

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC

CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS – CAV

PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

ANA LARISSA PINTO DA SILVA

**CARBONO ORGÂNICO E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS
RECICLAGEM EM SUPERFÍCIE DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE COZINHA E
CULTIVO DE HORTALIÇAS**

**LAGES, SC
2021**

ANA LARISSA PINTO DA SILVA

**CARBONO ORGÂNICO E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS
RECICLAGEM EM SUPERFÍCIE DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE COZINHA E
CULTIVO DE HORTALIÇAS**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Dr. Álvaro Luiz Mafra
Coorientador: Jackson Adriano Albuquerque

**LAGES, SC
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Silva, Ana Larissa Pinto da
CARBONO ORGÂNICO E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO
SOLO APÓS RECICLAGEM EM SUPERFÍCIE DE RESÍDUOS
ORGÂNICOS DE COZINHA E CULTIVO DE HORTALIÇAS /
Ana Larissa Pinto da Silva. -- 2021.
51 p.

Orientador: Álvaro Luiz Mafra
Coorientador: Jackson Adriano Albuquerque
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2021.

1. Resíduos Sólidos Urbanos. 2. Compostagem Laminar. 3.
Matéria Orgânica. I. Mafra, Álvaro Luiz . II. Albuquerque, Jackson
Adriano . III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência
do Solo. IV. Título.

ANA LARISSA PINTO DA SILVA

**CARBONO ORGÂNICO E ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO APÓS
RECICLAGEM EM SUPERFÍCIE DE RESÍDUOS ORGÂNICOS DE COZINHA E
CULTIVO DE HORTALIÇAS**

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo, do Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

BANCA EXAMINADORA

Orientador:

Prof. Dr. Álvaro Luiz Mafra
UDESC – Lages, SC

Membro externo:

Profa. Dra. Elis Borcioni
UFSC – Curitibanos, SC

Membro UDESC:

Prof. Dr. Paulo Cezar Cassol
UDESC – Lages, SC

**LAGES, SC
2021**

“Nunca se sinta só ou desamparado, pois a mesma força que guia as estrelas, guia-nos também” (Srhi Srhi Anandamuti Bábá).

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter estado comigo em todos os momentos, iluminando e guiando meu caminho.

Agradeço aos meus pais, Lena e Henrique, por todo o suporte, apoio e incentivo a nunca desistir, por serem meus maiores exemplos de vida. À minha família, tios, irmãos, primos e avós.

Agradeço a todos os professores do PPGCS, por todo o conhecimento compartilhado em aulas, seminários e conversas, em especial à Prof. Mari Lúcia Campos, por toda a paciência em conversas e incentivos a não desistir, e ao Prof. Álvaro Mafra, meu orientador, pela orientação, paciência, pelos ensinamentos e pela disponibilidade sempre que precisei.

Agradeço à banca por todas as considerações para a melhoria do trabalho.

Agradeço à minha dupla de experimento, Giulliana Momm, por toda a parceria, ajuda, conversas, e principalmente paciência em todos os momentos de condução do experimento.

Agradeço a todos os amigos que pude fazer na pós-graduação, aos amigos do Laboratório de Física e Manejo do Solo, as pessoas que conheci, suas histórias, e a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para que esse trabalho fosse concluído.

Agradeço ao Bolsista de iniciação científica, Gabriel Teles, pela ajuda, por todo o companheirismo e momentos de descontração durante os trabalhos.

Agradeço ao Gustavo Ferreira, meu amigo de laboratório, uma pessoa especial e iluminada, por todo o incentivo, por todas as conversas que tivemos, por toda a ajuda e parceria, desde o início do processo seletivo a conclusão deste trabalho.

Agradeço também às minhas amigas, Juliana Martins, Lorena Gomes, Sabrina Corrêia, Ana Beatriz Neves, Mayara Gomes, Flávia Farage e Izabela Tavares, por todas as conversas, por todos os momentos que queriam me fazer sorrir, pela companhia e por tudo.

À Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oferta do Mestrado, ao Promop e à CAPES, pela concessão da bolsa de estudos e suporte para a realização da pesquisa.

RESUMO

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos produzidos nos grandes centros, corresponde a 50% de resíduos orgânicos, que usualmente eram dispostos em lixões a céu aberto e posteriormente em aterros sanitários. A compostagem é uma alternativa para o tratamento desses resíduos e pode reduzir os impactos ambientais, operacionais e funcionar como fonte de nutrientes ao solo e cultivo de plantas. Nesse sentido, tem-se como objetivo avaliar se a aplicação de resíduos orgânicos urbanos na superfície do solo, a partir de práticas de compostagem, vermicompostagem como fonte de nutrientes e carbono orgânico e suas influências sobre o desenvolvimento de plantas, comparativamente à adubação mineral. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, em Lages, SC, em vasos com dois tipos de solo, Cambissolo Húmico com 19% de argila e Nitossolo Bruno com 64% de argila, e três formas de aporte de nutrientes, compostagem, vermicompostagem e adubação mineral, com três ciclos de cultivos de hortaliças sendo: alface, rúcula e alface. O delineamento experimental é inteiramente casualizado, com 4 repetições, totalizando 18 tratamentos e 72 unidades experimentais. Foram avaliados os atributos químicos na solução do solo pH, Na, K, Ca, Mg e COP, COAm e COT no solo, os caracteres fitométricos das plantas pós colheita e a temperatura do resíduo durante a compostagem. A normalidade dos dados foi verificada por Shapiro-Wilk, após foi realizado a ANOVA e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p<0,05$). A temperatura média do resíduo durante os ciclos de decomposição foi de 25 a 30°C. Para COT, houve incremento de carbono orgânico com o passar dos ciclos, e para os dois solos avaliados. Altas concentrações de sódio foram observadas, variando de 240 mg kg⁻¹ a 578 mg kg⁻¹ nos tratamentos de vermicompostagem e 177,3 mg kg⁻¹ a 516,8 mg kg⁻¹ na compostagem, no Cambissolo, e 284 mg kg⁻¹ a 943 mg kg⁻¹, para a vermicompostagem e 178 mg kg⁻¹ a 839 mg kg⁻¹ para a compostagem no Nitossolo. Para potássio as médias variaram entre, 1,74 cmolc dm⁻³ a 4,4 cmolc dm⁻³, para a vermicompostagem e 1,3 cmolc dm⁻³ a 4,12 cmolc dm⁻³ a compostagem no Nitossolo. Para pH houve incremento com adição de resíduos orgânicos, variando 0,6 unidades na vermicompostagem e 0,1 unidades na compostagem, no Cambissolo, neste a adição de adubo mineral reduziu 0,7 unidades de pH. No Nitossolo, na variável pH, para os três tratamentos, vermicompostagem, compostagem e adubação mineral, houve redução de 0,5, 0,4 e 0,2 unidades respectivamente. Em relação ao desenvolvimento de plantas, a adubação mineral apresentou médias superiores para as variáveis massa seca e fresca da parte área, e número de folhas, no cultivo da rúcula. Para a variável altura de plantas a adubação mineral foi o tratamento mais responsável ao longo dos ciclos e nos dois solos avaliados, para as culturas de alface e rúcula.

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Urbanos. Compostagem Laminar. Matéria Orgânica.

ABSTRACT

The gravimetric composition of urban solid waste produced in large cities corresponds to 50% of organic waste, which was usually disposed of in open air dumps and later in landfills. Composting is an alternative for the treatment of this waste and can reduce environmental and operational impacts and function as a source of nutrients for soil and plant cultivation. In this sense, the objective is to evaluate whether the application of urban organic waste on the soil surface, based on composting practices, vermicomposting as a source of nutrients and organic carbon and its influences on the development of plants, compared to mineral fertilization. The experiment was carried out in a greenhouse, in Lages, SC, in pots with two types of soil, Humic Cambisol with 19% clay and Brown Nitosol with 64% clay, and three forms of nutrient input, composting, vermicomposting and mineral fertilization, with three vegetable cultivation cycles, lettuce, arugula and lettuce. The experimental design was completely randomized, with 4 replications, totalling 18 treatments and 72 experimental units. The chemical attributes of the soil, pH, Na, K, Ca, Mg, COP, COAm and COT, the phytometric characters of the plants after harvest and the temperature of the residue were evaluated. The normality of the data was verified by Shapiro-Wilk, after ANOVA was performed and the means were compared by the Tukey test ($p<0.05$). The average temperature of the residue during the decomposition cycles was 25 to 30°C. For COT, there was an increase in organic carbon over the cycles, and for the two soils evaluated. High sodium concentrations were observed, ranging from 240 mg kg⁻¹ to 578 mg kg⁻¹ in vermicomposting treatments and 177.3 mg kg⁻¹ to 516.8 mg kg⁻¹ in composting, in the Cambisol, and 284 mg kg⁻¹ to 943 mg kg⁻¹, for vermicomposting and 178 mg kg⁻¹ to 839 mg kg⁻¹ for composting in the Nitosol. For potassium, the averages ranged from 1.74 cmolc dm⁻³ to 4.4 cmolc dm⁻³ for vermicomposting and 1.3 cmolc dm⁻³ to 4.12 cmolc dm⁻³ for composting in the Nitosol. For pH there was an increase in the addition of organic residues, varying 0.6 units in the vermicomposting and 0.1 units in the composting, in the Cambisol, in this the addition of mineral fertilizer reduced 0.7 units of pH. In the Nitosol, in the pH variable, for the three treatments, vermicomposting, composting and mineral fertilization, there was a reduction of 0.5, 0.4 and 0.2 units, respectively. In relation to the development of plants, the mineral fertilization presented superior averages for the variables dry and fresh above-ground mass, and number of leaves, in the cultivation of the arugula. For the plant height variable, mineral fertilization was the most responsive treatment throughout the cycles and in the two soils evaluated, for lettuce and arugula crops.

Keywords: Urban solid waste. Laminar Composting. Organic Matter.

SUMÁRIO

1	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	10
1.1	COMPOSTAGEM.....	10
1.2	VERMICOMPOSTAGEM.....	11
1.3	ADUBAÇÃO MINERAL.....	12
1.4	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	13
1.5	MÉTODO LAGES DE COMPOSTAGEM.....	14
1.6	AGRICULTURA URBANA.....	15
1.7	CARBONO ORGÂNICO NO SOLO.....	16
2	INTRODUÇÃO.....	17
2.1	HIPÓTESES.....	18
2.2	OBJETIVOS.....	19
2.2.1	Objetivo geral.....	19
2.2.2	Objetivos específicos.....	19
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	19
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
4.1	TEORES DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO.....	23
4.2	TEORES DE NUTRIENTES NO SOLO.....	28
4.3	RESÍDUO REMANESCENTE E AVALIAÇÃO FITOMÉTRICA.....	35
4.4	AVALIAÇÃO DA TEMPERATURA DO RESÍDUO.....	39
5	CONCLUSÃO.....	42
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	42
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	43

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 COMPOSTAGEM

A produção de resíduos orgânicos tem sido apresentada nos últimos anos como um desafio mundial, principalmente quando pensado em relação ao seu manejo e descarte, a partir disso, de acordo com Thi et al. (2015), os resíduos orgânicos biodegradáveis, correspondem a cerca de 50% do volume total do lixo doméstico produzido em países menos desenvolvidos. Portanto, a busca por métodos adequados de separação e destinação desses resíduos são de suma importância para a sustentabilidade ambiental.

Com o incremento de práticas sustentáveis, a reciclagem dos materiais biodegradáveis pode reduzir o consumo de recursos naturais, permitir a ciclagem de nutrientes, aumentar os níveis de matéria orgânica no solo, e consequentemente contribuir com propriedades químicas, físicas e biológicas do solo (LIM et al., 2016).

A compostagem é uma das práticas mais utilizadas para reciclagem de resíduos orgânicos, pois é um processo natural de decomposição biológica sob condições aeróbicas da matéria orgânica, produzindo um composto (humus) estável e com propriedades adequadas para uso agrícola, e ainda evita a aplicação direta de resíduos ou materiais pouco estáveis, possivelmente tóxicos ao solo e plantas (USDA, 2000; GUIDONI et al., 2013; USEPA, 2015).

