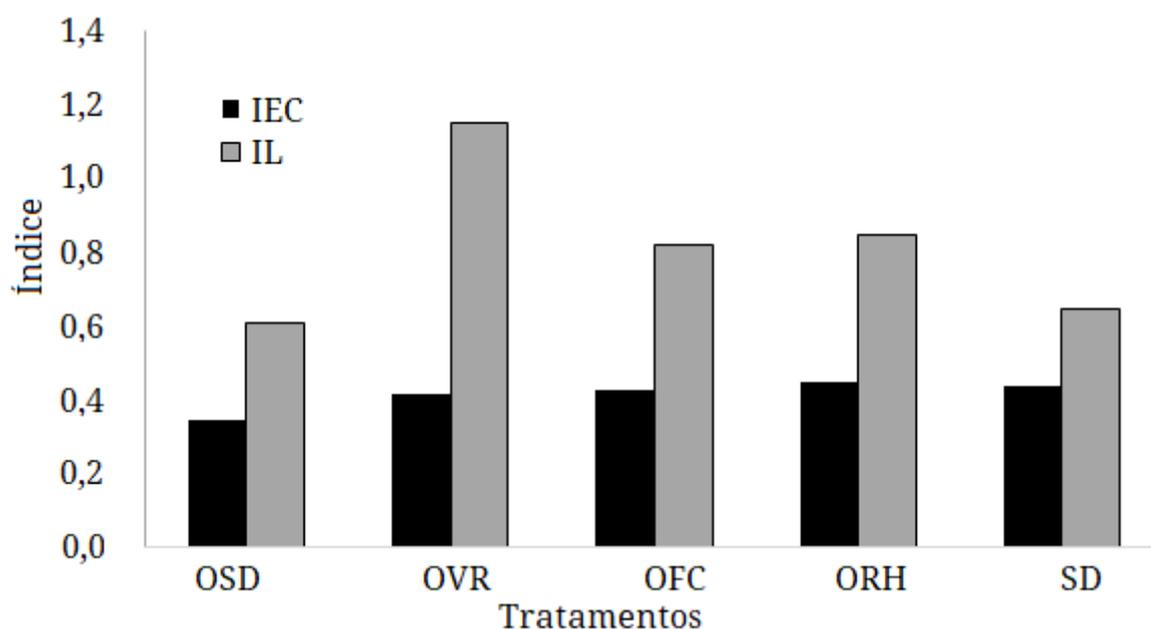
Legenda: C-MOP: carbono da matéria orgânica particulada; C-MOC: carbono da matéria orgânica complexada; COT: Carbono orgânico Total. OSD; Oliveira sem cobertura vegetal na entrelinha; SD: solo descoberto.

A presença da oliveira no solo do tratamento OSD conferiu uma menor perda de carbono que o tratamento SD, entretanto ainda houve perdas em ambos sistemas; mas, nos demais tratamentos, a erosão foi reduzida a ponto de não haver material suficiente para a análise de fracionamento do carbono.

O IEC (Figura 5) mostrou semelhança entre os tratamentos, o que resulta da ausência de diferença significativa entre estes para o COT apresentado na Tabela 2. O índice de labilidade do OVR se destacou em relação aos demais tratamentos devido ao significativo valor maior do C-MOP deste tratamento em

relação aos demais. A integração destes índices compõe o IMC (Figura 6), onde o tratamento OVR manteve o destaque, entretanto, nenhum dos tratamentos alcançaram o valor referência (100) para serem considerados favoráveis à manutenção do carbono no solo. O IMC pode ser interpretado como indicador de recuperação do carbono do solo e reflete as mudanças na dinâmica do carbono em função das alterações no uso da terra, de modo que os valores maiores deste índice apontam a reabilitação do solo C, enquanto os menores refletem a degradação dos compostos de C (GERAEI et al., 2016).

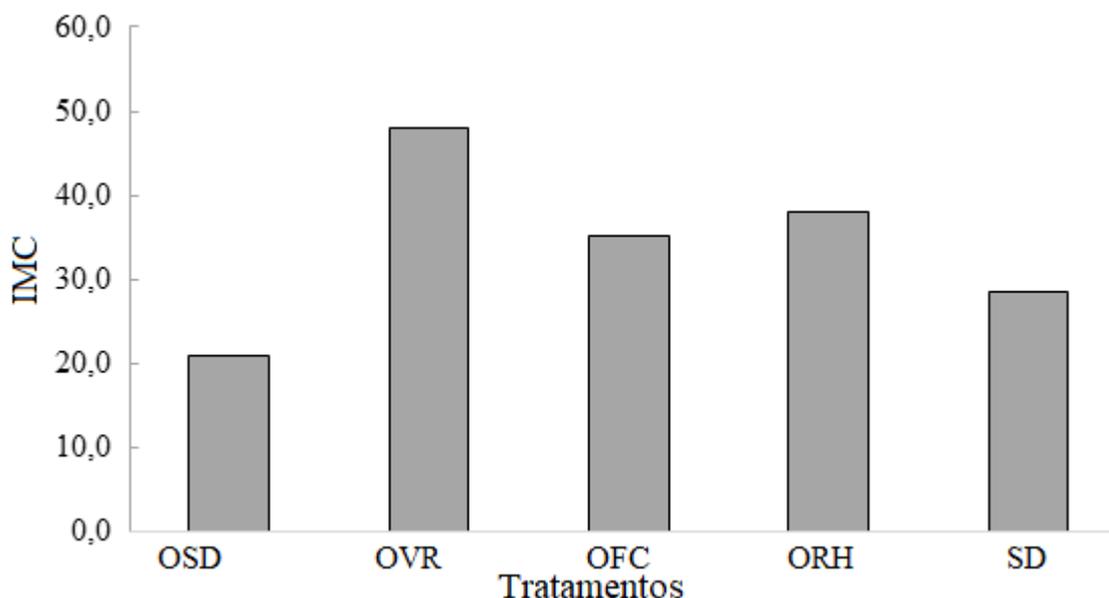
Figura 5- Índice de estoque de carbono (IEC) e índice de labilidade (IL) em solo sob cultivo de oliveira.



Fonte: Dados da autora (2019).

Legenda: IEC: Índice de estoque de carbono (adimensional); IL: Índice de labilidade (adimensional); OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão de porco nos dois primeiros anos pós plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalária (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto.

Figura 6- Índice de manejo de carbono (IMC) em solo sob cultivo de oliveira.



Fonte: Dados da autora (2019).

Legenda: IMC: Índice de manejo de carbono (adimensional); OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milheto (1º ano) e *Crotalaria* (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto.

