

CO₂ emissions and soil carbon mineralisation under different systems¹

Emissões de CO₂ e mineralização do carbono do solo sob diferentes sistemas

André Carlos Auler^{2*}, Hagata Siqueira Hennipman³, Filipe Lemos Jacques⁴, Jucimare Romaniw⁵, Aghata Cristie Rewa Charnobay⁶

Abstract: Usage and management alter the dynamics of soil organic carbon (SOC). The aim of this study was to compare the CO₂ emissions in a Typic Humudept under different uses, and to relate the effects of CO₂ emissions to the organic carbon content of the soil. Soil samples were collected from the 0-0.05, 0.05-0.10, 0.10-0.15 and 0.15-0.20 m layers under the following agricultural systems: no-tillage (NT), conventional (CT) and fruit orchard (FO). Samples were also collected from an area of native forest (NF) adopted as reference. The variables under evaluation were CO₂ emissions and SOC content. Interaction between the usage or management systems and the soil layers influenced CO₂ emissions in the soil. However, there was a difference in CO₂ emissions between the soil layers under NF and CT only. In the 0-0.20 m layer, there was no difference in CO₂ emissions under FO or CT, however these were greater than under NF or NT. In turn, the emissions under NT were lower than under NF at this layer. Furthermore, the systems with greater CO₂ emissions showed less SOC. As such, in a Typic Humudept, the no-tillage management system results in reduced CO₂ emissions. Greater SOC mineralisation has a direct impact on higher CO₂ emissions.

Key words: Greenhouse gases. Soil respiration. Carbon sequestration. No-tillage system.

Resumo: O uso e o manejo alteram a dinâmica do carbono orgânico no solo (COS). Neste contexto, objetivou-se com este trabalho comparar a emissão de CO₂ de um Cambissolo Húmico Tb distrófico típico sob distintos usos e relacionar os efeitos da emissão de CO₂ com o conteúdo de carbono orgânico do solo. Para isso, foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10, 0,10-0,15 e 0,15-0,20 m sob os sistemas agrícolas: plantio direto (SPD), convencional (SC) e pomar de frutíferas (PF). Também foram coletadas amostras de uma área de mata nativa (MN), adotada como referência. Foram avaliadas as variáveis: emissão de CO₂ e conteúdo de COS. A interação entre os sistemas de uso ou manejo e as camadas do solo influenciaram a emissão de CO₂ no solo. No entanto, houve distinção na emissão de CO₂ entre as camadas de solo apenas na MN e SC. Na camada de 0-0.20 m, a emissão de CO₂ do PF e SC não diferiram entre si, porém foram superiores a MN e ao SPD. Por sua vez, a emissão do SPD foi inferior à da MN nessa camada. Ainda, os sistemas com maior emissão de CO₂ apresentaram menor COS. Assim, no Cambissolo Húmico Tb distrófico típico, o sistema de plantio direto é o manejo de solo que proporciona menores emissões de CO₂. A maior mineralização do COS repercute diretamente em uma maior emissão de CO₂.

Palavras-chave: Gases do efeito estufa. Respiração do solo. Sequestro de carbono. Sistema plantio direto.

*Corresponding author

Submitted for publication on 18/06/2019 and approved 27/08/2019

¹Part of the Course Conclusion Study in Agronomy of the second author.

²Department of Soils and Agricultural Engineering, Agricultural Sciences Sector, Federal University of Paraná, Rua dos funcionários, 1540 - Bairro Juvevê CEP. 80.035-050, Curitiba - PR. E-mail: aulerac@gmail.com

³Higher Education Center of Campos Gerais, Ponta Grossa - PR. E-mail: hagatahennipman@gmail.com

⁴Postgraduate Program in Agronomy, Federal University of Grande Dourados, Dourados - MS. E-mail: fljacques@gmail.com

⁵University of Northern Paraná, Ponta Grossa - PR. E-mail: ju.romaniw@gmail.com

⁶Agricultural Mechanization Laboratory, State University of Ponta Grossa, Ponta Grossa - PR. E-mail: aghatacharnobay@hotmail.com

INTRODUCTION

Much has been discussed in recent decades concerning global climate change due to increased atmospheric concentrations of carbon dioxide (CO₂) and other greenhouse gases (JUNGES *et al.*, 2018). In developing countries, such as Brazil, agricultural activity is among the principal sources of CO₂ emissions, whether through the conversion of degraded forests and pastures into agricultural areas, the process of enteric fermentation or systems of soil management (CERRI *et al.*, 2010).

CO₂ emissions in agricultural soils are the result of interactions between the climate and soil attributes on the soil organic carbon (SOC). Therefore, adding and/or keeping organic waste in the system may change the relationship between CO₂ emissions and the SOC. In this context, the no-tillage system (NT), widely used in Brazil and in large areas of the world, has been highlighted as a tool to mitigate CO₂ emissions (CERRI *et al.*, 2010).

Under the conventional tillage (CT), in contrast to NT, CO₂ emissions are especially intensified by the exposure of SOC to the microbial community as a consequence of the soil turning process (USSIRI; LAL, 2009; HUANG *et al.*, 2010; CAMPOS *et al.*, 2011; TIVET *et al.*, 2013; FIEDLER *et al.*, 2015; SHEEHY *et al.*, 2015).

Although many studies compare CO₂ emissions under NT and CT, few mention other soil management systems, such as growing perennial crops. In this context, cultivating fruit in orchards (FO) has great socioeconomic importance for Brazil. Under FO, soil management depends on the fruit crop, and as these are perennial crops, generally with a deep root system, soil preparation is intense when planting the crop, both on the surface and at depth. However, after planting the crop, soil management is generally less intensive, with the soil only being turned between crop rows to control weeds, or around the plants for fertilizer (PETRY *et al.*, 2015).