O processo de compostagem ocorre em três fases distintas, a mesofílica, a termofílica e a fase de cura/maturação, na primeira fase verifica-se maior desenvolvimento de microorganismos mesófilos (ativos próximos a temperatura ambiente), estes são importantes pois irão metabolizar os nutrientes mais facilmente encontrados, eles vão utilizar o oxigênio disponível para transformar o carbono do resíduo em energia, CO₂ e água (INÁCIO; MILLER, 2009).

A segunda fase é a termofílica, caracterizada pela etapa mais longa, variando conforme o tipo de material decomposto, com ação de fungos e bactérias termofílicas que sobrevivem a altas temperaturas, de 65 a 70°C. Estes organismos vão atuar na degradação mais complexa das moléculas, o que intensifica a decomposição, além disso as altas temperaturas auxiliam na eliminação de patógenos e sementes de plantas que podem estar presente no material (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2013; KIEHL, 2004).

A última fase, de maturação ou de cura, ocorre a partir da baixa atividade dos microrganismos termofílicos, o que favorece o crescimento dos organismos mesofílicos. Ainda nessa última fase, verifica-se redução da acidez, da atividade microbiana e da temperatura

(INÁCIO; MILLER, 2009) o que vai configurar o final do processo de compostagem. No entanto, a maturidade do composto ocorre quando a matéria orgânica é transformada em humus, de cor escura e natureza coloidal, livre de toxicidade e patógenos, e está acompanhada da mineralização parcial de determinados componentes da matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, cálcio e magnésio, que são transformados da forma orgânica para a inorgânica, ficando disponíveis as plantas (KIEHL, 2004).

Contudo, para que as fases da compostagem ocorram de forma a obter um produto estável e com boas características para ser aplicado ao solo, devem ser observados os fatores que podem influenciar a decomposição, são eles: atividade dos organismos, aeração, temperatura, umidade, relação C/N, pH e granulometria do resíduo orgânico. Esses fatores interagem entre si, afetando principalmente a atividade microbiológica que é considerada essencial para bons resultados no processo de compostagem (SOARES et al., 2017).

1.2 VERMICOMPOSTAGEM

A vermicompostagem consiste na alteração do material orgânico a partir da ação detritívora das minhocas, que possuem em seu trato digestivo microflora capaz de estabilizar física e bioquimicamente os resíduos orgânicos (SOUZA et al., 2015; NADDAFI et al., 2004; HUSSAIN; ABBASI, 2018). A estabilização da matéria orgânica é obtida a partir da atividade metabólica de algumas espécies de minhocas, que ao decompor o material são capazes de transformar resíduos orgânicos frescos em produto de melhor qualidade se comparado ao método convencional de compostagem (ATIYEH et al., 2001).

A maior parte dos processos de vermicompostagem utiliza a espécie *Eisenia foetida*, conhecida como minhoca californiana ou vermelha, que tem crescimento rápido e elevada capacidade reprodutiva, além de boa adaptabilidade a diferentes tipos de resíduo (PEREIRA et al., 2005; TRECHA, 2017).

O vermicomposto obtido pela ação em conjunto da macrofauna, mesofauna e microfauna que estão presentes no trato digestivo das minhocas, resulta em produto que confere melhorias no pH do solo, liberação gradual de nutrientes as plantas, criando condições favoráveis de vida para a planta cultivada (MORSELLI, 2015; MORSELLI, 2009). Esse material resultante da atividade biológica, é estável, homogêneo, possui granulometria fina, baixa relação C/N, alta porosidade e capacidade de retenção de água, e é rico em nutrientes, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio (AMORIN et al., 2005; GÓMEZ BRANDÓN et al., 2010).

A prática de vermicompostagem representa um destino adequado aos diferentes resíduos orgânicos oriundos da zona rural, urbana e industrial, além de possibilitar aproveitamento das minhocas e do vermicomposto, o qual pode servir como fonte de nutriente para o cultivo de hortaliças (TEODORO et al., 2016; MACIEL, 2017; HUBER, 2012).

Contudo, para a obtenção de um produto de boa qualidade ao final do processo de vermicompostagem é imprescindível que o ambiente que as minhocas estão presentes tenha condições favoráveis ao seu desenvolvimento, além da palatabilidade dos materiais utilizados (LEE et al., 2018). As minhocas consomem produtos na faixa de pH entre 5 e 8, umidade do resíduo entre 40% e 55%, relação C/N inicial em torno de 25 a 30, temperatura entre 12°C e 28°C e como são organismos aeróbicos, esses invertebrados precisam de condições aeróbicas durante todo o processo, dessa forma é importante observar a densidade do material aplicado e a incidência de luz (CHOWDHURY et al., 2013; WU et al., 2014; SOSNECKA et al., 2016).

1.3 ADUBAÇÃO MINERAL

Os solos encontrados em território brasileiro, em grande parte, são considerados ácidos e pobres quimicamente, isto em virtude da ação dos agentes do intemperismo, os quais promovem a lixiviação dos elementos K, Ca e Mg. Quando diagnosticado a necessidade de realizar a adubação, é considerado um processo indispensável para a manutenção da qualidade química do solo e desenvolvimento de plantas. O Brasil avança como um dos maiores consumidores de fertilizantes, sendo utilizado majoritariamente em produções em grande escala, induzindo a um aumento no rendimento e custos do processo produtivo (CASTRO et al., 2015; PEREIRA FILHO et al., 2015).

Os adubos minerais apresentam em sua característica alta concentração de nutrientes e elevada solubilidade. Quando são originados de fontes de sais solúveis, uma parcela é absorvida pelas plantas e outra parte fica no solo. Dessa forma, é possível observar certa limitação aos fertilizantes por conta da perda de nutrientes por lixiviação, escoamento superficial, emissão de gases e fixação pelo solo, como no caso do elemento fósforo (BALIGAR, 2001)

Assim, o uso descontrolado de fertilizantes minerais solúveis, pode ocasionar consequências ao sistema solo-planta, e além das perdas acima citadas, o excesso de sais tendem a prejudicar o desenvolvimento do sistema radicular das plantas por dois motivos principais, toxicidade e salinidade, ou seja, pela alta pressão osmótica desenvolvida no solo (MALAVOLTA, 2002; PRIMAVESI, 2010). Outro fator seria o uso de fertilizantes minerais

nitrogenados, como o sulfato de amônio, que possuem reação ácida, o que tende a reduzir o pH do solo nas regiões adjacentes a localização do fertilizante (RAIJ, 2011).

As olerícolas são espécies que absorvem grande quantidade de nutrientes em curto espaço de tempo, sendo consideradas plantas exigentes nutricionalmente. Normalmente, as hortaliças são colhidas inteiras do solo, consideradas como plantas esgotantes. Logo, a calagem e a adubação são essenciais para o desenvolvimento das plantas e rendimento (SBCS, 2004).

1.4 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A geração de resíduos sólidos urbanos, é observada desde o início das civilizações, contudo esse processo de intensificação na produção de resíduos se deu a partir do aumento populacional e o constante aumento ao acesso a bens de consumo, tornando-se um problema, pois o volume de resíduos gerados é superior as condições que o meio ambiente tem de consumi-lo sem comprometer suas características naturais.

No Brasil, no ano de 2019 em estudo realizado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza e Resíduos Especiais, ABRELPE, foram coletados 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, o que corresponde em média a 379,2 kg/hab/ano, sendo esse valor variável de acordo com a região do país. Do montante de resíduos coletados 60% já são direcionados a áreas adequadas para o tratamento, os aterros sanitários, porém 29,5 milhões de toneladas ao ano ainda são descartados de forma ineficiente, sendo encaminhados aos aterros controlados, lixões, áreas próximas a recursos hídricos e áreas subutilizadas.

De acordo com o Ministério de Meio Ambiente (2012), a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos brasileiros está dividido da seguinte forma: 31,9% são considerados resíduos secos, sendo classificados como embalagens/materiais fabricados a partir de plásticos, papéis, vidros e metais diversos, e as embalagens compostas, como a Tetrapak, 51,4% são resíduos úmidos estando compreendidos como os restos oriundos do preparo dos alimentos, folhas, cascas, sementes e 16,7% são os resíduos classificados como rejeitos e/ou outros.

Dessa forma observa-se que a maior quantidade de material produzido pela população corresponde a fração orgânica, e conforme ABRELPE (2019), a matéria orgânica, componente do resíduo sólido doméstico (RSD) pode alcançar até 52% da composição gravimétrica média dos RSD no Brasil, sendo de suma importância avaliar o potencial de aproveitamento desse material como fonte de matéria orgânica aos solos, com o intuito de reduzir os impactos gerados pela coleta, transporte, tratamento e disposição final em grandes áreas de aterros sanitários e

lixões, evitando assim a proliferação de gases e atração de animais vetores de doenças (FRÉSCA, 2007; FNMA, 2017).

Os RSD são constituídos em maior parte pela matéria orgânica decomponível, que tem como característica a rápida degradação e, por isso, possui potencial em causar impactos negativos ao meio ambiente. Porém, quando a fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos é manejada de forma adequada, pode suprir as necessidades dos solos e plantas e substituir fertilizantes industrializados, sem ser prejudicial ao solo e ao ambiente (OLIVEIRA, 2008; STOJAKI et al., 2013).

Logo, nota-se que os resíduos sólidos domésticos são constituintes dos resíduos sólidos urbanos, porém a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é integrada pela parte orgânica dos resíduos domiciliares e pela parte dos resíduos de limpeza pública (MMA, 2011). Dessa forma, sabendo que os restos de alimentos, juntamente com outros materiais sólidos de origem orgânica (vegetal ou animal) gerados nos municípios são resíduos sólidos orgânicos domiciliares (Ferreira, 2013; ANDREOLI, 2014), estes podem ser prontamente destinados para a compostagem.

1.5 MÉTODO LAGES DE COMPOSTAGEM

Dentre os métodos de tratamento disponíveis para os resíduos orgânicos oriundos da coleta urbana, a compostagem se destaca pelo grande alcance, em vista da sua simplicidade, praticidade e dos resultados atingidos (MP-PR, 2013; BRASIL, 2017). O composto orgânico produzido neste processo reforça a ideia de sustentabilidade, podendo ser aplicado diretamente ao solo, que em função da intensa atividade biológica está em constante renovação devido a cobertura de matéria orgânica e húmus (a maior fonte de nutrientes do solo e deve ser constantemente alimentada), podendo este último ser gerado no processo convencional e no processo de vermicompostagem (COMPOSTA SÃO PAULO, 2014; LIM et al, 2016).

Em Lages-SC, tem sido adotadas estratégias para o tratamento de resíduos, e a partir de 2010, foi desenvolvido um projeto de extensão, com intuito de aplicar um método de compostagem mais acessível e de fácil aplicabilidade nas escolas e áreas urbanas (GUTTLER et al., 2014).

O método foi denominado de minicompostagem ecológica (MCE), tem como principais características: I) deposição laminar do resíduo orgânico; II) não existe necessidade de uma composteira; III) período reduzido de compostagem (30 a 40 dias); IV) após o período de compostagem, pode ser realizado o cultivo de hortaliças; V) redução na mão de obra em 70%.

Assim, a partir de 2018 quando houve o processo de capacitação de agentes multiplicadores, ofertado pelo Ministério do Meio Ambiente, o método passou a ser reconhecido nacionalmente como “Método Lages de Compostagem” (GUTTLER, 2019).