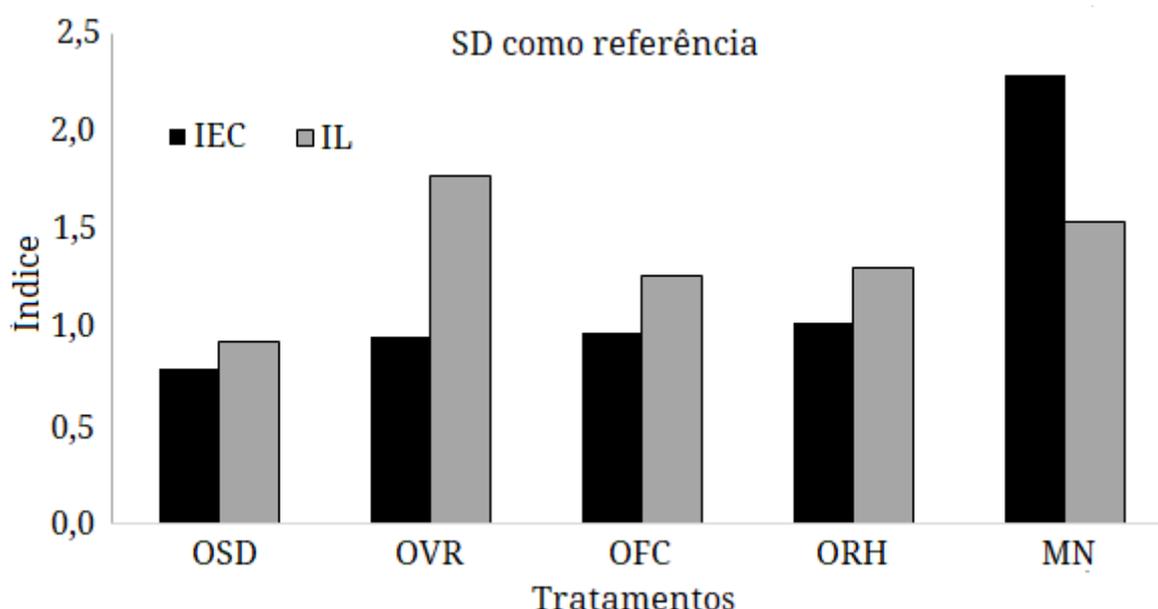
É importante observar que os valores de carbono e suas frações para a área de mata foram, conforme mencionado, mais altos (Tabela 2 e 3), assim a relativização dos tratamentos à mata fez com que os índices obtidos no solo fossem baixos. O IMC em OVR teve um valor superior aos demais, o que provavelmente se dá pela dinâmica da biota já ambientada e adaptada à vegetação presente na área de estudo a muito tempo, tornando o processo de decomposição mais equilibrado do que nos demais tratamentos com planta de cobertura, onde a inserção de novas culturas ao meio gera efeitos nas propriedades e características químicas, físicas e biológicas do solo, refletindo assim na dinâmica da MOS.

Avaliando o IMC em rotação de cultura milho-trigo, Ghosh et al. (2018) observaram valores de IMC ainda menores que os observados no presente estudo, em que, diante a ausência de adubações, os autores obtiveram valor equivalente a 15,39 enquanto que o valor do IMC foi de 48 ao utilizar *Crotalaria juncea* para fornecimento de N. Os autores afirmam que o aumento do IMC

possivelmente está associado ao aumento anual das fontes de carbono e à variação na qualidade da matéria orgânica, modificando a labilidade do carbono para a forma oxidada diante a presença da crotalária. A vegetação espontânea em OVR é composta, em maioria, por *Brachiaria*, a qual também apresentou maior IMC e, portanto, corrobora o exposto pelos autores devido o fornecimento de carbono.

Os estudos de erosão do solo envolvendo parcelas de perdas de solo apresentam, muitas vezes, a limitação de instalação e manutenção de parcelas em áreas de mata nativa, tida como referência para MOS. Entretanto, é considerada área de referência para pesquisas de erosão o solo sem cobertura vegetal, onde o processo erosivo ocorre sem influência da vegetação (WISCHMEIER; SMITH, 1978). Neste contexto, observa-se na Figura 7 os índices obtidos a partir da área com solo descoberto tida como referência negativa.

Figura 7- Índice de estoque de carbono (IEC) e índice de labilidade (IL), considerando o tratamento solo descoberto com área de referência.

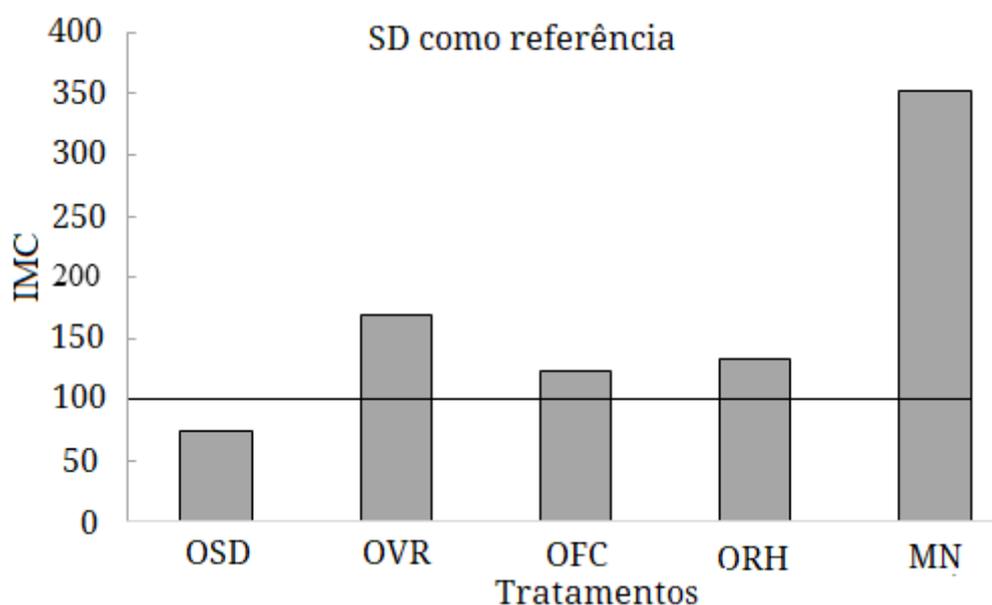


Fonte: Dados da autora (2019).

Legenda: IEC: Índice de estoque de carbono (adimensional); IL: Índice de labilidade (adimensional); OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalária (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto; MN: Mata nativa.

Este resultado mostra que o comportamento e tendência dos índices de estoque de C e labilidade entre os tratamentos foram mantidos, mudando apenas os valores que foram mais altos em relação aos obtidos quando a mata nativa foi tida como referência. O IMC (Figura 8) também obteve o mesmo padrão com valores mais altos, uma vez que a referência usada é tida como manejo inadequado. Entretanto, o tratamento OSD apresentou valor inferior a 100, indicando que este manejo é crítico e compromete severamente a manutenção do carbono no solo.

Figura 8- Índice de manejo de carbono (IEC) considerando o tratamento solo descoberto com área de referência.



Fonte: Dados da autora (2019).

Legenda: OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalária (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto; MN: Mata nativa.

O cultivo tradicional da oliveira envolve a manutenção do solo sem cobertura vegetal na entrelinha, visando limpeza da área e redução da competição por nutrientes e água. Entretanto, essa prática torna o solo exposto aos agentes erosivos, sobretudo quando associada ao cultivo em declives acentuados e solos rasos como os Cambissolos, além de comprometer severamente a qualidade do solo e prejudicar a manutenção do carbono no

sistema, gerando efeito tanto local quanto em maior escala. Adicionalmente, ocorrem ainda perdas de nutrientes, comprometendo a sustentabilidade.

3.2 Concentração de nutrientes no solo da área experimental

Os nutrientes presentes nas parcelas de perdas de solo no primeiro ano pós-plantio são apresentados na Tabela 4. Observa-se um decréscimo de pH, K, P, Ca e Mg em profundidade, para todos os tratamentos, refletindo a baixa movimentação destes nutrientes ao longo do perfil, de modo que a camada do solo onde há maior concentração de nutrientes é também a mais propícia e exposta à erosão. O pH abaixo de 5,5 torna o alumínio mais solúvel (MIGUEL et al., 2010), resultando em facilidade de percolação do Al no perfil do solo, conforme observado no presente estudo em todos os tratamentos testados.