Cultivation systems have evolved under FO, and recently the use of permanent forage crops, such as varieties of the genus *Urochloa* (syn. *Bracchiaria*), between the rows of fruit has become widespread, mainly with the aim of minimising soil loss due to erosion. In this case, the crop is periodically cut between the rows of fruit, which also results in the continuous input of residue to the soil surface (FIDALSKI *et al.*, 2015). In addition to the input of plant residue, there is a contribution from the root system, mainly due to its intense renewal, which favours the lighter fractions of SOC (OLIVEIRA *et al.*, 2016). This type of management can therefore promote continuous nutrient cycling and alter the dynamics of the SOC, as happens under NT.

INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas muito tem se discutido a respeito das mudanças climáticas globais devido ao aumento das concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂) e outros gases de efeito estufa (JUNGES *et al.*, 2018). Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, entre as principais fontes da emissão de CO₂ está a atividade agropecuária, seja pela conversão de florestas e pastagens degradadas em áreas agrícolas, processos de fermentação entérica e sistemas de manejo do solo (CERRI *et al.*, 2010).

A emissão de CO₂ em solos agrícolas é o resultado de interações entre o clima e os atributos do solo sobre o carbono orgânico (COS). Deste modo, o acréscimo e/ou a manutenção de resíduos orgânicos no sistema pode alterar a relação entre emissão do CO₂ e COS. Neste contexto, o sistema de plantio direto (SPD), amplamente difundido e utilizado no Brasil e em extensas áreas do mundo, tem sido destacado como uma ferramenta para mitigar a emissão de CO₂ (CERRI *et al.*, 2010).

Em oposição ao SPD, no sistema convencional (SC), as emissões de CO₂ são acentuadas, principalmente, pela exposição do COS à comunidade microbiana como consequência do processo de revolvimento do solo (USSIRI; LAL, 2009; HUANG *et al.*, 2010; CAMPOS *et al.*, 2011; TIVET *et al.*, 2013; FIEDLER *et al.*, 2015; SHEEHY *et al.*, 2015).

Embora muitos estudos comparem a emissão do CO₂ entre SPD e SC, poucos fazem menção a outros sistemas de manejo de solo, como o de cultivo das culturas perenes. Neste contexto, o cultivo de frutíferas em pomares (PF) apresenta grande importância socioeconômica para o Brasil. Nos PFs o manejo do solo é dependente da cultura frutífera, e considerando que se tratam de culturas perenes, em geral com sistema radicular profundo, para a implantação da cultura, o preparo do solo é intenso, tanto superficialmente como em profundidade. Porém, geralmente, após a implantação da cultura, o manejo do solo é menos intensivo, sendo apenas realizadas operações de revolvimento nas entrelinhas da cultura para o controle de plantas daninhas ou no entorno das plantas para a adubação (PETRY *et al.*, 2015).

Os sistemas de cultivo de PFs têm evoluídos e recentemente têm se difundido o uso de culturas forrageiras permanentes, como variedades do gênero *Urochloa* (syn. *Bracchiaria*), nas entrelinhas das frutíferas visando principalmente minimizar as perdas de solo por erosão. Neste caso, são realizados periodicamente o corte da cultura nas entrelinhas das fruteiras, o que também promove o aporte contínuo de resíduos sobre a superfície do solo (FIDALSKI *et al.*, 2015). Assim, além do aporte via resíduos vegetais, também há contribuição do sistema radicular, principalmente, devido sua intensa renovação, que favorece as frações mais leves do COS (OLIVEIRA *et al.*, 2016). Assim, esse manejo pode promover a ciclagem contínua de nutrientes e alterar a dinâmica do COS, assim como no SPD.

In view of the above, the aim of this work was to compare the CO₂ emissions of a Typic Humudept under different agricultural systems, and to relate the effects of CO₂ emissions to the organic carbon content of the soil.

MATERIAL AND METHODS

The study was carried out at the Gralha Azul Experimental Farm (25°37'32" S, 49°15'29" N, at an altitude of 920 m), of the Pontifical Catholic University of Paraná, located in the municipality of Fazenda Rio Grande, in the state of Paraná, Brazil. According to the Köppen classification, the region has a humid subtropical climate (Cfb), with an average temperature during the coldest month below 18 °C with frequent frosts (mesothermal), cool summers, an average temperature in the warmest month below 22 °C, and no set dry season. The average annual rainfall is around 1,400 mm (ALVARES *et al.*, 2013).

In August 2009, disturbed samples were collected in triplicate (spaced longitudinally 5 m apart) from the 0-0.05, 0.05-0.10, 0.10-0.15 and 0.15-0.20 m layers of a 'Cambissolo Húmico Tb distrófico típico' (SANTOS *et al.*, 2018) or Typic Humudept (SOIL SURVEY STAFF, 2013), with a clayey texture (460, 220 and 320 g kg⁻¹ clay, silt and sand respectively), gently undulating relief (BOGNOLA *et al.*, 2003) and under different managements: a no-tillage system (NT), conventional tillage (CT) and fruit orchard (FO). An unmanaged area of native forest (NF) was also used as reference. NF is a fragment of mixed ombrophilous forest, characterised by the presence of *Araucaria angustifolia*, with primary vegetation and predominantly tree-like cover. Under NT there was minimal soil turning, restricted to the planting row, with maize or soya grown during the spring-summer period and black oats or fallow ground during the autumn-winter. Under CS, the soil was turned once a year to plant the spring-summer crops, ploughed to a depth of 0.20 m, and then levelled using a harrow. FO represents the cultivation of fruit species (persimmon and peach), planted in 1994 under CS; weed control during the first three years was by harrow, but in 1997 this management was replaced by herbicides and mechanical mowing.