1.6 AGRICULTURA URBANA

Os centros urbanos possuem áreas que podem ser utilizadas para a produção de alimentos e interação social, o que atualmente é conceituado como agricultura urbana. Essa forma de cultivo representa uma abordagem agroecológica, a partir da atividade desempenhada em pequenos espaços produtivos, localizados dentro dos centros urbanos, podendo ser quintais, jardins, varandas, áreas escolares e espaços sem uso (CRIBB, 2009; RICARTE-COVARRUBIAS et al., 2011). Conforme descrito no projeto de Lei nº 303/A de 2019, que altera o disposto na Lei nº 9.636, de 15 de maio de 1998, as áreas da união podem ser utilizadas para a prática de agricultura orgânica em hortas comunitárias, operadas por famílias de baixa renda organizadas em associações, cooperativas ou sindicatos, desde que compatível com o Plano Diretor ou outras normas urbanísticas do Município.

O cultivo nas áreas urbanas pode incluir plantas medicinais, hortaliças, frutíferas, plantas aromáticas e ornamentais, que podem funcionar como alternativa econômica pelas famílias que estão próximas as áreas utilizadas, além de ser uma prática de inserção da população que se encontra em vulnerabilidade social, com aproveitamento de locais abandonados ou não utilizados, com benefícios ao meio ambiente pela formação de áreas com climas mais amenos e melhora na qualidade ambiental dos solos, com a ciclagem de nutrientes a partir da decomposição do resíduo orgânico (ARRUDA, 2006; MENDONÇA, 2012; FREITAS et al., 2013). Essa forma de produção de alimentos reduz a dependência de insumos externos ao ecossistema e maximiza a conservação dos recursos naturais por meio da reciclagem de energia e nutrientes (AQUINO, 2007).

Aliada a prática da agricultura urbana, a compostagem, técnica considerada sustentável de aproveitamento de resíduos orgânicos, tem como produto o composto que pode ser aplicado diretamente ao solo com a função de melhorar a qualidade dos solos, além de poder atuar na recuperação de áreas degradadas, especialmente em situações em que a camada superficial do solo está ausente. O material orgânico pode aumentar a fertilidade dos solos, melhorar a nutrição de plantas, sequestrar carbono e reduzir os custos da produção e os impactos negativos gerados pela agricultura moderna, e ainda diminuir o volume de resíduos orgânicos destinados aos aterros sanitários (CELANO, 2013; PANE et al., 2016; SÁNCHEZ et al., 2017;

VÁZQUEZ, 2017). Assim, o resíduo orgânico municipal auxiliaria a criar um sistema limpo e sem desperdícios, onde os materiais orgânicos seriam reutilizados para a agricultura urbana, principalmente como fonte de nutrientes (LIM et al., 2016).

1.7 CARBONO ORGÂNICO NO SOLO

O solo é considerado um reservatório de carbono (C), importante por desempenhar diversas funções no ambiente. Mudanças no estoque de carbono orgânico total (COT) do solo, principal constituinte da matéria orgânica do solo (MOS), podem impactar na concentração de CO₂ na atmosfera, fertilidade do solo, produtividade dos ecossistemas, segurança alimentar e comprometer o atendimento das metas do desenvolvimento sustentável (STOCKMANN et al., 2013; JIA, 2017). Essas mudanças dependem da forma como o uso e manejo do solo são desempenhados (LAL, 2010).

A MOS, é considerada como um indicador de qualidade do solo, pois favorece atributos químicos, físicos e biológicos e contribui em processos de ciclagem e retenção de nutrientes, agregação do solo, dinâmica da água, e como fonte de energia para a atividade biológica (MIELNICZUK, 1999; BAYER; MIELNICZUK, 2008).

A principal forma de apporte de carbono no solo é pelos resíduos culturais, resíduos orgânicos e por alguns tipos de fertilizantes. Contudo, para que a o processo de transformação ocorra é imprescindível a ação de microrganismos decompositores (COTRUFO et al., 2013). O processo de decomposição e ação dos microrganismos pode ser alterada por diversos fatores, como a biodiversidade e atividade dos organismos decompositores, tamanho e localização do resíduo no solo, características físico-químicas do solo e características bioquímicas do material utilizado (FIERER et al., 2003; JOHNSON et al., 2007; COTRUFO et al., 2013; REDIN et al., 2014).

Alguns indicadores são utilizados para delimitar a qualidade do carbono fornecido pelos resíduos, como o teor de N (relação C/N), a fração solúvel e as concentrações de celulose, hemicelulose, lignina, lipídios e polifenóis, sendo que resíduos com alto teor de N e ricos em fração solúvel são considerados de alta qualidade (alta fração lábil) (PRESCOTT, 2010). Resíduos com menor relação C/N e menores concentrações de compostos como lignina e taninos, têm decomposição mais rápida, já resíduos com elevada relação C/N e altas concentrações de compostos resistentes apresentam decomposição mais lenta, com baixa liberação de N mineral (POTTHAST et al., 2010; PUTTASO et al., 2011). Assim, resíduos com

altas concentrações de lignina e de tanino, são considerados recalcitrantes e podem associar maiores teores de carbono no solo via estabilização bioquímica (STEVENSON, 1994).

A associação dos compostos orgânicos com os componentes minerais do solo é uma das formas de estabilização da MOS. Nesse sentido, a textura do solo influencia diretamente a estabilização através das forças das ligações dos compostos organominerais e promove a agregação, com isso, os mecanismos de proteção física e química dos componentes orgânicos e minerais são influenciados pela quantidade das partículas de silte e argila (COTRUFO et al., 2013; SIX et al., 2002; VON LUTZOW et al., 2006). Solos de textura argilosa, mais finos, tendem geralmente a possuir maior teor de carbono orgânico e nitrogênio (CHIVENGE et al., 2011). Por outro lado, solos de textura mais grossa, com maior proporção de areia apresentam menor acúmulo de matéria orgânica, em função da proteção física e química ser menor (PUTASSO, 2011).

Nesse sentido, o uso de compostos orgânicos produzidos a partir da decomposição microbiológica é uma alternativa para melhorar os atributos químicos, físicos e biológicos do solo. Sua ciclagem pode fornecer nutrientes aos solos e plantas. No entanto, deve-se observar a aplicação consciente para reduzir o risco de poluição ambiental (GATIBONI, 2015).

A formação da matéria orgânica estável no solo é apresentada por alguns estudos como um dos principais benefícios da adição de resíduos orgânicos (YANG, 2005). De acordo com Oliveira (2002) a alta concentração de carbono orgânico presente no composto produzido por resíduos sólidos urbanos, destaca o seu potencial agronômico. Nesse sentido, a adição de quantidades superiores a 20 t ha^{-1} proporcionou aumento da CTC do solo em consequência do incremento no teor de carbono orgânico e nos valores de pH, o que revela melhorias nas suas propriedades químicas.

2 INTRODUÇÃO

O manejo de resíduos sólidos urbanos é considerado um desafio principalmente em países em desenvolvimento. O rápido ritmo de crescimento da população, atividade econômica, urbanização e industrialização aumentam a produção de resíduos (SRIVASTAVA et al., 2015; KUMAR et al., 2017). A produção nacional de resíduos sólidos urbanos no Brasil no ano de 2018, de acordo com a Abrelpe (2019) foi de 79 milhões de toneladas, com um incremento de 1% em relação ao ano anterior.

Em média, 50% do total de resíduos produzidos é de resíduos orgânicos urbanos (MMA, 2012; THI et al., 2015), esses resíduos sólidos urbanos, normalmente, eram incinerados ou dispostos em áreas abertas, aterros sanitários e/ou controlados, causando problemas à saúde

humana e ao meio ambiente (AGARWAL et al., 2005; TAYLAN et al., 2008). Com isso, tem-se observado a necessidade de incentivar novas práticas sustentáveis para que a sociedade desempenhe um papel modificador perante a produção domiciliar de resíduos sólidos.

A compostagem é uma alternativa para manejo de resíduos sólidos urbanos por possuir baixo custo operacional, reduzir os impactos ambientais, e o produto poder ser utilizado como fonte de nutrientes (LI et al., 2013; FAVERIAL E SIERA et al., 2014). Essa técnica tem benefícios econômicos e ambientais além disso, proporciona melhoria social, onde a relação homem-resíduo e produção alimentar, se estreita.

Em várias partes do mundo, a aplicação no solo dos resíduos sólidos urbanos, após sua compostagem aumentou nas últimas décadas (WILSON et al., 2014). O reaproveitamento benéfico é muitas vezes incentivado por órgãos governamentais e de regulamentação, com o intuito de reduzir o envio de resíduos para aterros sanitários, melhorar os rendimentos culturais devido ao incremento de macronutrientes e pH do solo, acréscimo nos níveis da matéria orgânica e condição física do solo (DEWHA, 2009; LEOGRANDE et al., 2016; WEBER et al., 2007; PRABPAI et al., 2009).

No Brasil, com o crescimento de áreas urbanas altamente populosas, que geram alta produção de resíduo orgânico urbano doméstico, deve haver incentivos para formação de hortas urbanas, que do ponto de vista da sustentabilidade, podem reutilizar o resíduo orgânico doméstico como fertilizante em áreas agricultáveis (VICH et al, 2017; FERREIRA et al, 2018).

Com isso, o trabalho tem como objetivo avaliar a aplicação de resíduo orgânico urbano em superfície de solos, a partir de práticas de compostagem e vermicompostagem, comparativamente à adubação mineral, como fontes de nutrientes ao solo, e seu efeito no desenvolvimento de plantas e no teor de carbono orgânico no solo.

2.1 HIPÓTESES

O processo de decomposição em superfície de resíduos sólidos urbanos em solo arenoso em relação ao solo argiloso, é adequado para a decomposição de resíduos orgânicos e cultivo de hortaliças folhosas.

A decomposição dos resíduos orgânicos em superfície, pela vermicompostagem em relação à compostagem e à adubação química, permite maior liberação de nutrientes ao solo.

O uso de processos de decomposição laminar, vermicompostagem laminar e adubação química em superfície aumenta os teores de carbono orgânico, nutrientes em solução em solos argilosos em relação aos arenosos.

2.2 OBJETIVOS

2.2.1 Objetivo geral

Avaliar se a aplicação de resíduo orgânico urbano em superfície de solos, a partir de práticas de compostagem, vermicompostagem e adubação mineral no suprimento de nutrientes ao solo, desenvolvimento de plantas e o teor de carbono orgânico no solo.

2.2.2 Objetivos específicos

Avaliar a contribuição de resíduos orgânicos no desenvolvimento de hortaliças folhosas;

Analisar mudanças nos teores de carbono orgânico em dois tipos de solo (arenoso e argiloso) a partir do processo de compostagem com uso de resíduos orgânicos;

3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no município de Lages/SC, conduzido em vasos em casa de vegetação, no Campus do Centro de Ciências Agroveterinárias, da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC/CAV), no período de janeiro a setembro de 2019.

O estudo foi conduzido em vasos de capacidade de 8 L, com 3,5 kg (base seca) de solo, sendo um Cambissolo Húmico e um Nitossolo Bruno, ambos de Lages, com variação na quantidade de argila e com atributos químicos apresentados na tabela 1. O Cambissolo Húmico foi coletado em Pedras Brancas, em área de vegetação secundária e o Nitossolo Bruno foi coletado na Br-282 próximo à entrada do Salto Caveiras, em área de capoeira, os dois solos foram coletados na camada de 0–20 cm. Os solos foram secos ao ar e peneirados em malha de 8 mm, posteriormente foram corrigidos o pH para 5,2.

Tabela 1: Teor de argila e atributos químicos dos solos. Lages, SC.

Solos	Argila	V	M.O.	pH	P	K	Ca	Mg	H ⁺ +Al ⁺³	CTC
				H ₂ O	Mehlich	I				(pH7)
	%				-mg dm ⁻³			-cmol _c dm ⁻³		
Cambissolo Húmico	19	9,9	2,7	4,9	4,0	0,092	0,97	0,63	15,40	17,09
Nitossolo Bruno	64	3,92	3,5	4,2	1,2	0,128	0,8	0,48	34,5	35,91

O manejo dos resíduos orgânicos (RO) domésticos foi feito com emprego do método laminar, em duas variações, compostagem e vermicompostagem, e um tratamento com aplicação de adubo mineral. A compostagem e a vermicompostagem, estavam constituídas de

RO doméstico (frutas – mamão, cascas de banana, cascas de melancia, pêra, morango, maçã; verduras – cascas de batata, cenoura, brócolis, couve-flor, repolho, couve, alface, chuchu, rúcula; restos de arroz, feijão, macarrão e cascas de ovos), coletado no refeitório do Batalhão Ferroviário de Lages e na cantina da Universidade do Estado de Santa Catarina – Udesc/Lages. O material foi armazenado em câmara fria até completar o volume necessário. No dia de montagem do experimento o resíduo foi cortado, em tamanhos médios de 3 a 4 cm, e homogeneizado.