Tabela 4- Concentração de nutrientes em diferentes camadas do solo nas parcelas experimentais após um ano de plantio da oliveira no Sul de Minas Gerais.

Trat	Prof	pH	K trocável	P disponível	Ca	Mg	Al	H+Al	MOS
	cm		-----mg dm ³ -----		-----cmol _c dm ³ -----				g kg ⁻¹
OSD	0 - 5	5,44A	119,15B	5,62A	2,12A	0,50A	0,11A	1,85A	17,3A
	5 - 10	5,08A	81,49A	1,89A	1,79A	0,45A	0,16A	2,54A	13,9A
	10 - 20	5,03A	57,80A	0,83A	1,39A	0,34A	0,20A	1,69A	9,1A
	20 - 40	4,94A	35,61A	0,46A	1,30A	0,29A	0,23A	2,10A	7,7A
OVE	0 - 5	5,88A	210,45A	2,12B	1,83A	0,51A	0,11A	1,63A	17,8A
	5 - 10	5,49A	84,42A	1,78A	1,79A	0,41A	0,14A	2,33A	15,4A
	10 - 20	5,57A	40,05A	1,12A	1,63A	0,35A	0,14A	1,65A	10,9A
	20 - 40	5,52A	21,06A	0,62A	1,50A	0,31A	0,13A	1,74B	8,9A
OFC	0 - 5	5,39A	137,42B	2,12B	2,01A	0,58A	0,12A	1,88A	18,3A
	5 - 10	5,04A	58,61A	1,41A	1,66A	0,47A	0,19A	2,59A	15,0A
	10 - 20	5,04A	32,39A	0,86A	1,24A	0,33A	0,29A	1,89A	10,1A
	20 - 40	5,12A	18,68A	0,33A	1,05A	0,23A	0,20A	2,55A	7,0A
ORH	0 - 5	5,73A	210,23A	3,52B	2,09A	0,60A	0,11A	1,76A	20,9A
	5 - 10	5,27A	110,66A	2,31A	2,03A	0,51A	0,13A	3,01A	18,2A
	10 - 20	5,28A	45,40A	1,11A	1,56A	0,36A	0,20A	1,85A	13,0A
	20 - 40	5,33A	23,75A	0,56A	1,29A	0,26A	0,21A	1,62B	8,4A
SD	0 - 5	5,45A	89,69B	10,8A	3,24A	0,62A	0,14A	2,02A	22,8A
	5 - 10	5,31A	67,16A	3,33A	2,52A	0,50A	0,17A	2,22A	17,6A
	10 - 20	5,27A	55,63A	2,49A	1,83A	0,40A	0,19A	1,76A	11,6A
	20 - 40	5,11A	19,87A	0,86A	1,46A	0,30A	0,21A	2,19A	8,1A

MOS: Matéria orgânica do solo; OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milheto (1º ano) e Crotalária (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Letras diferentes indicam diferença significativa (10% de probabilidade) entre os tratamentos, para uma mesma profundidade. Os dados foram transformados com aplicação de Log10 para análise estatística.

Fonte: Dados da autora (2019).

Os tratamentos influenciaram, na camada superficial, na distribuição do K trocável sendo este perdido nos tratamentos OSD e SD devido à ausência de vegetação. Em contrapartida, o P disponível apresentou comportamento inverso, com maiores valores nos sistemas OSD e SD. O K é facilmente perdido via água da enxurrada, enquanto o P está mais presente no sedimento por ser

associado à fração argila e, como pode ser observado na Figura 4B, o sedimento de erosão aqui estudado foi composto em maior parte por areia.

A distribuição dos nutrientes entre os tratamentos no segundo ano é observada na Tabela 5. A tendência de redução da concentração de nutrientes no solo ao longo do perfil foi mantida, assim como no primeiro ano. O pH da camada superficial nos tratamentos com cobertura vegetal na entrelinha foi superior a 5,5, excedendo o limite para ser classificado como ácido e, portanto, apresentando melhores condições para o crescimento da oliveira devido a maior disponibilidade de nutrientes (COUTINHO et al, 2009).

Tabela 5- Nutrientes em parcelas de perdas de solo após dois anos de plantio da oliveira no Sul de Minas Gerais.

Trat	Prof cm	pH	K trocável -----mg dm ³ -----	P disponível	Ca	Mg -----cmol _c dm ³ -----	Al	H+Al	MOS g kg ⁻¹
OSD	0 - 5	5,1B	102,93B	4,82A	1,87A	0,53A	0,17A	3,12A	18,6A
	5 - 10	5,13A	59,93B	2,23A	1,60A	0,44A	0,22A	3,23A	16,4A
	10 - 20	5,10A	41,49A	1,36B	1,28A	0,37A	0,32A	3,20A	11,1A
	20 - 40	5,11A	28,94A	0,53B	1,31A	0,31A	0,30A	2,47A	7,7B
OVR	0 - 5	5,76A	181,42A	2,46A	1,85A	0,66A	0,12B	2,67A	21,4A
	5 - 10	5,50A	85,33A	1,99A	1,64A	0,44A	0,17A	2,97A	17,2A
	10 - 20	5,41A	52,23A	2,11B	1,62A	0,39A	0,19A	2,78A	15,0A
	20 - 40	5,39A	21,95B	0,89B	1,63A	0,31A	0,19A	2,69A	11,0A
OFC	0 - 5	5,84A	119,60B	2,58A	2,31A	0,70A	0,06B	2,20C	21,8A
	5 - 10	5,30A	49,34B	1,69A	1,35A	0,49A	0,18A	3,12A	18,7A
	10 - 20	5,22A	27,11B	1,40B	1,33A	0,38A	0,31A	3,29A	14,4A
	20 - 40	5,12A	20,99B	3,72B	1,45A	0,33A	0,29A	3,05A	11,8A
ORH	0 - 5	5,72A	194,12A	3,12A	1,78A	0,63A	0,07B	2,62B	21,7A
	5 - 10	5,28A	111,57A	2,36A	1,38A	0,46A	0,20A	3,45A	20,4A
	10 - 20	5,24A	56,28A	1,37B	1,26A	0,38A	0,23A	3,05A	15,7A
	20 - 40	5,29A	36,61A	0,95B	1,60A	0,34A	0,26A	2,78A	12,0A
SD	0 - 5	4,85B	82,54B	6,92A	2,09A	0,56A	0,2A	3,44A	20,4A
	5 - 10	4,86B	58,30B	4,89A	1,84A	0,45A	0,31A	3,53A	19,2A
	10 - 20	4,92A	48,83A	4,72A	1,43A	0,42A	0,30A	3,58A	16,8A
	20 - 40	4,83A	39,18A	1,61A	1,39A	0,35A	0,30A	3,07A	11,5A

MOS: Matéria orgânica do solo; OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milheto (1º ano) e Crotalária (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Letras diferentes indicam diferença significativa (10% de probabilidade) entre os tratamentos, para uma mesma

profundidade. Os dados foram transformados com aplicação de Log10 para análise estatística.

Fonte: Dados da autora (2019).

A tendência observada para K-trocável no primeiro ano pós plantio foi mantida no segundo ano, com este nutriente apresentando valores superiores em superfície nos tratamentos OVR e ORH. A ausência de plantas na parcela conferiu ao tratamento SD maior valor de P-disponível em profundidade e ao tratamento OSD menor valor de MOS na última camada avaliada.