Face ao exposto, objetivou-se com este trabalho comparar a emissão de CO₂ de um Cambissolo Húmico Tb distrófico típico sob distintos sistemas agrícolas e relacionar os efeitos da emissão de CO₂ com o conteúdo de carbono orgânico do solo.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Fazenda Experimental Gralha Azul (coordenadas geográficas 25°37'32"S, 49°15'29"N e altitude de 920 m), da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, situada no município de Fazenda Rio Grande, estado do Paraná. Segundo classificação de Köppen, a região apresenta clima subtropical úmido (Cfb), com temperatura média no mês mais frio abaixo de 18 °C e ocorrência de geadas frequentes (mesotérmico), verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22 °C e sem estação seca definida. A precipitação pluvial média anual é de aproximadamente 1.400 mm (ALVARES *et al.*, 2013).

Em agosto de 2009, foram coletadas triplicatas de amostras deformadas (distanciadas longitudinalmente a 5 m) de um Cambissolo Húmico Tb distrófico típico (SANTOS *et al.*, 2018) ou "Typical Humudept" (SOIL SURVEY STAFF, 2013), textura argilosa (460, 220 e 320 g kg⁻¹ de argila, silte e areia, respectivamente), fase relevo suave ondulado (BOGNOLA *et al.*, 2003), nas camadas de 0-0,05; 0,05-0,10; 0,10-0,15 e 0,15-0,20 m, sob distintos manejos, sendo: sistema de plantio direto (SPD), sistema convencional (SC) e pomar de frutíferas (PF). Utilizou-se ainda uma área, sem manejo, para referência, denominada mata nativa (MN). A MN é um fragmento de floresta ombrófila mista, caracterizada pela presença de *Araucaria angustifolia*, com vegetação primária e cobertura predominantemente arbórea. No SPD ocorria revolvimento mínimo do solo, restrito a linha de semeadura, com o cultivo de milho ou soja no período de primavera-verão e aveia-preta ou pousio durante o outono-inverno. No SC o revolvimento do solo era realizado uma vez no ano, para a implantação das culturas de primavera-verão, em que eram realizadas arações a 0.20 m, seguidas de gradagens de nivelamento. O PF representa o cultivo de espécies frutíferas (caqui e pêssego), implantado em 1994 sob SC, o controle de plantas daninhas nos primeiros três anos era realizado com operações de gradagem, mas a partir de 1997 esse manejo passou a ser realizado com o uso de herbicidas e roçadas mecânicas.

After collecting the soil, the samples were placed in thermal boxes (4 °C) for analysis. In the laboratory, the samples were incubated in hermetically sealed containers for a period of 7 days, together with a glass bottle containing 10 mL NaOH (1 mol L⁻¹). The incubation process and determination of the CO₂ content was carried out as per the methodology proposed by Silva *et al.* (2007). The procedure is based on the capture of CO₂ by an alkaline solution (NaOH), with subsequent quantification by acid titration (HCl) (JENKINSON; POWLSON, 1976). A control treatment (with no soil exposure) was also used to correct the results of the other treatments under evaluation.

To determine the soil organic carbon (SOC, g kg⁻¹), some of the stratified samples were combined to make up a representative sample of the 0-0.20 m layer. The SOC was then determined by wet oxidation of 1 g of sieved dry soil (<2000 µm) with 10 mL 0.2 mol L⁻¹ potassium dichromate (K₂Cr₂O₇) in acid medium (10 mL 12 mol H₂SO₄ L⁻¹) and titration with 0.05 mol L⁻¹ ferrous ammonium sulphate [Fe (NH₄)₂ (SO₄)₂ (H₂O)₆], following an adaptation of the Walkley-Black method (1934) proposed by Nelson and Sommers (1996).

The data were submitted to the Shapiro-Wilk and Bartlett tests to check the assumptions of residual normality and homoscedasticity respectively. Once the assumptions were met, the analysis of variance (ANOVA) was carried out, applying the statistical model of a completely randomised experiment in a 4 × 4 scheme of split plots (systems and layers), with three replications. The mean data of CO₂ emissions in the 0-0.20 m layer were subjected to analysis of variance.

In the case of a significant effect, a breakdown analysis was carried out and Tukey's test for multiple comparisons was applied. To verify the degree of association of the CO₂ emissions from the 0-0.20 m layer with the SOC, a simple linear correlation analysis was performed. Each inferential procedure was carried out considering a significance level of 5%. The statistical analysis was processed with the aid of the R software, v3.0.2 (R CORE TEAM, 2013).

RESULTS AND DISCUSSION

The interaction between the systems and soil layers influenced CO₂ emissions in the soil (Table 1). In the 0-0.50 m layer, CO₂ emissions under the FO system were greater than those under NT and NF, while NF was superior to NT, with CT being equal to FO and NF (Figure 1).

Após a coleta do solo, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas (4 °C) até serem analisadas. Em laboratório, as amostras foram incubadas em frascos hermeticamente fechados por um período de 7 dias, juntamente com um frasco de vidro com 10 mL de NaOH (1 mol L⁻¹). O processo de incubação e determinação do conteúdo de CO₂ foi realizado segundo metodologia proposta por Silva *et al.* (2007). O procedimento se baseou na captura do CO₂ por solução alcalina (NaOH) com, posteriormente, quantificação por titulação com ácido (HCl) (JENKINSON; POWLSON, 1976). Foi utilizado também um tratamento controle (sem exposição ao solo) para correção dos resultados dos demais tratamentos avaliados.