A massa do resíduo aplicado foi estimada em relação a área de cada vaso, sendo equivalente a 80 kg m⁻² em base úmida, aplicada a cada ciclo de cultivo. Para o tratamento de vermicompostagem foram adicionadas 20 minhocas da espécie *Eisenia foetida*. Os dois tratamentos (compostagem e vermicompostagem) foram cobertos com 100 g de serragem de pinus, o tratamento com adubação química permaneceu descoberto ao longo do experimento. O tratamento com adubação mineral foi recomendado de acordo com o manual de recomendações técnicas da Comissão de Química e Fertilidade do Solo – RS/SC (2004), para cultivo de hortaliças (alface e rúcula), com aplicação a cada cultivo de 100kg/ha de N, 200 kg/ha de P₂O₅ e 200 kg/ha de K₂O, para o primeiro ciclo, nos ciclos subsequentes foi feita a mesma recomendação de nitrogênio, porém para K₂O foi feito 120 kg/ha e para P₂O₅ 70 kg/ha. No dia de implantação do experimento foram utilizados o solo com a seguinte umidade gravimétrica: Cambissolo Húmico, 21%, e Nitossolo Bruno com 39%.

Após aproximadamente 30 dias de decomposição do resíduo, foi feita a adubação no tratamento com adubação mineral, e transplante de mudas, que permaneceram nos vasos até completar o ciclo da cultura. O processo foi repetido por mais duas vezes, conferindo três ciclos de cultivo (Tabela 2): primeiro ciclo de alface (Veneranda), segundo de rúcula e terceiro de alface (Crespa), para os cultivos de alface foram utilizadas uma muda por transplante e para a rúcula dez plantas .

Tabela 2: Fases de desenvolvimento do experimento.

Ciclos de cultivo	Aplicação do resíduo	Transplante de mudas	Colheita
1º ciclo	07/01/2019	09/02/2019	20/03/2019
2º ciclo	23/03/2019	25/04/2019	14/06/2019
3º ciclo	21/06/2019	25/07/2019	06/09/2019

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com tratamentos dispostos em fatorial 2x3x3, onde o primeiro fator correspondeu aos tipos de solo utilizados (Cambissolo

Húmico e Nitossolo Bruno), o segundo fator foram as fontes de nutrientes utilizadas (vermicompostagem, compostagem e adubação mineral) e o terceiro fator foram os ciclos de cultivo, totalizando 18 tratamentos, com 4 repetições e 72 unidades experimentais.

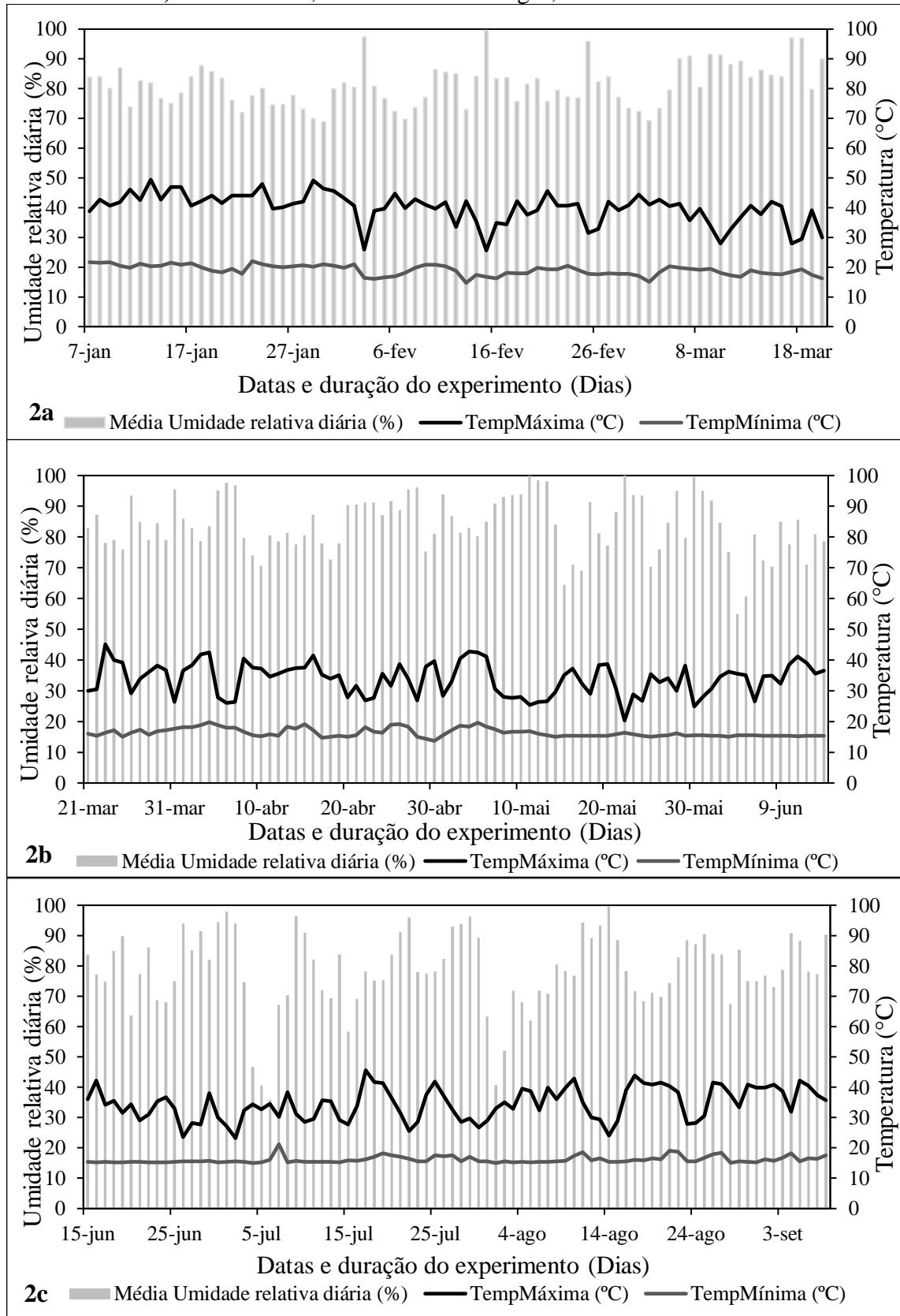
No momento de adição do resíduo orgânico, após a homogeneização, foram coletadas amostras para caracterização química dos macronutrientes (Ca, Mg, P, K e N), pH (água), carbono, condutividade elétrica e umidade, conforme metodologias propostas por Tedesco et al. (1995). A determinação de C e N, para posterior cálculo da relação C:N, foi realizada por combustão seca em analisador elementar (TOC), e os valores estão apresentados na tabela 3.

Tabela 3: Atributos químicos e físicos em massa seca dos resíduos aplicados ao início de cada ciclo de cultivo.

	Ca	Mg	K	P %	N	C	C:N	pH (água)	CE (ms/cm ²)	Umidade inicial (%)
				0,3						87,2
C1	0,69	3	1,66	0,23	2,08	64,35	30,94	5,06	13,33	
				0,0						84,45
C2	0,34	8	1,43	0,30	2,44	68,13	27,89	4,34	13,61	
				0,3						86,9
C3	2,40	6	1,70	0,30	1,83	60,03	32,85	5,55	12,06	

Ao longo do experimento foi acompanhada a temperatura do resíduo, durante os 30 dias de decomposição, com duas medições diárias, uma às 9h da manhã e outra 16h, sendo utilizado termômetro digital. A temperatura e umidade relativa do ar no interior da casa de vegetação foi medida utilizando um data logger, modelo Tenmars TM-305U. O sensor foi programado para coletar dados a cada 10 minutos durante todo o período do experimento na casa de vegetação. Os dados de umidade relativa diária (%), temperatura máxima e mínima (°C) estão apresentadas na figura 2a para o primeiro ciclo, figura 2b para o segundo e 2c para o terceiro ciclo.

Figura 1: Umidade relativa do ar (%) e temperatura mínima e máxima diária no interior da casa de vegetação, durante o período do experimento no: 2a) primeiro ciclo, 2b) segundo ciclo e 2c) terceiro ciclo, no ano de 2019. Lages, SC.



Fonte: Elaborada pela autora, 2020, a partir de dados coletados por Data logger (Tenmars Tm-305U).

No dia da colheita foram avaliadas as variáveis: altura de planta (AP) que consistiu na medida da superfície do solo até a extremidade da folha mais estendida, as aferições foram feitas com auxílio de régua métrica. O número de folhas (NF) foi determinado a partir da contagem de folhas da base até a última completamente desenvolvida, e que apresentou tamanho superior a 5cm. O resíduo sobreposto aos vasos foi coletado, seco em estufa de circulação forçada de ar, a 65 °C, e posteriormente pesado em balança semi-analítica, sendo determinada a massa seca do resíduo (MSR), massa fresca (MFPA) e seca (MSPA) da parte aérea.

Os solos foram coletados em sacos plásticos, secos ao ar e peneirados em malha de 2mm. Para a análise química, foi utilizado 20g de solo, na proporção 1:1 de água para a extração da alíquota da solução do solo, foram utilizados filtros de membrana, e armazenados em geladeira. Os elementos químicos Ca e Mg, foram determinados em leitura no ICP/OES, para K e Na foi realizada a leitura em fotômetro de chama. Foi determinado pH e condutividade elétrica, conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995). As determinações de carbono orgânico total (COT) e particulado (COP) no solo foram realizadas pelo método de combustão seca em analisador elementar TOC VCSH Shimadzu. O carbono orgânico particulado (COP) foi fracionado a partir da mistura de 20g de solo e 60 ml de hexametafosfato de sódio (5 g L^{-1}), agitado por 16 horas e separados pelo peneiramento em malha de $53\mu\text{m}$ (CAMBARDELLA e ELLIOT, 1992). Posterior a separação, a fração particulada foi seca em estufa a 65°C e moída em gral de porcelana. O carbono orgânico associado aos minerais (COam) foi calculado pela diferença entre COT e COP.

O resíduo orgânico coletado ao final de cada ciclo de compostagem foi seco em estufa para obtenção da massa seca.