3.3 Perdas de nutrientes via erosão hídrica

No solo das parcelas de perdas via erosão, o interesse principal refere-se aos nutrientes na forma em que são assimilados pelas plantas, enquanto que do ponto de vista da conservação do solo e da água, a forma total dos nutrientes transportados via erosão tem destaque por representar tanto a exportação de nutrientes quanto o potencial de contaminação ambiental. Sendo assim, as formas totais dos nutrientes presentes no sedimento erodido no primeiro ano pós plantio das oliveiras são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6- Quantidade de nutrientes em sedimento de parcelas de erosão em olivicultura com um ano de plantio.

Trat.	Cu	K	Mn	P	S	Zn	Ca	Mg
	-----g-----							
OSD	153,4A	3164,7A	793,4A	654,2A	411,5A	108,1A	4985,2A	506,7A
OVR	2,7B	240,1C	53,8B	47,6C	29,2C	13,1C	64,3C	42,6B
OFC	8,9B	791,3B	177,3A	192,1B	103,0B	28,6B	298,4B	122,8B
ORH	7,2B	663,6B	132,6A	145,3B	83,7B	24,6B	210,7B	93,6B
SD	31,5A	2484,9A	661,5A	689,6A	373,1A	105,3A	1303,0A	402,5A

OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalaria (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Letras diferentes indicam diferença significativa (5% de probabilidade) entre os tratamentos, para um mesmo nutriente. Os dados foram transformados com aplicação de Log10 para análise estatística.

Fonte: Dados da autora (2019).

Os resultados mostram que as perdas de nutrientes nos sistemas OSD e SD foram superiores em relação aos sistemas onde o solo foi mantido coberto na entrelinha. No primeiro ano, os valores foram maiores, uma vez que as perdas de solo são intensas no período pós-plantio devido ao preparo do solo que o desagrega para o coveamento e posterior semeadura, e também pela baixa proteção ao solo oferecida pelas plantas ainda em desenvolvimento.

As perdas de cobre e magnésio apresentaram padrão semelhante de perdas entre os tratamentos. Segundo Bosco et al. (2008), as perdas de cobre estão mais associadas ao sedimento, uma vez que a maior presença da MOS aumenta a capacidade de adsorção de metais e faz com que pouco destes metais estejam em solução e sejam perdidos pela água do escoamento superficial. Ainda assim, a contaminação dos corpos d'água por metais pesados é de grande preocupação ambiental e sanitária, de modo que medidas tomadas para reduzir o potencial contaminante dos materiais depositados nos rios é de grande importância (FIRMINO et al., 2017). O sistema OSD e SD apresentaram as maiores perdas de cobre, destacando a eficiência da cobertura nas entrelinhas.

Os valores de K diferiram apenas para o tratamento OVR, o qual apresentou o menor valor de perda. A deficiência de potássio nos olivais não somente compromete o crescimento da planta, que demanda deste nutriente para uma boa produção, mas também a torna suscetível a doenças como a verticilose (DOMINGUES et al., 2014) e, portanto, a adubação potássica consiste em uma das preocupações do manejo da planta. A partir da quantificação do K disponível para as plantas e a estimativa da sua equivalência na forma comercializada (KCl), segundo proposto por Primavesi e Primavesi (2000), foram estimados os valores financeiros perdidos via erosão hídrica, caso as perdas de nutrientes fossem revertidas em adubos (Tabela 7).

Tabela 7- Concentração, quantidade removida do solo e custo financeiro anual do potássio perdido via erosão hídrica em parcela cultivada com oliveira.

Tratamentos	K trocável	KCl	Valor perdido	
	mg dm ⁻³	kg	R\$	US\$
OSD	162,68	653,44	695,91	2693,17
OVR	16,34	65,64	66,67	258,01
OFC	46,34	186,13	193,63	749,35
ORH	44,74	179,71	194,19	751,52
SD	113,26	454,91	629,62	2436,63

OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalaria (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Cotação do dólar em Abril de 2019 (1 US\$= 3,87 R\$).

Fonte: Dados da autora (2019).

Considerando o custo do potássio perdido via erosão, caso fosse convertido em KCl, é importante observar que o manejo tradicional da oliveira (OSD) apresenta um prejuízo financeiro ainda maior que o sistema onde o solo é mantido sem cobertura vegetal, o que ocorre devido à adição de potássio para as plantas e à desestruturação do solo na fase de plantio, que favorece o carreamento de solo e nutrientes pela enxurrada. O tratamento OFC e ORH apresentaram custos semelhantes e aproximadamente 3,4 vezes menores que os tratamentos OSD e SD, enquanto OVR promoveu perdas financeiras quase 10 vezes menores que OSD e SD e obteve valor equivalente a 10,6% do custo na parcela padrão.

O fósforo diferenciou entre os tratamentos de modo igual ao K, com OVR apresentando o menor valor perdido, seguido de OFC, ORH, SD e OSD (Tabela 8). A adição de P via adubação com superfosfato simples ocorre em superfície, uma vez que não é recomendada a incorporação do fósforo além dos 10 primeiros centímetros do solo, para evitar danos às raízes (COUTINHO; RIBEIRO; CAPPELLARO, 2009). Deste modo, as perdas deste nutriente por erosão quando não há cobertura do solo na entrelinha tende a ser alta e onerosa, como mostra a Tabela 8.

Tabela 8- Custo financeiro anual do fósforo perdido via erosão hídrica em parcela cultivada com oliveira.

Tratamentos	P disponível	Valor anual perdido	
	mg dm ³	R\$	US\$
OSD	7,79	206,33	798,50
OVR	9,22	19,86	76,86
OFC	7,44	51,3	198,53
ORH	17,49	97,71	378,14
SD	4,83	123,52	478,02

OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de -porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalaria (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Cotação do dólar em Abril de 2019 (1 U\$= 3,87 R\$).

Fonte: Dados da autora (2019).

Avaliando o custo da erosão em solo do estado de São Paulo, Dechen et al. (2015) observaram valores de 57,39 US\$ ha⁻¹ano⁻¹ para potássio na forma de KCl e 40,60 US\$ ha⁻¹ano⁻¹ para fósforo na forma de superfosfato triplo em solo sem cobertura vegetal. Entretanto, as perdas de solo relatadas pelos autores equivalem apenas a 9% das perdas observadas no presente estudo na parcela SD. Os autores estimaram custos da erosão do solo relacionados às perdas de P, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺, em lavouras anuais no Brasil, na ordem de US\$ 1,3 bilhão ao ano.

O S e o Zn apresentaram padrão de perdas igual entre os tratamentos com vegetação espontânea, apresentando menor valor de perda. O manejo tradicional da oliveira não inclui adição de Zn, importante nutriente funcional catalítico e estrutural nas reações enzimáticas, além de ser essencial para a síntese de proteínas e desenvolvimento do meristema de brotos da oliveira. A interação do Zn com o cálcio pode resultar em deficiência daquele para a planta, uma vez que o aumento do pH reduz a difusão do Zn, adsorvido predominantemente como íon divalente (ZIPORI et al., 2018), tornando importante a redução das perdas desse nutriente. Adicionalmente, o carreamento do Zn pela enxurrada representa risco de contaminação ambiental, comprometendo os recursos hídricos (OLIVEIRA et al., 2015).

Os macronutrientes Ca e Mg, presentes no sedimento, reafirmam a importância da cobertura do solo na entrelinha do plantio, uma vez que os

tratamentos OSD e SD apresentaram valores superiores de perdas destes nutrientes.