Para a determinação do carbono orgânico do solo (COS, g kg⁻¹), juntou-se parte das amostras estratificadas para compor uma amostra representativa da camada de 0-0,20 m. Na sequência, determinou-se COS pela oxidação via úmida de 1 g de solo seco tamisado (< 2000 µm) com 10 mL de dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) 0,2 mol L⁻¹ em meio ácido (10 mL de H₂SO₄ 12 mol L⁻¹) e titulação com sulfato ferroso amoniacal [Fe(NH₄)₂ (SO₄)₂ (H₂O)₆], 0,05 mol L⁻¹, conforme adaptação do método Walkley-Black (1934) proposto por Nelson e Sommers (1996).

Os dados foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett para verificação das pressuposições de normalidade dos resíduos e homoscedasticidade, respectivamente. Atendidas as pressuposições, foi realizada a análise de variância (ANOVA) aplicando-se o modelo estatístico de experimentos inteiramente casualizados, em esquema de parcelas subdivididas 4 × 4 (sistemas e camadas), com três repetições. Os dados da emissão média de CO₂ na camada de 0-0,20 m foram analisados através da análise de variância

Em caso de efeitos significativos procederam-se análises de desdobramento e aplicou-se o teste Tukey para comparações múltiplas. Para verificar o grau de associação da emissão de CO₂ da camada de 0-0.20 m com SOC, realizou-se a análise de correlação linear simples. Todos os procedimentos inferenciais foram realizados considerando o nível de significância de 5%. As análises estatísticas foram processadas com auxílio do software R, versão 3.0.2 (R CORE TEAM, 2013).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A interação entre sistemas e camadas do solo influenciaram a emissão de CO₂ no solo (Tabela 1). Na camada de 0-0.50 m, a emissão de CO₂ do sistema PF foi superior ao do SPD e MN, sendo que entre esses MN foi superior ao SPD, enquanto o SC foi igual ao PF e à MN (Figura 1).

Table 1 - Summary of the analysis of variance

Tabela 1 – Resumo da análise de variância

Sources of Variance	DF	MS	p
Systems (S)	3	5.362	<0.0001
Residue a	8	0.051	
Depth (D)	3	1.034	0.0001
Interaction	9	0.327	0.0067
S in 0-0.05 m	3	1.460	<0.0001
S in 0.05-0.10 m	3	1.878	<0.0001
S in 0.10-0.15 m	3	1.786	<0.0001
S in 0.15-0.20 m	3	1.218	<0.0001
Depth in NF	3	0.724	0.0008
Depth in CT	3	1.019	0.0001
Depth in NT	3	0.111	0.3335
Depth in FO	3	0.160	0.1905
Residue b	24	0.093	
CV (%) of systems	19.86		
CV (%) of depths	26.76		

DF = degrees of freedom; MS = Mean Square; CV = Coefficient of variation.

GL = Graus de liberdade; QM = Quadrado médio; CV = Coeficiente de variação.

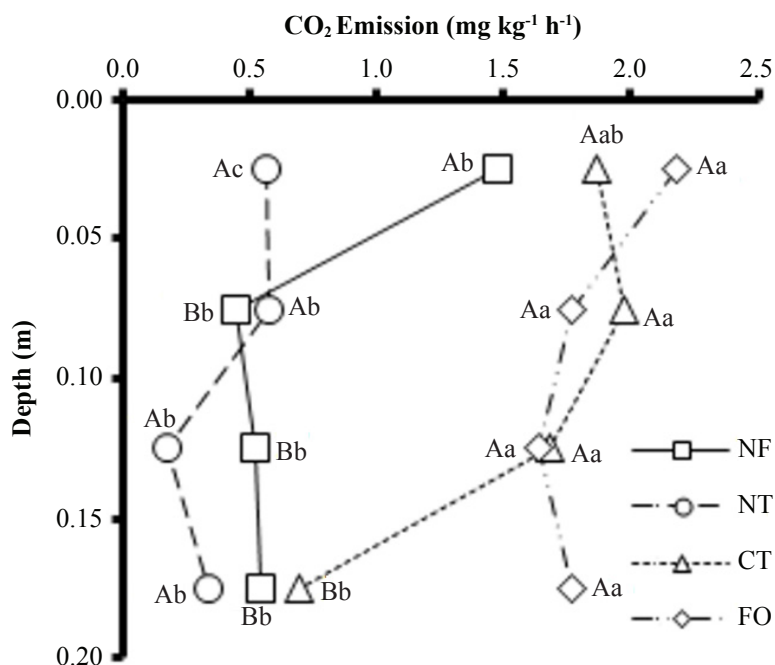


Figure 1 - CO₂ emissions in a Typical Humudept at depth under different systems: native forest (NF), no-tillage (NT), conventional (CT) and fruit orchard (FO).

Mean values followed by the same uppercase letter for depth and lowercase letter for system do not differ by Tukey's test ($p \leq 0.05$).

Figura 1 – Emissão de CO₂ em Cambissolo Húmico Tb distrófico típico em profundidade sob distintos sistemas: mata nativa (MN), plantio direto (SPD), convencional (SC) e pomar de frutíferas (PF). Médias seguidas de mesma letra maiúscula para profundidades e minúsculas para sistemas não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

The difference in CO₂ emissions between NT and CT is a direct reflection of the soil turning. Soil turning under CT breaks up the larger macroaggregates (>2000 µm), exposing the SOC in their interior to microbial activity, especially the more labile fractions of SOC (HUANG *et al.*, 2010; TIVET *et al.*, 2013; FIEDLER *et al.*, 2015; SHEEHY *et al.*, 2015). As such, the greater microbial activity in the soil under CT may promote an increase in CO₂ emissions and a reduction in SOC content due to the greater presence of small macroaggregates (USSIRI; LAL, 2009; CAMPOS *et al.*, 2011).