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo teste F, em nível de 5% de probabilidade de erro, sendo analisados separadamente para cada solo e cada ciclo de cultivo. Quando significativas, as médias serão comparadas pelo teste Tukey ($p<0,05$).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 TEORES DE CARBONO ORGÂNICO NO SOLO

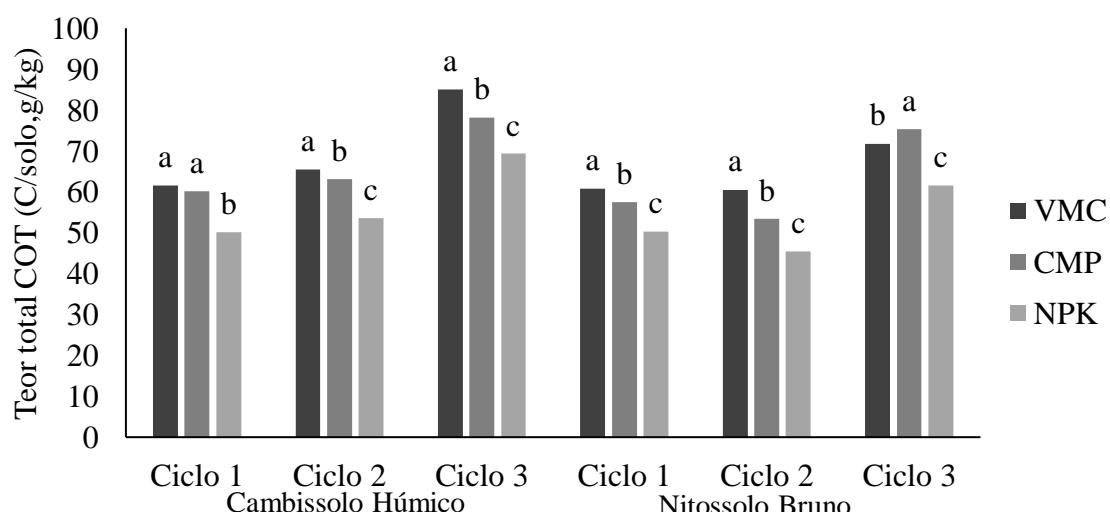
Os teores de carbono orgânico total (COT) no Cambissolo Húmico no primeiro ciclo foram semelhantes entre a vermicompostagem (VMC) e a compostagem (Figura 2). No entanto para os ciclos subsequentes a VMC foi superior aos demais tratamentos, com valores de 61,6, 65,5 e 85,1 g kg^{-1} no primeiro, segundo e terceiro ciclos, respectivamente.

Para o Nitossolo Bruno o comportamento ocorreu de forma diferente, sendo possível observar que nos três ciclos avaliados os tratamentos de vermicompostagem, compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK), diferiram entre si, sendo que para o primeiro e segundo ciclo, as maiores médias foram da VMC, com médias de 60,8 e 60,5 g kg⁻¹, seguidos pelo CMP e posteriormente pela NPK, e no terceiro ciclo a maior média foi na compostagem, com 75,3 g kg⁻¹, seguido da vermicompostagem com 71,8 g kg⁻¹ e adubação mineral, com teor de carbono em 61,5 g kg⁻¹.

Nos dois solos avaliados os tratamentos orgânicos, com compostagem e vermicompostagem tiveram maiores teores de COT em relação ao NPK. Em estudo realizado por Moura (2017), as concentrações de carbono orgânico total, em relação ao tratamento controle, sem adubação, foram 40% superiores na compostagem realizado de forma preliminar e de 10% superiores para incorporação do resíduo orgânico direto ao solo. A associação de resíduos orgânicos e adubo mineral, forneceu ao solo concentração de aproximadamente 23% de COT em relação ao tratamento controle sem adubação preliminar.

Em relação ao tratamento com adubação mineral, Moura (2017), encontrou em seu estudo que a adubação de forma isolada apresentou as menores concentrações de COT, em relação aos tratamentos de resíduo orgânico doméstico fresco, ao decomposto anteriormente e ao controle, sem adubação. A autora atribui tal comportamento a alta solubilidade do fertilizante mineral, o que pode ter favorecido a mineralização da MOS.

Figura 2: Teores de carbono orgânico total (COT) do solo após ciclos de cultivo de hortaliças e resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

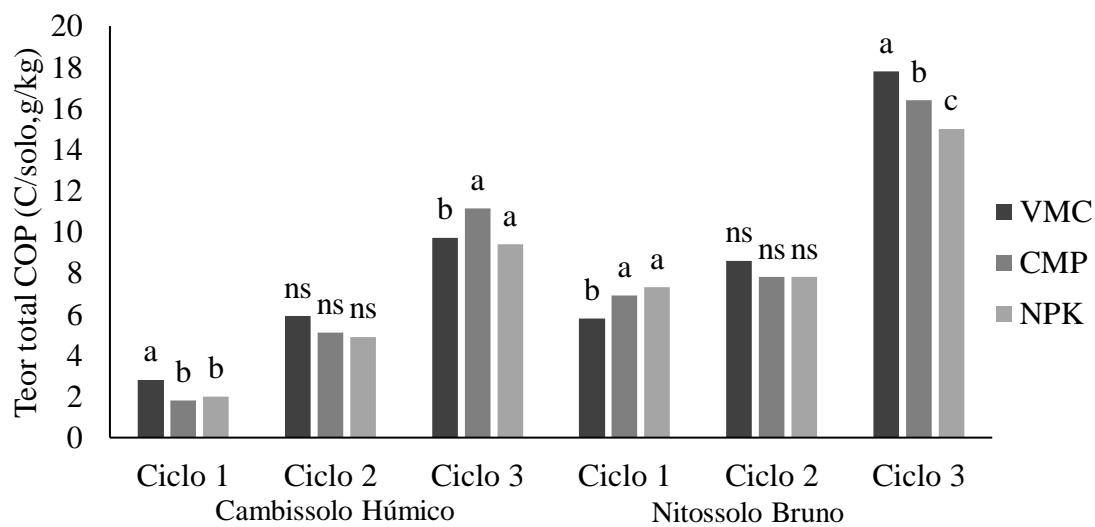
Os teores de carbono orgânico particulado (COP) no Cambissolo Húmico foram semelhantes entre os tratamentos no segundo ciclo avaliado (Figura 3). Para o primeiro e terceiro ciclo os tratamentos de compostagem e adubação mineral foram semelhantes entre si, mas foram diferentes do tratamento de vermicompostagem. Sendo as maiores médias dos ciclos 1 e 2, para a vermicompostagem, com valores de carbono 2,8 e 5,9 g kg⁻¹ e no terceiro ciclo a maior média observada foi para a compostagem com 11,1 g kg⁻¹.

No Nitossolo Bruno, no segundo ciclo os tratamentos foram semelhantes, no primeiro ciclo a compostagem e a adubação mineral tiveram comportamento semelhante e diferente da vermicompostagem. No terceiro ciclo os três tratamentos diferiram entre si. As maiores médias observadas para cada ciclo foram: 7,3 g kg⁻¹, na adubação mineral, 8,6 e 17,8 g kg⁻¹, para os tratamentos de vermicompostagem nos ciclos subsequentes.

O conteúdo de COP pode ser relacionado com a quantidade e natureza dos insumos orgânicos aplicados a superfície do solo (CARMO et al., 2012; ROSSI et al., 2012a). A presença de COP é frequentemente benéfica para o solo devido à sua capacidade para fornecer nutrientes às plantas e estimular a microbiota atividade (CULMAN et al., 2013). Além disso, a fração de COP melhora a agregação do solo e consequentemente, aumenta a aeração, bem como a infiltração, fluxo e retenção de água (KOLAR et al., 2009; VERHULST et al., 2010).

Leite et al. (2003) avaliaram os efeitos de composto e fertilização mineral em Argissolos sob uso agrícola no estado de Minas Gerais e observaram maiores teores de C orgânico nas áreas tratadas com resíduos orgânicos em comparação ao adubo mineral, além de redução nas frações lábeis de C, particularmente onde não havia resíduo orgânico.

Figura 3: Teores de carbono orgânico particulado (COP) do solo após três ciclos de cultivo de hortaliças, em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



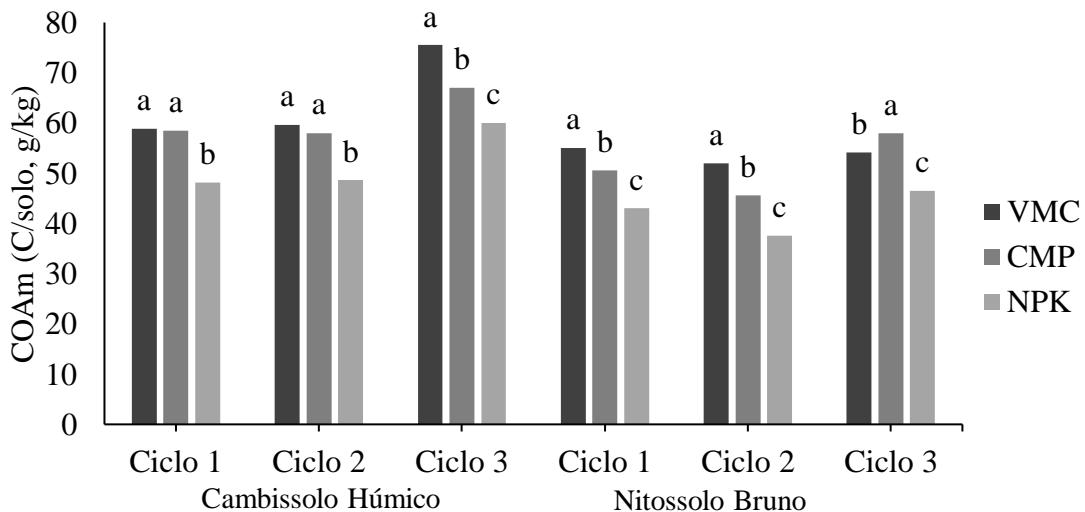
Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os teores de carbono orgânico associado aos minerais (COAm) no Cambissolo Húmico no primeiro e segundo ciclo foram semelhantes na vermicompostagem e compostagem, os quais foram superiores à adubação mineral, com teores de 48,2 e 48,6 g kg⁻¹, respectivamente (Figura 4). As maiores médias foram observadas no tratamento de vermicompostagem com 58,9 e 59,6 g kg⁻¹. Para o terceiro ciclo os três tratamentos diferiram entre si, com a maior média para vermicompostagem com 75,5 g kg⁻¹ e a menor para a adubação mineral, 60 g kg⁻¹.

No Nitossolo Bruno, nos três ciclos os tratamentos diferiram entre si, sendo que, no primeiro e segundo ciclo, as maiores médias foram observadas na vermicompostagem, com 55,0 e 51,9 g kg⁻¹, e no terceiro ciclo, a maior média foi observada na compostagem, com 57,9 g kg⁻¹, as menores nos três ciclos, foram observadas na adubação mineral, 43,0, 37,6 e 46,5 g kg⁻¹, respectivamente.

Figura 4: Teores de carbono orgânico associado aos minerais (COAm) do solo em ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

De acordo com Cambardella e Elliot (1992), as frações COP e COAm contribuem em geral com 10-30% e 70-90%, respectivamente da quantidade total de carbono orgânico no solo. É importante que estas relações sejam mantidas em equilíbrio, com o intuito de preservar a qualidade do solo quanto ao estoque de carbono.

Nos tratamentos é possível observar que a relação COP e COAm, para a maioria dos ciclos do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno estavam dentro dos intervalos normais para os dois solos avaliados, conforme apresentado na tabela a seguir. Os valores da proporção foram inferiores no primeiro ciclo do Cambissolo, o que pode ser justificado pela sua baixa concentração em teores de argila e maior proporção na fração areia, o que com os ciclos são modificados pelo aporte de material orgânico, sendo os valores de 4,5% e 95,5%, 3% e 97%, e 4% e 96%, para os tratamentos de vermicompostagem, compostagem e adubação mineral. No segundo ciclo nota-se aumento de aproximadamente 50 a 60% na relação COP o que contribui para a redução da relação COAm, estando mais próximo aos valores ideais, sendo os valores observados 9% e 91%, 8% 92%, e 9% e 91%, para os tratamentos de vermicompostagem, compostagem e adubação mineral. Para o terceiro ciclo, observa incremento de material orgânico, o que contribui para o aumento das relações COP e COAm, o que torna esses valores equilibrados, para os três tratamentos avaliados. Para o Nitossolo Bruno, observa-se incremento das proporções ao longo dos ciclos, porém esses valores não estiveram abaixo do valor ideal ao longo deles, pois a característica do Nitossolo Bruno em estudo, apresenta concentração de

argila de 64% e teor de material orgânico de 3,5%, com relação equilibrada a partir do primeiro ciclo, com valores de 10% e 90%, 12% e 88%, e 15,5 e 85,5%, para COP e COAm, nos tratamentos de vermicompostagem, compostagem e adubação química, respectivamente (tabela 4).

Tabela 4: Proporção de carbono orgânico particulado (COP) e associado aos minerais (COAm), em relação ao carbono orgânico total, de acordo com os ciclos e os tratamentos de vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK).