Para o primeiro ano pós-plantio, os resultados mostram que a vegetação espontânea é promotora da redução de perdas de nutrientes em sedimento de erosão hídrica, mas sobretudo, aponta essa vegetação como a de melhor resultado econômico para o manejo das oliveiras, uma vez que promove o aporte de MOS, assegura os estoques de C, reduz as perdas via erosão tanto pela perspectiva ambiental quanto econômica, e é o manejo que demanda menor custo de implantação, sem necessidade de gasto com sementes e mão de obra para a semeadura, como no caso das plantas de cobertura em OFC e ORH.

Os nutrientes presentes no sedimento do segundo ano apresentaram comportamento semelhante das perdas entre os tratamentos, porém o tratamento OVR obteve destaque na redução das perdas apenas para o enxofre, apresentando valor igual ao observado no tratamento OFC (Tabela 9).

Tabela 9- Perdas de nutrientes em sedimento de parcelas de erosão em olivicultura com dois anos de plantio.

Trat.	Cu	K	Mn	P	S	Zn	Ca	Mg
OSD	28,16A	2845,68A	613,14A	586,52A	372,31A	109,21A	797,61A	402,1A
OVH	0,04B	6,94B	0,58B	1,71B	1,24C	0,52B	1,73B	1,24B
OFC	0,05B	5,78B	0,99B	1,64B	1,10C	0,27B	3,71B	0,78B
ORH	0,52B	122,38B	10,14B	24,75B	37,44B	9,64B	48,89B	21,82B
SD	24,87A	2596,95A	657,82A	666,84A	356,46A	122,94A	1861,89A	346,2A

OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalária (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Letras diferentes indicam diferença significativa (5% de probabilidade) entre os tratamentos. Os dados foram transformados com aplicação de Log10 para análise estatística. Fonte: Dados da autora (2019).

A presença da Crotalária no segundo ano do tratamento ORH não mostrou influência, em relação aos manejos no mesmo período, em proporcionar maior ou menor perda de nutrientes. Entretanto, a rotação fez-se importante para favorecer o desenvolvimento da planta uma vez que foi

observado em campo rápido crescimento do milho, demandando maior cuidado no manejo desta planta de cobertura.

A equidade no comportamento dos tratamentos OVR, OFC e ORH no segundo ano, diferente do observado no primeiro, indica que as plantas de cobertura testadas demandam tempo para adaptação, podendo equivaler ao efeito da vegetação espontânea após um ano de estabelecimento. Entretanto, o custo e a mão de obra para implementação das plantas de cobertura destacam o manejo da vegetação espontânea como o mais eficiente e rentável, sobretudo no primeiro ano pós plantio, onde o processo erosivo é mais intenso.

Em pesquisa relacionada a perdas de solo em oliveira cultivada com vegetação espontânea, Gómez et al. (2018) ressaltam a importância ecológica desta vegetação para o manejo das oliveiras em razão do favorecimento da biodiversidade local, onde a biota realiza serviços como reciclagem de nutrientes e redução do risco de ataque de pragas devido ao controle biológico. A presença de polinizadores neste ambiente também é de grande importância tanto para o pomar quanto para as áreas adjacentes, entretanto, os autores afirmam que o manejo da vegetação espontânea em olivais é pouco pesquisado, por se tratar de uma prática incomum.

No terceiro ano de estudo, foram testados os diferentes manejos da vegetação espontânea, uma vez que a planta de oliveira já se encontrava estabelecida. Os resultados das perdas de nutrientes são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10- Perdas de nutrientes em sedimento de parcelas de erosão em olivicultura com três anos de plantio.

Trat	Cu	K	Mn	P	S	Zn	Ca ⁽¹⁾	Mg
	-----g-----							
OSD	9,04A	203,7A	231,0A	104,0A	85,46A	31,4A	185,4A	79,07A
OFC	0,01B	2,29B	0,2B	0,3B	0,30B	0,3B	1,26A	0,37B
ORH	0,01B	0,15B	0,1B	0,05B	0,05B	0,04B	0,045A	0,04B
SD	17,7A	295,64A	423,9A	298,8A	211,44A	176,1A	920,7A	160A

OSD: Oliveira com solo descoberto na entrelinha; OVR: Oliveira com vegetação espontânea na entrelinha; OFC: Oliveira consorciada com feijão-de-porco nos dois primeiros anos pós-plantio e vegetação espontânea com coroamento da oliveira no terceiro ano; ORH: Oliveira consorciada com rotação milho (1º ano) e Crotalaria (2º ano) e vegetação espontânea controlada com herbicida no terceiro ano; SD: Solo descoberto. Letras diferentes indicam diferença significativa (5% de probabilidade) entre os tratamentos, para uma mesma profundidade. Os dados foram transformados com aplicação de raiz quadrada ou ⁽¹⁾log(x+2) para análise estatística.

Fonte: Dados da autora (2019).

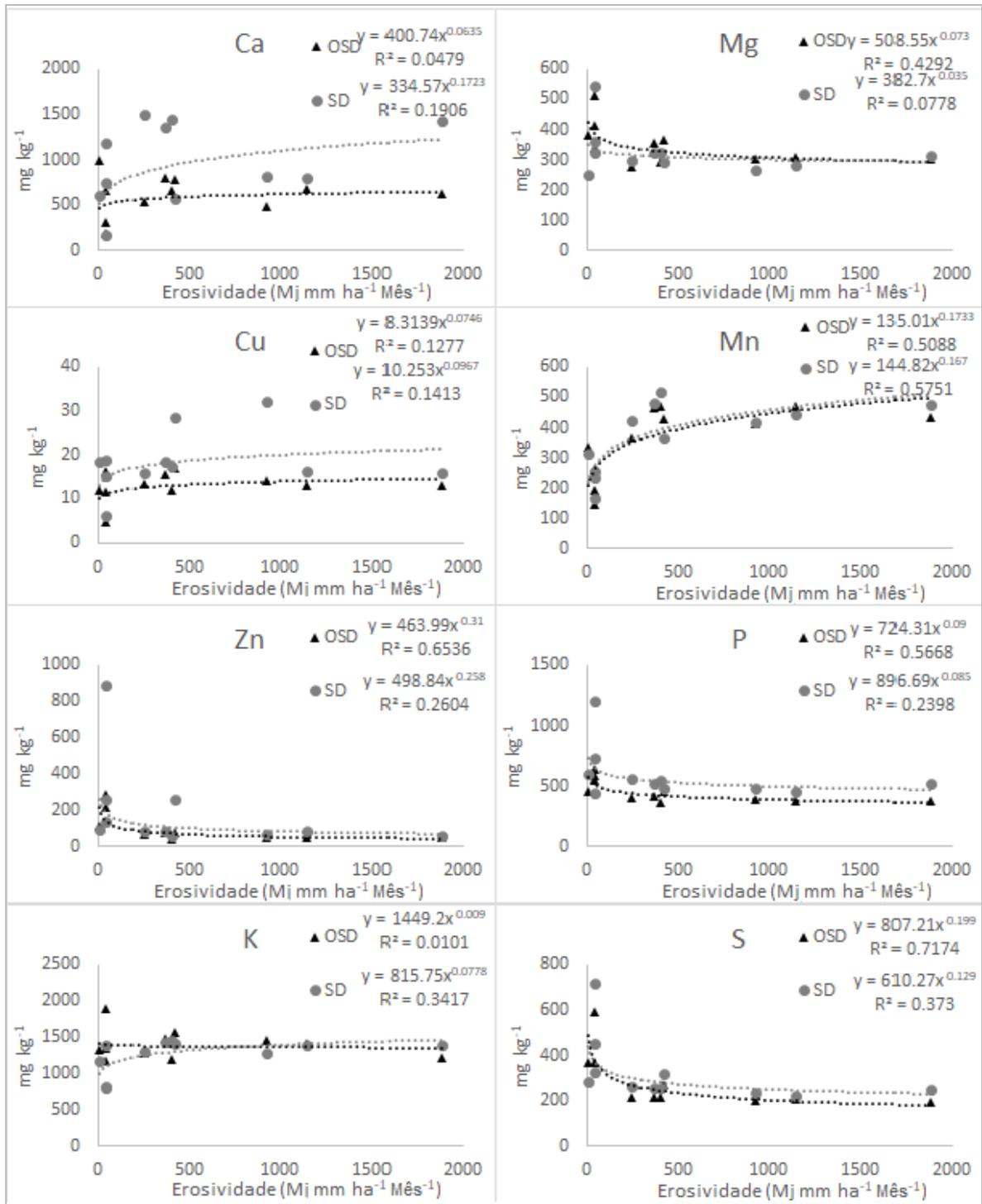
No tratamento onde a oliveira foi consorciada com vegetação espontânea roçada (OVR) não houveram perdas de solo e, portanto, não houve perdas de nutrientes associados ao sedimento de erosão, fato este que reflete o histórico de redução de perdas de solo proporcionado por este tratamento. Todos os manejos da vegetação espontânea aqui testados apresentaram baixas perdas de nutrientes, enquanto nos tratamentos OSD e SD as perdas foram, respectivamente, 99,4 e 99,6% maiores que a média de K nos tratamentos com vegetação espontânea manejada e para o P os valores foram 99,85 e 99,95% maiores para OSD e SD respectivamente, comparado com a média de P em OFC e ORH.