The difference between CO₂ emissions under NT and NF in the 0-0.05 m layer can be attributed to: (i) under NF, the continuous deposition on the soil surface of organic residue at different stages of decomposition (COCHRAN *et al.*, 1994; CUNHA *et al.*, 2011), and (ii) under NT, the selection of soil microbial biomass (BÜNEMANN *et al.*, 2006; LIENHARD *et al.*, 2013). Lienhard *et al.* (2013) found that due to soil turning, there is a higher density of fungi and bacteria under NT compared to CT, and under natural pasture, due to the high natural acidity of the soil. However, the authors emphasise that the abundance and diversity of soil bacteria depends on the amount and diversity of the residue input to the soil, on the SOC, and on the exchangeable base cation content, all of which are influenced by soil management.

Therefore, even though NT is recognised as a soil-management system that provides the microbial biomass with conditions similar to those under NF (CALEGARI *et al.*, 2008), the use of a small number of vegetable species, even in rotation, and at times a low input of residue, can decide the soil microbial community. Furthermore, the continued use of certain agrochemicals under NT, such as herbicides with the active ingredients Glyphosate or Pendimethalin, insecticides that contain Chlorpyrifos, Carbofuran or Malathion, and fungicides with Benomyl, can also decide, reduce or increase the activity of certain groups of organisms, especially bacteria and fungi (BÜNEMANN *et al.*, 2006).

Under FO, the CO₂ emissions in the 0-0.05, 0.05-0.10 and 0.10-0.15 layers were no different from those under CT, and both were superior to NT and NF, with the exception of CT and NF at 0-0.05 m (Figure 1). Sampaio *et al.* (2008) obtained similar results for the 0-0.10 m layer of a Quartzipsamment when comparing the rows and between the rows of organic and conventional orchards to an area of NF (cerrado-caatinga transition).

A distinção entre SPD e SC na emissão de CO₂ é um reflexo direto do revolvimento do solo. O preparo do solo em SC rompe seus grandes macroagregados (> 2000 µm), expondo o COS em seu interior à atividade microbiana, especialmente as frações mais lábeis do COS (HUANG *et al.*, 2010; TIVET *et al.*, 2013; FIEDLER *et al.*, 2015; SHEEHY *et al.*, 2015). Deste modo, a maior atividade microbiana do solo sob SC pode promover aumento na emissão de CO₂ e redução nos teores de COS devido à maior presença de pequenos macroagregados (USSIRI; LAL, 2009; CAMPOS *et al.*, 2011).

A distinção entre a emissão de CO₂ de SPD e MN na camada de 0-0,05 m pode ser atribuída: (i) a deposição contínua de resíduos orgânicos com diferentes graus de decomposição sobre a superfície do solo da MN (COCHRAN *et al.*, 1994; CUNHA *et al.*, 2011); e (ii) a seleção da biomassa microbiana do solo em SPD (BÜNEMANN *et al.*, 2006; LIENHARD *et al.*, 2013). Em vista disso, Lienhard *et al.* (2013) observaram que no SPD há maior densidade de fungos e bactérias em relação ao SC, devido ao revolvimento do solo, e sob pastagem natural, em decorrência da elevada acidez natural do solo. Todavia, esses autores enfatizam que a abundância e diversidade de bactérias no solo depende da quantidade e diversidade de resíduos aportados ao solo, do COS e do conteúdo de cátions básicos trocáveis, fatores esses que são influenciados pelo manejo do solo.

Deste modo, mesmo que o SPD seja reconhecido como um sistema de manejo do solo que proporcione condições a biomassa microbiana similares a MN (CALEGARI *et al.*, 2008), o uso de poucas espécies vegetais no cultivo, mesmo que em rotação, e por vezes o baixo aporte de resíduos, pode selecionar a comunidade microbiana do solo. Ainda, o uso contínuo de determinados agroquímicos no SPD, como herbicidas com princípios ativos Glyphosate e Pendimethalin, inseticidas que contenham Chlorpyrifos, Carbofuran ou Malathion e fungicidas com Benomyl, também podem selecionar e reduzir ou aumentar a atividade de determinados grupos de organismos, principalmente bactérias e fungos (BÜNEMANN *et al.*, 2006).

Nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m a emissão de CO₂ de PF não diferiu da emissão de SC e ambos foram superiores ao SPD e à MN, exceto para SC e MN em 0-0,05 m (Figura 1). Sampaio *et al.* (2008) obtiveram resultados semelhantes para a camada de 0-0,10 m de um Neossolo Quartzarênico órtico típico, ao comparar linhas e entrelinhas de pomares orgânicos e convencionais a uma área de MN (transição cerrado-caatinga).

Unlike in the 0-0.05 m layer, at 0.05-0.10 and 0.10-0.15 m, the NT and NF systems showed no differences (Figure 1). This result may be related to the effects of the residue being limited to the soil surface in both treatments (COCHRAN *et al.*, 1994; CALLEGARI *et al.*, 2008). Cunha *et al.* (2011) obtained similar results for a Haplustox under NT for both a bean and a maize crop in relation to NF (Cerrado), but in the 0-0.10 and 0.10-0.20 cm layers.

CO₂ emissions in the 0.15-0.20 m layer under FO were greater than under NF, NT and CT, which did not differ from each other (Figure 1). At this layer, the systems and NF behaved the same as at the 0.05-0.10 and 0.10-0.15 m layers (Figure 1). However, the similarity of CT to these treatments at this layer may be related to the depth of the tillage operations employed (ploughing and harrowing), although the actual depth depends on the operation. Therefore, in the 0.15-0.20 m layer, even under CT, SOC in the soil aggregates are protected, albeit to a lesser extent than in more superficial layers (SHEERY *et al.*, 2015).

There was a difference in CO₂ emissions between soil layers under NF and CT only. Under NF, the 0-0.05 m layer presented greater CO₂ emissions than did the adjacent layers, which themselves did not differ (Figure 1). This result is directly related to the continuous large input of plant residue on the soil surface under NF, which forms a thick layer of litter where biological activity is more prominent (COCHRAN *et al.*, 1994; CUNHA *et al.*, 2011).