Ciclos	Tratamentos	Cambissolo Húmico		Nitossolo Bruno	
		% COP	% COAm	% COP	% COAm
1	VMC	4,5	95,5	10,0	90,0
	CMP	3,0	97,0	12,0	88,0
	NPK	4,0	96,0	15,5	85,5
2	VMC	9,0	91,0	14,5	85,5
	CMP	8,0	92,0	14,5	85,5
	NPK	9,0	91,0	17,0	83,0
3	VMC	11,5	88,5	24,7	75,3
	CMP	14,5	85,5	22,0	78,0
	NPK	13,5	86,5	24,3	75,7

Fonte: Elaborada pela autora, em 2021.

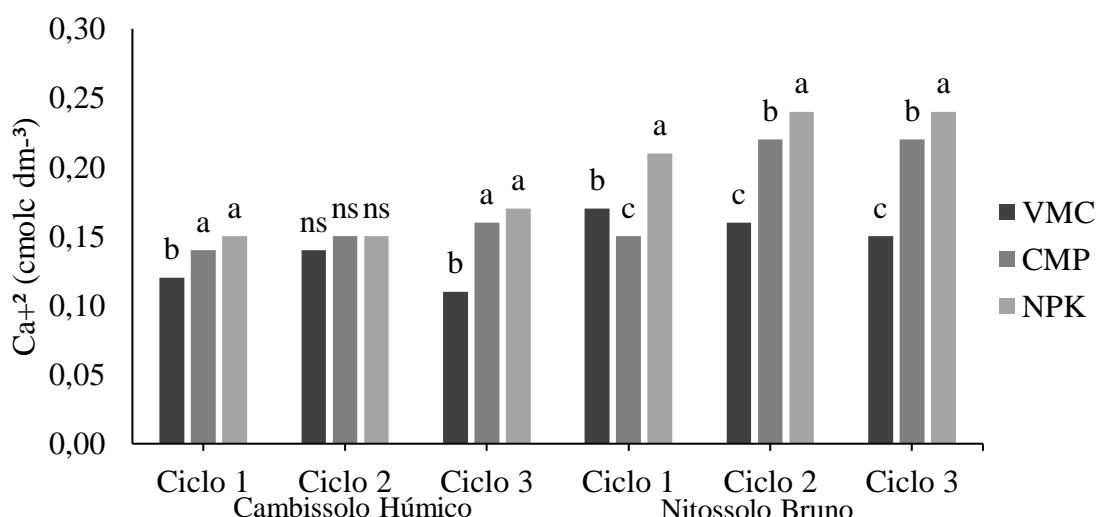
Devido ao seu menor tempo de ciclagem, uma quantidade adequada de carbono orgânico particulado garante a disponibilidade de nutrientes e energia para processos biológicos. A fração COP é frequentemente considerada a mais importante para fornecer nutrientes às plantas. No entanto, a presença de COP em maior proporção do que COAm pode potencialmente levar a perdas significativas de carbono orgânico do solo.

4.2 TEORES DE NUTRIENTES NO SOLO

Os teores de cálcio no Cambissolo Húmico foram semelhantes na compostagem e adubação mineral, no primeiro e no terceiro ciclo, no entanto eles diferiram da vermicompostagem que apresentou as menores médias sendo 0,12, 0,14 e 0,11 cmolc dm⁻³, respectivamente (Figura 5). No segundo ciclo, não houve diferença entre os tratamentos. No Nitossolo Bruno, os teores de Ca no segundo e terceiro ciclo foram semelhantes, com maior teor na adubação mineral, com 0,24 cmolc dm⁻³, para os dois ciclos, e a menor média para a

vermicompostagem com 0,15 e 0,16 cmolc dm⁻³. No primeiro ciclo a maior média foi na adubação mineral, com 0,21 cmolc dm⁻³ semelhante à compostagem, com concentração de 0,15 cmolc dm⁻³ (figura 5).

Figura 5: Teores de cálcio do solo após ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

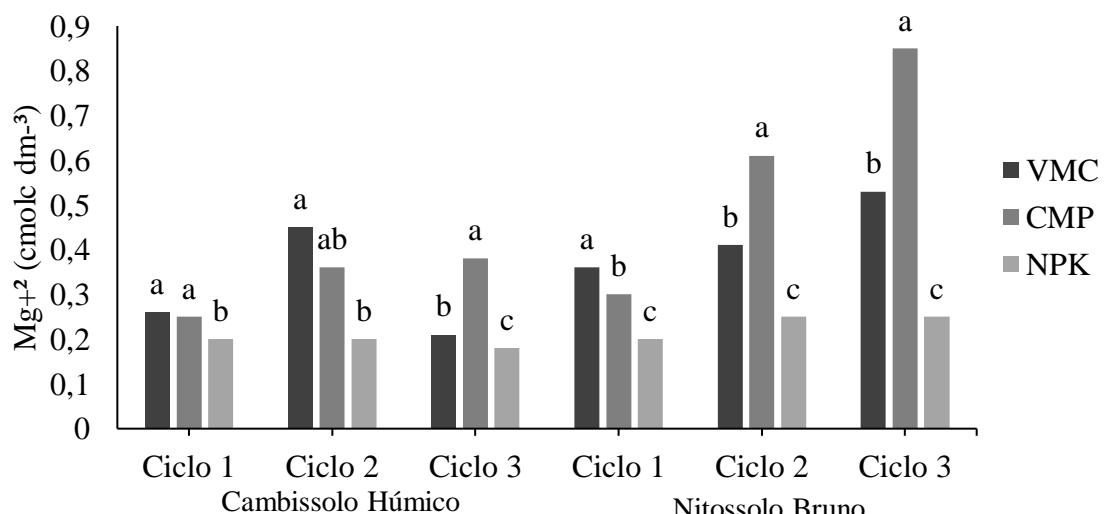
Para Mg, no Cambissolo Húmico no primeiro ciclo, os tratamentos com resíduos não diferiram entre si, porém foram diferentes entre a adubação mineral, no segundo ciclo a compostagem apresentou comportamento semelhante a vermicompostagem e a adubação mineral. No entanto, esses dois últimos foram diferentes entre si, e no último ciclo os tratamentos tiveram comportamento distinto sendo a compostagem a apresentar a maior média e a adubação a menor média, 0,38 cmolc dm⁻³ e 0,18 cmolc dm⁻³. No Nitossolo Bruno, para a variável de magnésio, nos três ciclos avaliados as médias dos tratamentos diferiam entre si, no entanto, no primeiro ciclo a maior média foi observada na vermicompostagem, seguido da compostagem e posteriormente a adubação mineral com 0,36, 0,3, 0,2 cmolc dm⁻³, respectivamente. No segundo e terceiro ciclo as maiores médias são identificadas no tratamento de compostagem, seguido da vermicompostagem e adubação mineral, 0,61, 0,41 e 0,25 cmolc dm⁻³, 0,85, 0,53 e 0,25 cmolc dm⁻³, para o segundo e terceiro ciclo, respectivamente.

É possível observar que os valores se encontram inferiores ao que está relatado na literatura onde as concentrações de cálcio encontrados nos compostos de resíduos sólidos urbanos, variam entre 2 a 3,6 % Ver Tabela 3 (CRAVO et al., 1998). Já no chorume o Ca pode

ser encontrado em concentrações de 70 a 1100 mg L⁻¹, variando conforme o volume de chorume gerado (CHISTENSEN, 1984; CHATTERJEE et al., 2013). Neste trabalho as concentrações de Mg são superiores aos teores de Ca, porém os teores totais nos compostos para magnésio, podem variar entre 2,2 e 4,7 g kg⁻¹ (Tabela 3) sendo, em geral, 10 vezes menores que os teores de Ca total encontrados nas mesmas amostras (CRAVO et al., 1998), enquanto no chorume as concentrações podem variar de 10 a 400 mg L⁻¹ (CHISTENSEN, 1984; CHATTERJEE et al., 2013).

Conforme o trabalho realizado por Barral et al. (2011), os autores puderam observar que houve incremento nos teores de cálcio e magnésio, em diferentes solos incubados com a dose equivalente a 60 Mg ha⁻¹, com o uso de dois compostos feitos a partir da fração decomponível de resíduos sólidos municipais, na Espanha. Contudo, os valores inferiores de Ca e Mg, em relação a literatura, podem estar relacionados aos elevados teores de Na trocável observados nas amostras. O sódio pode deslocar esses elementos ligados aos coloides do solo devido a maior concentração iônica deste elemento, fazendo com que o Ca e o Mg sejam lixiviados mais facilmente. Ainda é possível observar que as concentrações dos elementos acima citados são superiores no solo, Nitossolo Bruno, onde dentre as suas características intrínsecas o teor de argila e o maior número de sítios de absorção disponíveis.

Figura 6: Teores de magnésio do solo após ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

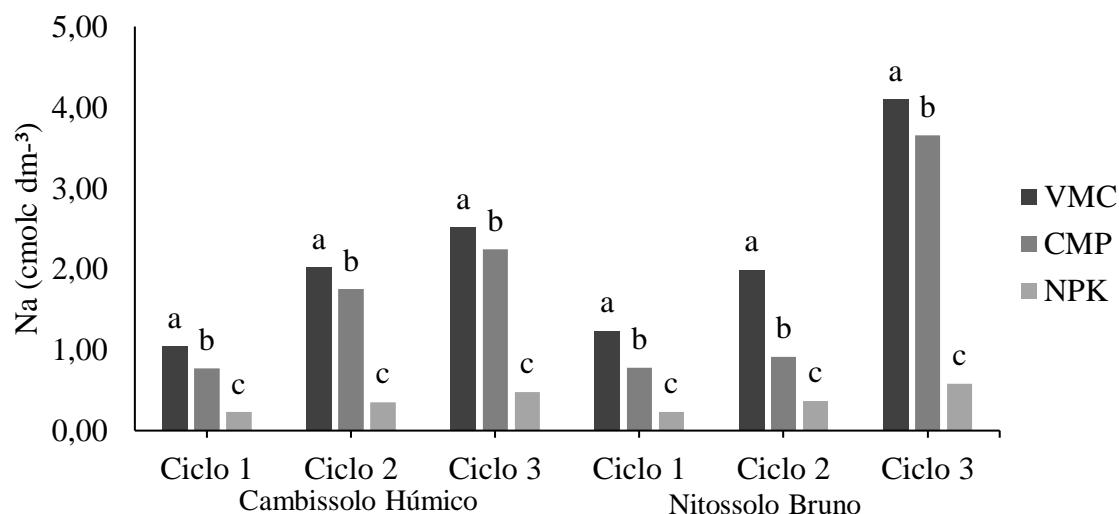
As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

As concentrações de Na e K tiveram comportamento semelhante onde é possível observar que o aporte de resíduos sólidos incrementa os teores desses nutrientes com o passar dos ciclos, sendo os tratamentos diferentes entre si estatisticamente, e que as concentrações no tratamento de vermicompostagem para os dois solos é superior. Os teores de sódio no primeiro, segundo e terceiro ciclo no Cambissolo Húmico, foram: 1,0, 2,0 e 2,5 cmolc dm⁻³, respectivamente (Figura 7), e as menores médias ficaram nos tratamentos de adubação mineral, 0,2, 0,35 e 0,5 cmolc dm⁻³, respectivamente. No Nitossolo Bruno, as maiores médias para a vermicompostagem foram de 1,24, 2,0 e 4,1 cmolc dm⁻³ e as menores médias para a adubação mineral com 0,2, 0,4 e 0,6 cmolc dm⁻³.