Nestes tratamentos onde a cobertura vegetal na entrelinha é ausente, o efeito erosivo da chuva, sendo esta agente ativo da erosão hídrica, tende a influenciar expressivamente as perdas de solo e nutrientes. De acordo com Zhou et al. (2016), o papel da energia cinética das gotas de chuva é preponderante no processo erosivo, uma vez que a gota de chuva quando tem energia cinética suficiente para destacar partículas favorece o salpicamento e o posterior transporte das mesmas. Neste contexto, práticas que buscam interceptar a energia da chuva antes de atingir o solo são eficientes no aumento da infiltração e redução do escoamento e transporte de solo e nutrientes. Os autores relatam ainda a eficiência da vegetação na redução da

erosão, estando negativamente correlacionada a produção de sedimentos, ao passo que a ausência de cobertura vegetal tende a favorecer a erosão.

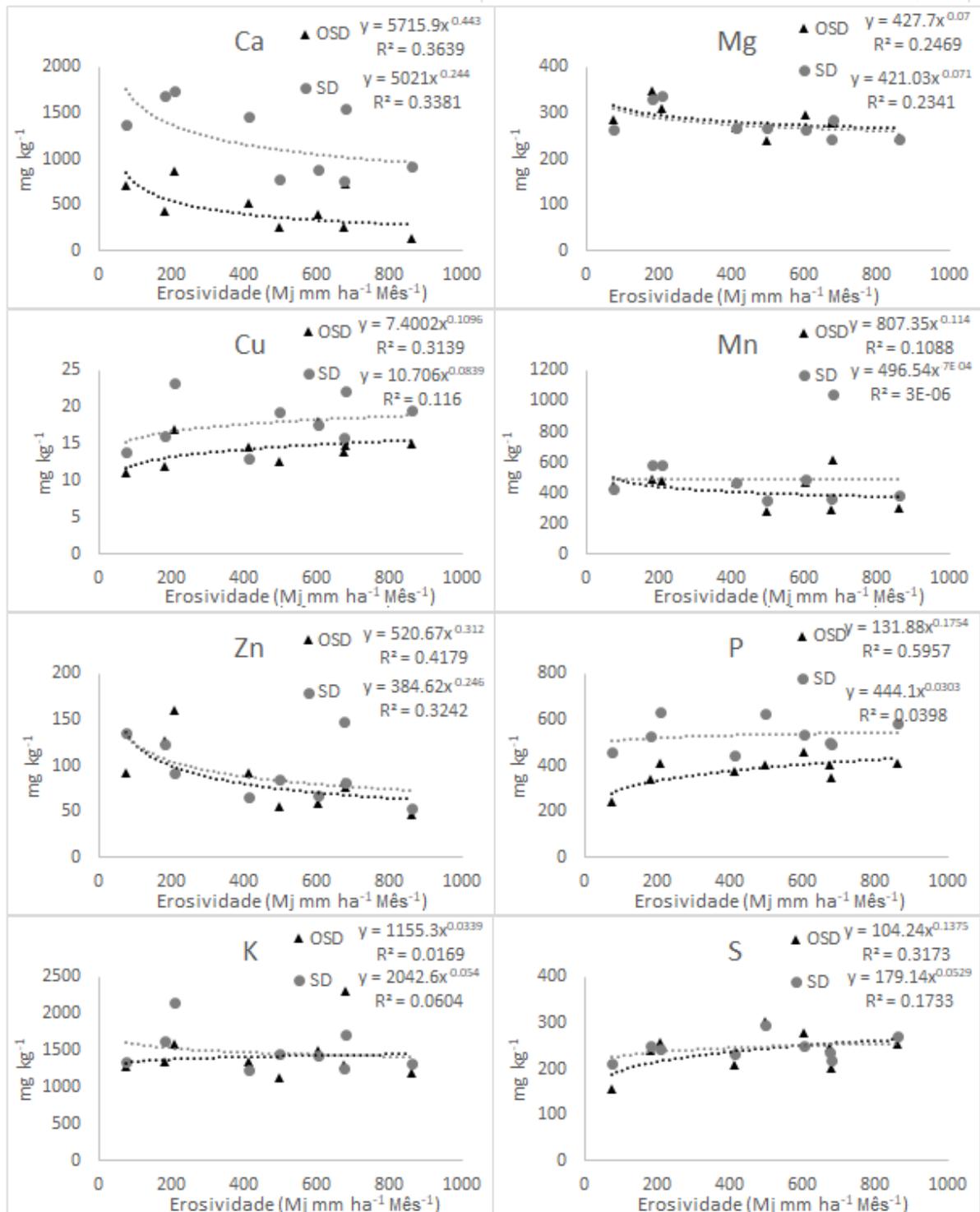
A Figura 9 mostra as concentrações mensais de nutrientes no sedimento de erosão do primeiro ano correlacionadas com o potencial erosivo da chuva. O P e Mn apresentaram R^2 superior a 50%, mas pouco expressiva, enquanto o S no sistema OSD mostrou boa correlação com a erosividade. O mesmo nutriente não obteve correlação com a erosividade para o tratamento SD, o que não significa menores perdas em SD mas reflete o maior aporte de nutrientes em OSD, explicando assim a boa correlação do P em OSD no segundo ano avaliado (Figura 10). O resultado mostra que a ausência de planta na entrelinha de cultivo da oliveira torna o sistema uma fonte de material mais enriquecido, e conseqüentemente mais contaminante, que o sistema SD, de modo que as concentrações de P e S no sedimento são diretamente influenciadas pela ação erosiva da chuva, mostrando baixa eficiência da oliveira em interceptar a chuva e reduzir as perdas destes nutrientes nos dois primeiros anos de idade da planta. No terceiro ano (Figura 11), com a cultura desenvolvida, não foi observado efeito da erosividade nas concentrações de nutrientes no sedimento, mas devido à alta geração de sedimentos onde há presença de nutrientes, ainda que em menores concentrações (Tabela 10), torna-se indispensável o consórcio desta cultura com plantas de cobertura.