Under CT, CO₂ emissions in the 0-0.05, 0.05-0.10 and 0.10-0.15 m layers did not differ and were greater than in the 0.15-0.20 m layer (Figure 1). The breakdown of macroaggregates and incorporation of residue by soil turning explain this result. With incorporation, contact between the soil and the residue is greater, especially when the proportion of small macroaggregates is higher, accelerating the process of decomposition, and increasing CO₂ emissions (USSIRI; LAL, 2009; BAILEY *et al.*, 2012; TEIXEIRA *et al.*, 2013). In this case, the similarity in CO₂ emissions between the stratified soil layers under NT and FO can be attributed to the minimal or lack of soil turning in these treatments, and to the low diversification of crops under FO (FERREIRA *et al.*, 2013).

CO₂ emissions under FO and CT did not differ in the 0-0.20 m layer, but were greater than under NT and NF. In turn, emissions under NT were lower than under NF at this layer. Furthermore, the systems with greater CO₂ emissions had a smaller SOC content, as shown by the strong negative correlation seen in Figure 2.

Diferentemente do ocorrido na camada de 0-0,05 m, em 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m dos sistemas SPD e MN não diferiram entre si (Figura 1). Esse resultado pode estar relacionado aos efeitos do aporte de resíduos limitados à superfície do solo em ambos os tratamentos (COCHRAN *et al.*, 1994; CALLEGARI *et al.*, 2008). Cunha *et al.* (2011) obtiveram resultados semelhantes a esses para Latossolo Vermelho distrófico sob SPD, tanto para cultivo de feijão como de milho, em relação a MN (Cerrado), porém para camadas de solo de 0-0,10 e 0,10-0,20 cm.

A emissão de CO₂ do sistema PF na camada de 0,15-0,20 m foi superior a MN, SPD e SC, os quais não diferiram entre si (Figura 1). Nessa camada, os sistemas e MN tiveram o mesmo comportamento das camadas de 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m (Figura 1). Contudo, a similaridade do SC a esses tratamentos nessa camada pode estar relacionada com a profundidade das operações de preparo do solo empregadas (arações e gradagens), embora a profundidade efetiva dependa da operação. Deste modo, na camada de 0,15-0,20 m do solo, mesmo que sob SC, pode ocorrer a proteção do COS nos agregados do solo, embora em menor proporção ao que ocorre em camadas mais superficiais (SHEERY *et al.*, 2015).

Houve distinção na emissão de CO₂ entre as camadas de solo apenas na MN e SC. Para a MN, a camada de 0-0,05 m apresentou emissão de CO₂ superior as camadas adjacentes, as quais não diferiram entre si (Figura 1). Esse resultado está diretamente relacionado ao grande aporte contínuo de resíduos vegetais sobre a superfície do solo da MN, que forma uma espessa camada de serapilheira onde a atividade biológica é acentuada (COCHRAN *et al.*, 1994; CUNHA *et al.*, 2011).

Para o SC, a emissão de CO₂ nas camadas de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m não diferiram entre si e foram superiores à da camada de 0,15-0,20 m (Figura 1). A ruptura de macroagregados e a incorporação dos resíduos por meio do revolvimento do solo justificam esse resultado. Com a incorporação, o contato solo-resíduos é maior, especialmente, quando a proporção de pequenos macroagregados é maior, acelerando os processos de decomposição e aumentando a emissão de CO₂ (USSIRI; LAL, 2009; BAILEY *et al.*, 2012; TEIXEIRA *et al.*, 2013). Neste caso, a similaridade entre as camadas estratificadas de solo de SPD e PF sobre a emissão de CO₂ pode ser atribuída à ausência ou revolvimento mínimo do solo desses tratamentos e à baixa diversificação de culturas do PF (FERREIRA *et al.*, 2013).

Na camada de 0-0,20 m, a emissão de CO₂ de PF e SC não diferiram entre si, porém foram superiores a SPD e MN. Por sua vez, a emissão de SPD foi inferior à de MN nessa camada. Ainda, os sistemas com maior emissão de CO₂ apresentaram menor teor de COS, conforme a forte correlação negativa observada na Figura 2.

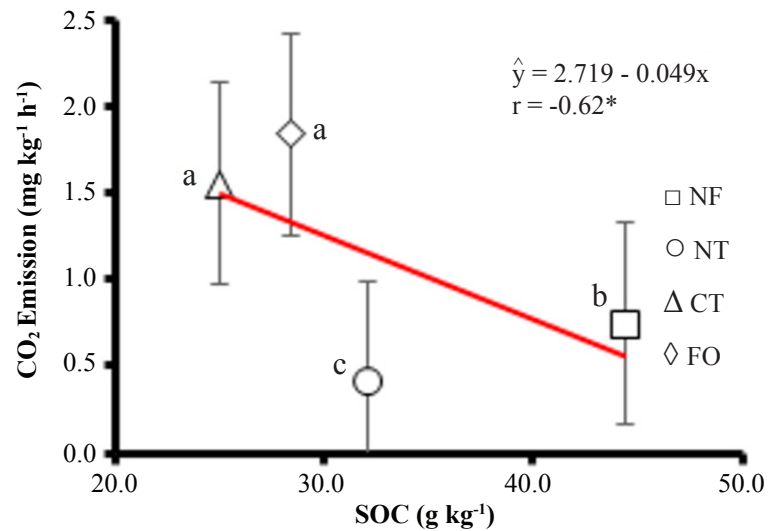


Figure 2 - CO₂ emissions in the 0-0.20 m layer and their correlation (red line) with the organic carbon content (SOC) of a Typical Humudept under different systems.