O aumento nas concentrações de sódio no solo está intimamente relacionado ao tipo de resíduos adicionados ao solo e as características do composto e chorume adicionado a ele. No composto produzido a partir do resíduo orgânico doméstico podem ser encontrados teores variáveis de Na, como o observado por Santos et al. (1999), com teores de Na de 1,96 g kg⁻¹, e por Abreu Junior et al. (2000), com teores de 8,5 g kg⁻¹. Já no líquido produzido, o chorume, os teores de Na variam entre 0 a 2100 mg L⁻¹ (CHISTENSEN, 1984; CHATTERJEE et al., 2013). Em trabalho realizado por Krob et al. (2011), com cinco aplicações de composto de lixo urbano durante quatro anos, em diferentes doses e incorporado ao solo, os autores observaram incremento nos teores de Na, principalmente com a aplicação da maior dose de 160 Mg ha⁻¹, nesta o aumento foi observado desde a primeira aplicação.

O sódio pode ser adsorvido aos coloides do solo e quando está presente em elevados teores, pode deslocar Ca e K do complexo de troca (OLIVEIRA et al., 2014). Existem na literatura trabalhos que evidenciam que a aplicação de compostos orgânicos no solo altera os atributos químicos e melhora a qualidade do solo; no entanto, seus efeitos no solo, devem ser monitorados (SOUZA et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014). A preocupação com o sódio é devido a sua presença nos resíduos de comida e a possibilidade de sua manutenção no produto, que poderá limitar as quantidades de composto a serem aplicadas no solo. Tendo em vista que o sódio traz efeitos adversos ao solo e para as culturas quando em grande quantidade (MATOS et al., 2014).

Figura 7: Teores de sódio do solo após ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



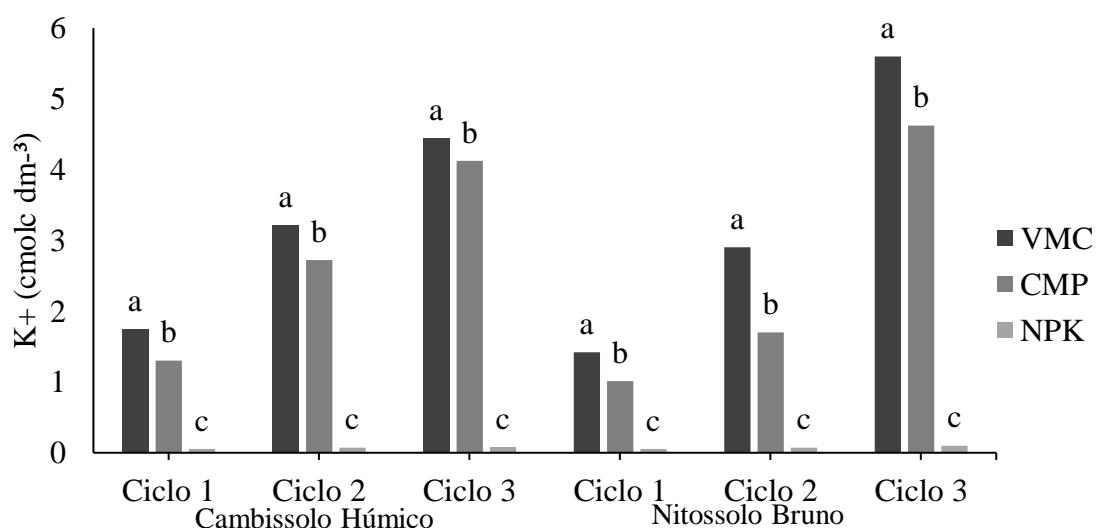
Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Para potássio, as médias no primeiro, segundo e terceiro ciclo, no Cambissolo Húmico, foram: 1,7, 3,2 e 4,4 cmolc dm⁻³, para a vermicompostagem (Figura 8), respectivamente. As menores médias foram observadas na adubação mineral com valores inferiores a 0,1 cmolc dm⁻³. No Nitossolo Bruno, igualmente observado as médias superiores na vermicompostagem em: 1,4, 2,9 e 5,6 cmolc dm⁻³ e as menores médias na adubação mineral com valores menores que 0,1 cmolc dm⁻³.

Os compostos produzidos a partir do lixo urbano contém concentrações de 0,3 a 1,0% de K total, dependendo dos materiais utilizados (CRAVO et al., 1998), e o contato da camada de resíduo com o solo, assim como a influência do chorume, aumentaram as concentrações de K no solo, assim como ocorre com a aplicação de composto no solo em cultivos agrícolas (HARGREAVES et al., 2008; BALDI et al., 2010). Em trabalho realizado por Baldi et al. (2010) com aplicação de diferentes doses de composto de resíduos orgânicos domésticos e esterco bovino, em pomar de pêssego, os autores observaram que os teores de K disponível no solo aumentaram com a aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de composto durante cinco anos.

Figura 8: Teores de potássio do solo após ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



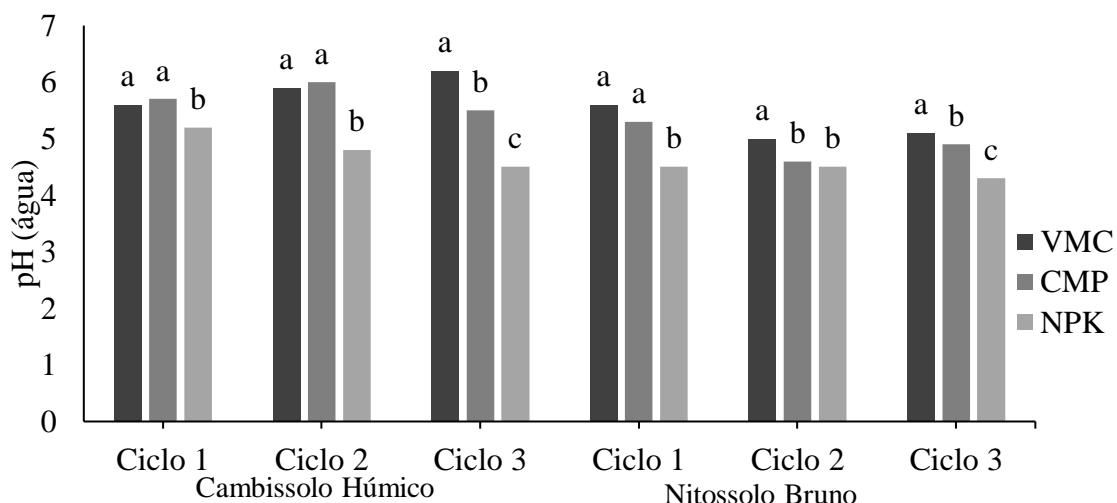
Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

O pH H_2O no Cambissolo Húmico no primeiro e segundo ciclo foi semelhante na vermicompostagem e compostagem e superiores à adubação mineral (Figura 9). Na compostagem o pH foi de 5,7 e 6,0, e na adubação mineral o pH foi de 5,2 no primeiro ciclo e 4,8 no segundo ciclo. No terceiro ciclo, os três tratamentos diferiram entre si, sendo a maior média na vermicompostagem com 6,2 e a menor 4,5, no tratamento com adubação mineral. No Nitossolo Bruno, no primeiro ciclo a compostagem e a vermicompostagem apresentaram comportamento semelhante e superior à adubação mineral. No segundo ciclo a compostagem foi semelhante à adubação com NPK, porém as médias foram menores que a vermicompostagem. No último ciclo os três tratamentos diferiram entre si, sendo o maior pH na vermicompostagem, com 5,1 e o menor na adubação mineral, com pH H_2O de 4,3 (figura 9).

Usualmente nota-se incremento nos valores de pH do solo após a aplicação de resíduos orgânicos (HARGREAVES et al., 2008). Os resultados encontrados podem ser justificados pela presença de compostos orgânicos presentes nesse tipo de resíduo, que favorecem a adsorção de íons H^+ e, consequentemente, o aumento do pH do solo (BRUNETTO et al., 2012; OLIVEIRA et al., 2014). Quanto ao pH do solo a elevação com a adição de resíduos orgânicos é resultado da complexação dos H^+ e Al^{3+} livres e do aumento da saturação da CTC (GUO et al., 2016) do solo pelos cátions Ca, Mg e K adicionados com a decomposição dos resíduos orgânicos (PAVINATO; ROSOLEM, 2008).

Figura 9: Valores de pH H₂O do solo em ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



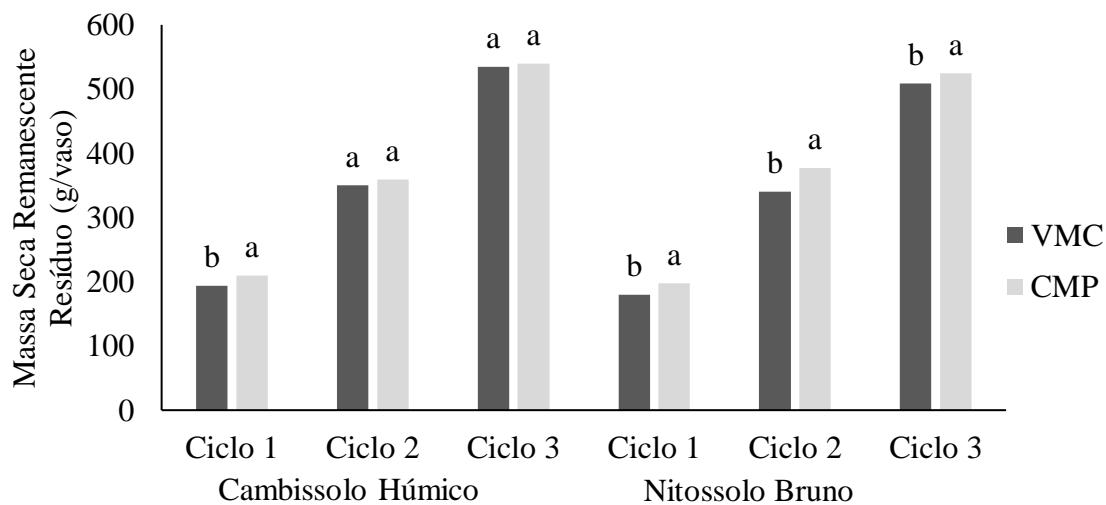
Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.3 RESÍDUO REMANESCENTE E AVALIAÇÃO FITOMÉTRICA

Em todos os tratamentos em todos os ciclos e independente do solo a quantidade de resíduo remanescente no solo nos tratamentos de compostagem foi superior ao do tratamento de vermicompostagem (Figura 10). No Cambissolo as médias da compostagem para cada ciclo foram: 210g, 359,4g e 539,6g, e para a vermicompostagem 194,1g, 350,4 e 535,1g. No Nitossolo, as médias para a compostagem são: 197,5g, 377,2g e 524,5g e para a vermicompostagem, 179,4g, 340,4g e 508,4g, para cada ciclo avaliado respectivamente. A atividade das minhocas reduziu a quantidade de resíduo remanescente ao solo nos tratamentos com a vermicompostagem e que seus valores foram menores no Nitossolo em relação ao Cambissolo.

Figura 10: Valores da massa seca remanescente de resíduos do solo ao final dos ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC) e compostagem (CMP) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.