Figura 9- Correlação entre erosividade da chuva e concentrações de nutrientes no sedimento de erosão em solo sem cobertura vegetal (SD) e em cultura de oliveira (OSD) no primeiro ano pós-plantio.



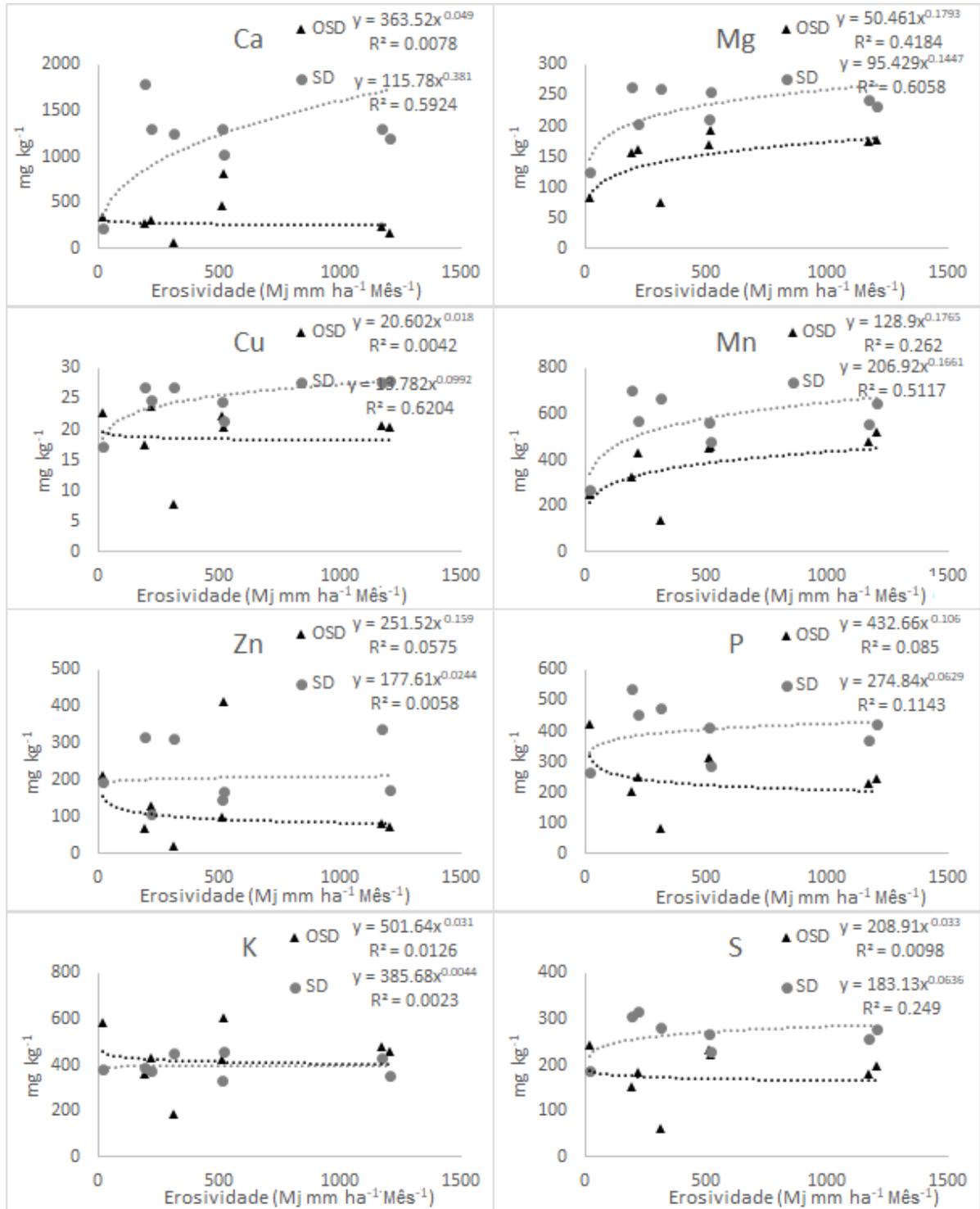
Fonte: Dados da autora (2019).

Figura 10- Correlação entre erosividade da chuva e concentrações de nutrientes no sedimento de erosão em solo sem cobertura vegetal (SD) e em cultura de oliveira (OSD) no segundo ano pós-plantio.



Fonte: Dados da autora (2019).

Figura 11- Correlação entre erosividade da chuva e concentrações de nutrientes no sedimento de erosão em solo sem cobertura vegetal (SD) e em cultura de oliveira (OSD) no terceiro ano pós-plantio.



Fonte: Dados da autora (2019).

Estudo desenvolvido por Korkanç e Dorum (2019) mostra os sistemas agrícolas como fontes de material contaminante, de modo que os nutrientes provenientes de campos pelo escoamento superficial e transporte de sedimentos são misturados com diferentes corpos d'água, como rios, lagos, reservatórios e águas subterrâneas, deteriorando sua qualidade, sobretudo quando observado a contaminação por P devido à administração excessiva de fertilizantes inorgânicos e orgânicos.

4 CONCLUSÕES

1. O cultivo da oliveira sem cobertura na entrelinha de plantio mostrou elevada susceptibilidade às perdas de carbono e nutrientes do solo via erosão hídrica, sobretudo nos dois primeiros anos pós-plantio.

2. A vegetação espontânea consorciada com a oliveira apresentou melhor desempenho quanto a manutenção e aporte dos estoques de carbono do solo e menores perdas de nutrientes via erosão; ainda que o consórcio com feijão-de-porco e rotação milheto-crotalária, nos dois primeiros anos pós-plantio, tenham apresentado resultados semelhantes, a manutenção da vegetação espontânea torna-se mais viável ao produtor devido ao baixo custo de implementação, maior velocidade de estabelecimento e favorecimento da biodiversidade local, sendo necessário manejo adequado com roçadeira e coroamento da oliveira.

3. Em termos econômicos as maiores perdas foram para os tratamentos oliveira com solo descoberto na entrelinha e solo descoberto.