Native Forest (NF), No-tillage System (NT), Conventional Tillage (CT) and Fruit Orchard (FO); Error bars indicate standard deviations; *r = Pearson correlation coefficient ($p \leq 0.05$). Mean values followed by the same letter, comparing CO₂ emissions between systems, do not differ by Tukey's test ($p \leq 0.05$).

Figura 2 – Emissão de CO₂ da camada 0-0,20 m e sua correlação (linha vermelha) com o teor de carbono orgânico do solo (COS) de um Cambissolo Húmico Tb distrófico em diferentes sistemas.

Mata Nativa (MN), Sistema Plantio Direto (SPD), Sistema Convencional (SC) e Pomar de Frutíferas (PF); Barras de erro indicam desvios padrão; *r = coeficiente de correlação de Pearson ($p \leq 0,05$). Médias seguidas de mesma letra, comparando a emissão de CO₂ entre os sistemas, não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

As such, the importance of NT for C sequestration is highlighted, since emissions were lower than those under NF, and both were lower than under CT (CALEGARI *et al.*, 2008; USSIRI; LAL, 2009; SHEEHY *et al.*, 2015). Considering also that under FO there is no soil turning, the results of this system emphasise the importance of the continuous input of residue to the soil, in sufficient quantity and of sufficient quality to mitigate the effects of CO₂ emissions (COCHRAN *et al.*, 1994; LAL, 1997).

The beneficial results of NT on CO₂ emissions obtained in this work corroborate results commonly found in the literature, especially for soils of tropical and subtropical regions, where CO₂ emissions during seasons of high temperature and high soil moisture are greater (CALEGARI *et al.*, 2008; USSIRI; LAL, 2009; CERRI *et al.*, 2010; CAMPOS *et al.*, 2011; CUNHA *et al.*, 2011; SA *et al.*, 2013; TEIXEIRA *et al.*, 2013; SA *et al.*, 2014).

Deste modo, destaca-se a importância do SPD para o sequestro de C, visto que sua emissão foi inferior à própria MN e ambos inferiores ao SC (CALEGARI *et al.*, 2008; USSIRI; LAL, 2009; SHEEHY *et al.*, 2015). Considerando também que no PF não há revolvimento do solo, os resultados desse sistema ressaltam a importância do aporte contínuo de resíduos ao solo, em quantidade e qualidade suficientes, para mitigar as emissões de CO₂ (COCHRAN *et al.*, 1994; LAL, 1997).

Os resultados benéficos do SPD sobre a emissão de CO₂ obtidos neste trabalho corroboram com o que é comumente apresentado na literatura, principalmente, para solos de regiões tropicais e subtropicais, onde as emissões de CO₂ durante as estações com elevada temperatura e umidade no solo são maiores (CALEGARI *et al.*, 2008; USSIRI; LAL, 2009; CERRI *et al.*, 2010; CAMPOS *et al.*, 2011; CUNHA *et al.*, 2011; SÁ *et al.*, 2013; TEIXEIRA *et al.*, 2013; SÁ *et al.*, 2014).

CONCLUSIONS

In a typic dystrophic Tb Humic Cambisol, the no-tillage management system results in reduced CO₂ emissions;

Greater mineralisation of soil organic carbon has a direct impact on higher CO₂ emissions.

CONCLUSÕES

No Cambissolo Húmico Tb distrófico típico, o sistema de plantio direto é o manejo do solo que proporciona menores emissões de CO₂;

A maior mineralização do carbono orgânico do solo repercute diretamente em uma maior emissão de CO₂.

CITED SCIENTIFIC LITERATURE

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

BAILEY, V. L.; BILSKIS, C. L.; FANSLER, S. J.; McCUE L. A.; SMITH, J. L.; KONOPKA, A. Measurements of microbial community activities in individual soil macroaggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 48, n. 5, p. 192-195, 2012.

BOGNOLA, I. A.; FERREIRA, C.; CURCIO, G. R.; KOEHLER, A.; PIRES, D. R. J. **Levantamento pedológico semidetalhado da Fazenda Experimental Gralha Azul – PR, município de Fazenda Rio Grande – PR**. Curitiba: PUCPR, 2003.

BUNEMANN, E. K.; SCHWENKE, G. D.; VAN ZWIETEN, L. Impact of agricultural inputs on soil organisms – a review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 44, n. 4, p. 379-406, 2006.

CALEGARI, A.; HARGROVE, W. L.; RHEINHEIMER, D. S.; RALISCH, R.; TESSIER, D.; TOURDONNET, S.; GUIMARÃES, M. F. Impact of long-term no-tillage and cropping system management on soil organic carbon in an Oxisol: a model for sustainability. **Agronomy Journal**, v. 100, n. 4, p. 1013-1019, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2007.0121er>.

CAMPOS, B. H. C. D.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; NICOLOSO, R. D. S.; FIORIN, J. E. Long-term C-CO₂ emissions and carbon crop residue mineralization in an Oxisol under different tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 819-832, 2011.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; MAIA, S. M. F.; CERRI, C. E. P.; COSTA JUNIOR, C.; FEIGL, B. J.; FRAZAO, L. A.; MELLO, F. F. C.; GALDOS, M. V.; MOREIRA, C. S.; CARVALHO, J. L. N. Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. **Scientia Agricola**, v. 67, 1 p. 102-116, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162010000100015>.

COCHRAN, V. L.; SPARROW, S. D.; SPARROW, E. B. Residues effects on soil micro- and macroorganisms. In: UNGER, P. W. (ed). **Managing Agricultural Residues**. Boca Raton: CRC Press, 1994, pp. 163–184.

CUNHA, E. Q.; STONE, L. F.; FERREIRA, E. P. B.; DIDONET, A. D.; MOREIRA, J. A. A.; LEANDRO, W. M. Soil tillage systems and cover crops in organic production of common bean and corn. II – Soil biological properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 603-611, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000200029>.

FERREIRA, A. O.; AMADO, T. J. C.; NICOLOSO, R. S.; SÁ, J. C. M.; FIORIN, J. E.; HANSEL, D. S. S.; MENEFE, D. Soil carbon stratification affected by long-term tillage and cropping systems in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 133, n. 8, p. 65-74, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.05.011>.

FIDALSKI, J.; CAVALIERI-POLIZELI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; ANGHINONI, G.; AULER, P. A. M. Capacidade de suporte de carga do solo em sistemas de produção de laranja conservacionistas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 3, p. 880-885, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/01000683rbc20140548>.

- FIEDLER, S. R.; BUCZKO, U.; JURASINSKI, G.; GLATZEL, S. Soil respiration after tillage under different fertilizer treatments – implications for modelling and balancing. **Soil and Tillage Research**, v. 150, n. 7, p. 30-42, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2014.12.015>.
- HUANG, S.; SUN, Y. N.; RUI, W. Y.; LIU, W. R.; ZHANG, W. J. Long-term effect of no-tillage on soil organic carbon fractions in a continuous maize cropping system of Northeast China. **Pedosphere**, v. 20, n. 3, p. 285-292, 2010. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(10\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(10)60016-1).
- IAPAR – Instituto Agronômico do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná: classificação climática – segundo Köppen**, Iapar, Londrina, BR. CD-ROM. 2009.
- JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil—V: A method for measuring soil biomass. **Soil biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976.
- JUNGES, A. L.; SANTOS, V. Y. D.; MASSONI, N. T.; SANTOS, F. A. C. Efeito estufa e aquecimento global: uma abordagem conceitual a partir da física para educação básica. **Experiências em Ensino de Ciências**, v. 13, n. 5, p. 126-151, 2018.
- LAL, R. Residue management: conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂-enrichment. **Soil and Tillage Research**, v. 43, n. 1-2, p. 81-107, 1997.
- LIENHARD, P.; TIVET, F.; CHABANNE, A.; DEQUIEDT, S.; LELIÈVRE, M.; SAYPHOUMMIE, S.; LEUDPHANANE, B.; PRÉVOST-BOURÉ, N. C.; SÉGUY, L.; MARON, P. A.; RANJARD, L. No-till and cover crops shift soil microbial abundance and diversity in Laos tropical grasslands. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 2, p. 375-384, 2013.
- NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: SPARKS, D. L.; PAGA, A. L.; HELMKE, P. A.; LOEPPERT, R. H.; SOLTANPOUR, P. N.; TABATABAI, M. A.; JOHNSTON, C. T.; SUMMER, M. E. (Eds). **Methods of soil analysis: Chemical methods, Part 3**. Madison: Soil Science Society of America, 1996, pp. 961-1010.
- OLIVEIRA, F. É. R. D.; OLIVEIRA, J. D. M.; XAVIER, F. A. D. S. Changes in soil organic carbon fractions in response to cover crops in an orange orchard. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, e0150105, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbc20150105>.
- PETRY, H. B.; SCHNEIDER, L. A.; SILVEIRA JÚNIOR J. C.; CRIZEL, T. M.; FLÔRES, S. H.; SCHWARZ, S. F. Avaliação física e química e aceitação pelo consumidor de laranjas ‘Valência’, produzidas sob sistemas de cultivo orgânico e convencional. **Ciência Rural**, v. 45, n. 4, p. 619-625, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20131546>.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, 2013.
- SÁ, J. C. M.; SÉGUY, L.; TIVET, F.; LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKI, P. R.; BRIEDIS, C.; SANTOS, J. B.; HARTMAN, D. C.; BERTOLONI, C. G.; ROSA, J.; FRIEDRICH, T. Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in Oxisols of subtropical and tropical agro-ecoregions in Brazil. **Land Degradation and Development**, v. 26, n. 5, p. 531-543, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2218>.
- SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 136, n. 3, p. 38-50, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.09.010>.
- SAMPAIO, D. B.; ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B. Evaluation of biological indicators of soil quality under conventional and organic fruit farming system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 2, p. 353-359, 2008.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2018.
- SHEEHY, J.; REGINA, K.; ALAKUKKU, L.; SIX, J. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. **Soil and Tillage Research**, v. 150, n. 7, p. 107-113, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.01.015>.
- SILVA, M. B.; KLIEMANN, H. J.; SILVEIRA, P. M.; LANNA, A. C. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 12, p. 1755-1761, 2007.
- SOIL SURVEY STAFF. **Simplified guide to soil taxonomy**. Lincoln: USDA-Natural Resources Conservation Service, 2013.

TEIXEIRA, L. G.; CORRADI, M. M.; FUKUDA, A.; PANOSSO, A. R.; REICOSKY, D.; LOPES, A.; LA SCALA, N. Soil and crop residue C-CO₂ emission under tillage systems in sugarcane-producing areas of Southern Brazil. **Scientia Agricola**, v. 70, n. 5, p. 327-335, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162013000500007>.

TIVET, F.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; BORSZOWSKI, P. R.; SANTOS, J. B.; FARIAS, A.; EURICH, G.; HARTMAN, D. C.; NADOLNY JUNIOR, M.; BOUZINAC, S.; SÉGUY, L. Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 126, n. 1, p. 203–218, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.09.004>.

USSIRI, D. A. N.; LAL, R. Long-term tillage effects on soil carbon storage and carbon dioxide emissions in continuous corn cropping system from an Alfisol in Ohio. **Soil and Tillage Research**, v. 104, n. 1, p. 39-47, 2009.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, n. 1, p. 29-38, 1934.