5 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES, Proex (5932018) CNPq (Processos 306511/2017-7, 202938/2018-2) e FAPEMIG (Processos APQ-00802-18 e CAG-APQ-01053-15) pelo suporte financeiro. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

REFERÊNCIAS

- ADIMASSU, Z. et al. Impacts of soil and water conservation practices on crop yield, run-off, soil loss and nutrient loss in Ethiopia: Review and synthesis. **Environmental Management**, Nova York, v. 59, n. 1, p. 87–101, jan. 2017.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 22, n. 6, p. 711–728, dez. 2013.
- AQUINO, R. F. et al. Erosividade das chuvas e tempo de recorrência para Lavras, Minas Gerais. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 61, n. 1, p. 9-16, fev. 2014.
- BENIAICH, A. **Water erosion in olive orchards under different cover crops: field experiments from tropical Brazil aproved**. 2018. 103 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo)–Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2018.
- BENBI, D. K. et al. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. **Geoderma**, Amsterdam, v. 237–238, n.1, p. 149–158, jan. 2015.
- BERTOSSI, A. P. A. et al. SOIL COVER AND CHEMICAL AND PHYSICAL ATTRIBUTES IN OXISOL IN THE ATLANTIC FOREST BIOME. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 2, p. 219–228, abr. 2016.
- 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**, Victoria, v. 46, n. 7, p. 1459–1466, jan. 1995.
- BOSCO, T. C. D. et al. Aplicação de água residuária de suinocultura em solo cultivado com soja: cobre e zinco no material escoado e no solo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 5, p. 699–709, dez. 2008.
- CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madson v. 56, n. 3, p. 777, mai. 1992.
- CARDOSO, E. L. et al. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 45, n. 9, p. 1028–1035, set. 2010.
- CERRI, C. C. et al. Soil Carbon and Nitrogen Stocks Due To Land Use Change in Coffee Areas At Minas Gerais State. **Coffee Science**, Lavras, v. 12, n. 1, p. 30–41, jan./mar. 2017.
- CHAMIZO, S. et al. Effects of biocrust on soil erosion and organic carbon losses under natural rainfall. **Catena**, Amsterdam, v. 148, n. 1, p. 117–125, jan. 2017.
- CHAPLOT, V. et al. Dynamic modelling for linear erosion initiation and development under climate and land-use changes in northern Laos. **Catena**, Amsterdã, v. 63, n. 2–3, p. 318–328, out. 2005.
- COUTINHO, E. F.; RIBEIRO, F. C.; CAPPELLARO, T. H. **Cultivo de Oliveira (Olea. europaea)**. Pelotas: Embrapa, 2009. 125p.

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. 2015.

DOMINGUES, R. J. et al. **Doenças fúngicas com potencial limitante para o desenvolvimento da olivicultura no estado De São Paulo**. São Paulo: Instituto Biológico, 2014. 13 p. (Documento técnico, 24)

FIRMINO, A. R. et al. Adsorção de cobre em solução aquosa utilizando farinha de tapioca. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 14, n. 2, p. 55–60, dez. 2017.

FREITAS, L. DE et al. Estoque de carbono de latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 1, p. 228-239, abr. 2018.

GARCÍA-DÍAZ, A. et al. Nitrogen losses in vineyards under different types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in central Spain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 236, p. 256–267, jan. 2017.

GERAEI, D. S. et al. Total and labile forms of soil organic carbon as affected by land use change in southwestern Iran. **Geoderma**, Amsterdam v. 7, n. 1, p. 29–37, mar. 2016.

GHOSH, B. N. et al. Effects of fertilization on soil aggregation, carbon distribution and carbon management index of maize-wheat rotation in the north-western Indian Himalayas. **Ecological Indicators**, p. 0–10, mar. 2018.

GÓMEZ, J. et al. Olive Cultivation, its Impact on Soil Erosion and its Progression into Yield Impacts in Southern Spain in the Past as a Key to a Future of Increasing Climate Uncertainty. **Agriculture**, Basiléia, v. 4, n. 2, p. 170–198, 11 jun. 2014.

GÓMEZ, J. A. et al. Soil erosion control, plant diversity, and arthropod communities under heterogeneous cover crops in an olive orchard. **Environmental Science and Pollution Research**, Nova Aquitânia, v. 25, n. 2, p. 977–989, jan. 2018.

HOBLEY, E. et al. Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. **Plant and Soil**, Haia, v. 390, n. 1–2, p. 111–127, 18 mai. 2015.

KANTOLA, I. B.; MASTERS, M. D.; DELUCIA, E. H. Soil particulate organic matter increases under perennial bioenergy crop agriculture. **Soil Biology and Biochemistry**, Nova York, v. 113, p. 184–191, out. 2017.

KORKANÇ, S. Y.; DORUM, G. The nutrient and carbon losses of soils from different land cover systems under simulated rainfall conditions. **Catena**, Amsterdam, v. 172, p. 203–211, jan. 2019.

LI, Z. et al. The benefic effect induced by biochar on soil erosion and nutrient loss of sloping land under natural rainfall conditions in central China. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 185, n.1, p. 145–150, mai.

2017.

LOSS, A. et al. CARBONO ORGÂNICO TOTAL E AGREGAÇÃO DO SOLO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO AGROECOLÓGICO E CONVENCIONAL DE CEBOLA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 4, p. 1212–1224, ago. 2015.

MIGUEL, P. S. B. et al. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos Paulo. **CES Revista**, Juiz de Fora, v. 24, n. 1, p. 12–30, 2010.

NOVARA, A. et al. The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory and remote sensing approaches. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 622–623, p. 474–480, mai. 2018.

OLIVEIRA, D. M. S. et al. Assessing labile organic carbon in soils undergoing land use change in Brazil: A comparison of approaches. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 411–419, jan. 2017.

OLIVEIRA, A. F. et al. **Estudos preliminares para o zoneamento agroclimático da cultura da oliveira no estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Epamig, 2010. 4 p. (Circular técnica, 88).

OLIVEIRA, L. C. et al. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica em uma estrada florestal na serra catarinense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 655–665, set. 2015.

OLIVEIRA, M. C. DE; RAMOS, J. D.; PIO, R. Características fenológicas e físicas e perfil de ácidos graxos em oliveiras no sul de Minas Gerais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 47, n. 1, p. 30–35, jan. 2012.

PRIMAVESI, A. C.; PRIMAVESI, O. Transformação de unidades de representação de resultados de análise de solo. Brasília: EMBRAPA, 2000. 21 p. (**circular Técnica**, 28)

RODRIGO-COMINO, J. et al. Contrasted Impact of Land Abandonment on Soil Erosion in Mediterranean Agriculture Fields. **Pedosphere**, Nanquim, v. 28, n. 4, p. 617–631, ago. 2018.

SANTOS, J. C. N. et al. Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. **Revista ciência agrônômica**, Fortaleza, v. 48, n. 2, p. 251–260, abr./jun. 2017.

SCHAAFF, E.; GRENZ, C.; PINAZO, C. Erosion of particulate inorganic and organic matter in the Gulf of Lion. **Comptes Rendus Geoscience**, Paris, v. 334, n. 15, p. 1071–1077, dez. 2002.

SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2ª edição**. Brasília: EMBRAPA, 2009. 627p.

TERAMOTO, J. R. S.; BERTONCINI, E. I.; PANTANO, A. P. **Histórico da introdução da cultura da oliveira no Brasil**. Campinas: Infobibos, 2010.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, n. 1, p. 175-180, jan. 1994.

VIEIRA NETO, J. et al. **Aspectos técnicos da cultura da oliveira**. Belo Horizonte: Epamig, 2008. 56p. (Epamig. Boletim técnico, 88).

WALTER, K. et al. Determining Soil Bulk Density for Carbon Stock Calculations: A Systematic Method Comparison. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 80, n. 3, p. 579, jun. 2016.

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. **Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning**. Washington: USDA, 1978. 62 p. (Agricultural Handbook, 537).

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A. Rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science Plant**, Nova York, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, jan. 1988.

ZHOU, J. et al. Effects of precipitation and restoration vegetation on soil erosion in a semi-arid environment in the Loess Plateau, China. **Catena**, Amsterdam, v. 137, p. 1–11, fev. 2016.

ZIPORI, I. et al. The response of olive (*Olea europaea*) trees to zinc nutrition. **Acta Horticulturae**, Haia, n. 1199, p. 351–356, abr. 2018.