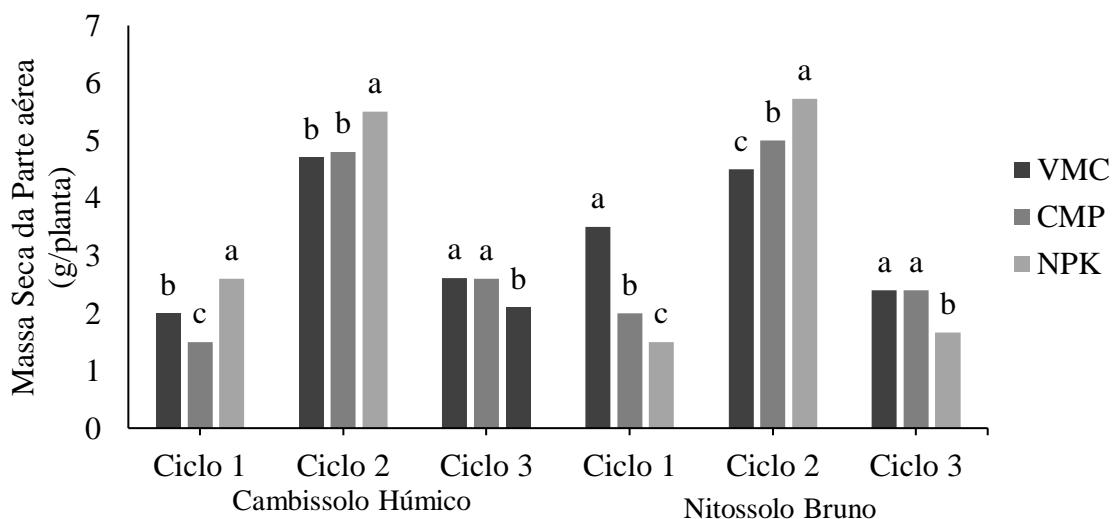


Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A maior massa seca da parte aérea (MSPA) no primeiro ciclo de cultivo de alface foi observada no Cambissolo Húmico com adubação mineral, com 2,6 g/planta (Figura 11). No segundo ciclo no cultivo de rúcula também se observou comportamento similar, onde a maior média foi no tratamento com a adubação mineral, com 5,5 g/planta, e os dois tratamentos com resíduo não diferiram entre si. No terceiro ciclo, no cultivo de alface as maiores médias foram nos tratamentos com resíduos, com média de 2,6 g/planta. Para o Nitossolo Bruno, no primeiro ciclo de cultivo de alface, a vermicompostagem apresentou maior MSPA, com 4,5 g/planta, no segundo ciclo a maior média para o cultivo de rúcula deu-se na adubação mineral com 5,7 g/planta e no último ciclo com o cultivo de alface os tratamentos onde houve a adição de resíduos orgânicos não diferiram entre si, sendo superiores em 0,8 g/planta em relação à adubação mineral.

Figura 11: Massa seca da parte aérea (MSPA) em ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



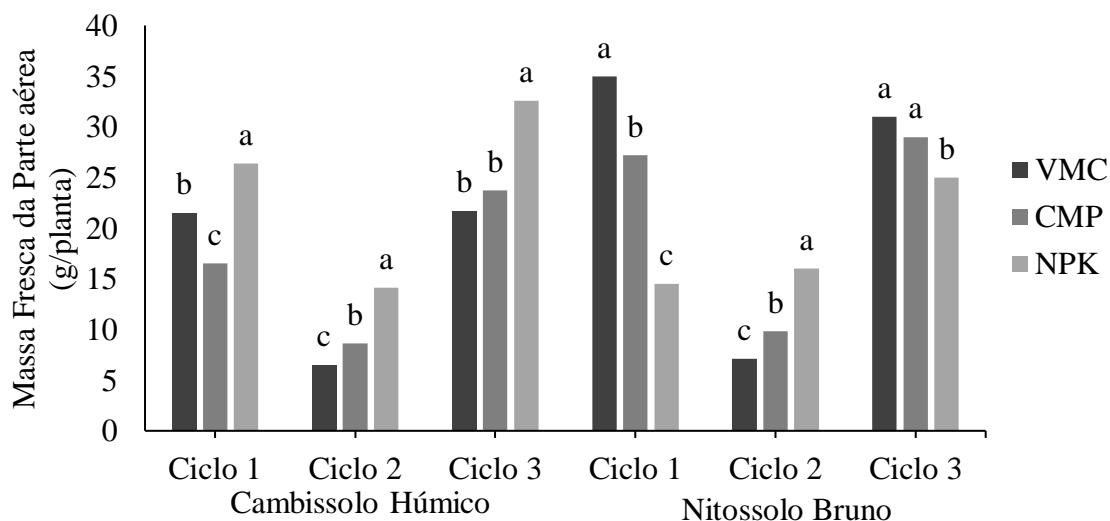
Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A variável de massa fresca da parte aérea (MFPA) teve comportamento semelhante ao observado com a variável de MSPA, diferindo somente no terceiro ciclo do Cambissolo Húmico, onde a maior média foi observada no tratamento com adubação mineral, com média de 32,6 g/planta, e os tratamentos com adição de resíduo não diferiram entre si (figura 12).

Comparando os resultados obtidos, Batista et. al. (2012) obtiveram em cultivo de alface Elba, resultado médio de 222 g/planta, sendo utilizado 4 kg m⁻² de vermicomposto. DA SILVA et al., (2005), obtiveram 716 g/planta em ambiente protegido e MAZZUCHELLI et al., (2014), obtiveram 40 g/planta, sendo utilizados recipientes de garrafas pet na produção de alface. Filho e Lopes (2018) encontraram valores semelhantes para o cultivo de alface a partir do uso de adubo mineral e humus de vermicomposto, com 33,2 g/planta e 16,1 g/planta, respectivamente.

Figura 12: Massa fresca da parte aérea (MFPA) em ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.

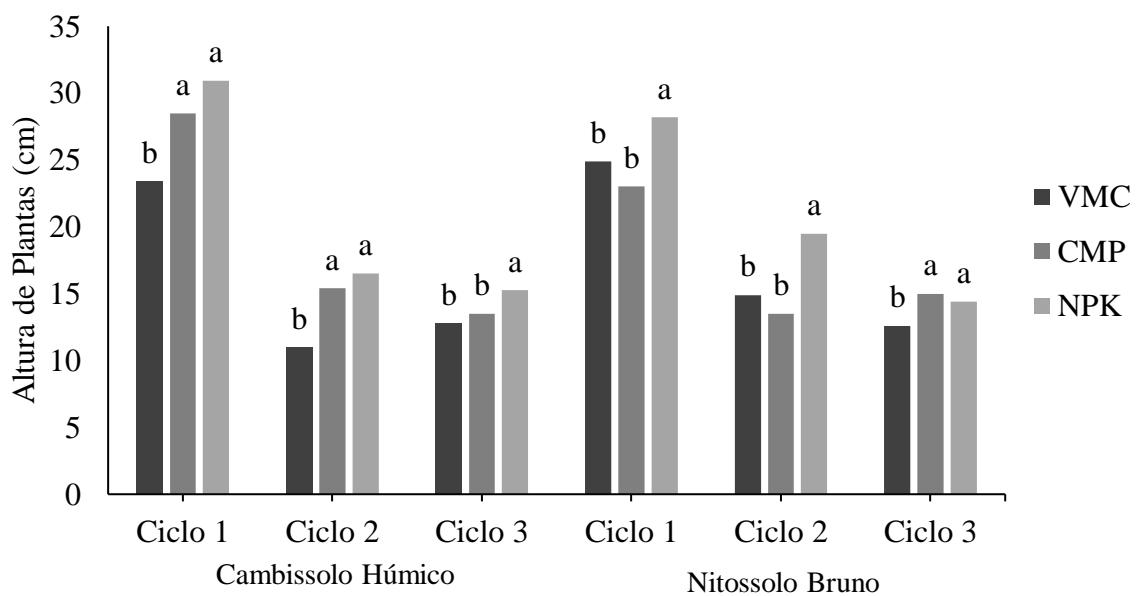


Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

A altura de plantas no Cambissolo Húmico, no primeiro ciclo de cultivo de alface foi semelhante nos tratamentos de compostagem e adubação mineral com médias de 28,5 cm e 30,9 cm, respectivamente, sendo superiores as médias observadas no tratamento de vermicompostagem, com 23,4 cm (Figura 13). No segundo ciclo, com o cultivo de rúcula, o comportamento ocorreu de maneira similar ao primeiro ciclo onde as maiores médias foram observadas nos tratamentos de compostagem e adubação mineral, com 15,4 cm e 16,5 cm, respectivamente e a menor média no tratamento de vermicompostagem, com 11 cm. No último ciclo, no cultivo de alface, os tratamentos com resíduos não diferiram entre si e apresentaram médias inferiores à adubação mineral, sendo a vermicompostagem a menor média observada com 12,8 cm e a maior o tratamento com NPK, com 15,2 cm. No Nitossolo Bruno, no primeiro e segundo ciclo, para o cultivo de alface e rúcula, os tratamentos com adição de resíduos não diferiram entre si, apresentando médias inferiores ao tratamento com adubo químico, sendo as médias do primeiro ciclo para vermicompostagem, compostagem e adubação mineral, 24,9 cm, 23 cm e 28,2 cm, e no segundo ciclo 14,9 cm, 13,5 cm e 19,5 cm, respectivamente. E no último ciclo com o cultivo de alface, os tratamentos com NPK e compostagem não diferiram entre si, mas apresentaram médias superiores à vermicompostagem, sendo as médias 14,4 cm, 15 cm e 12,6 cm, respectivamente.

Figura 13: Valores de altura de plantas (AP) em ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



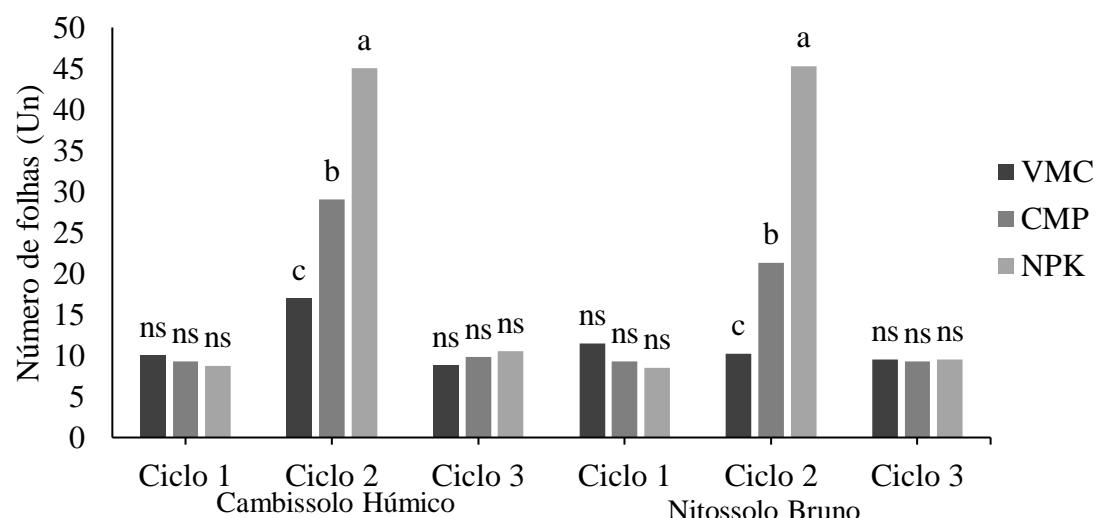
Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

O número de folhas por planta foi semelhante entre os tratamentos no primeiro e no terceiro ciclo com o cultivo de alface, nos dois solos avaliados (figura 14). No entanto, no segundo ciclo de cultivo de rúcula, nos dois solos os três tratamentos diferiram entre si, sendo observadas as maiores médias no tratamento com adubação mineral e as menores no tratamento de vermicompostagem. No Cambissolo as médias foram: adubo mineral, 45 e vermicompostagem 17, e no Nitossolo, adubo mineral com 45,3 folhas e vermicompostagem com 10,2 folhas.

Os autores Filho e Souza (2018) observaram que o tratamento com húmus de minhoca apresentou para rúcula média de 15,62 folhas/planta, estatisticamente superior à testemunha e ao tratamento com NPK, respectivamente com 11,37 folhas/planta e 12,65 folhas/planta, no entanto inferior aos tratamentos com esterco bovino, que apresentou média de 19,85 folhas/planta. Esse resultado foi superior ao de DO CARMO LUCIO (2009) que conseguiu uma média de 9,8 folhas/plantas e foi inferior ao comparado com DA SILVA et al., (2005), que obtiveram média de 45,33 folhas/planta com cultivar Anita em ambiente protegido.

Figura 14: Valores de número de folhas (NF) em ciclos de cultivo de hortaliças em resposta à vermicompostagem (VMC), compostagem (CMP) e adubação mineral (NPK) em Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno.



Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

As médias seguidas da mesma letra não diferem entre si para cada ciclo avaliado, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.4 AVALIAÇÃO DA TEMPERATURA DO RESÍDUO

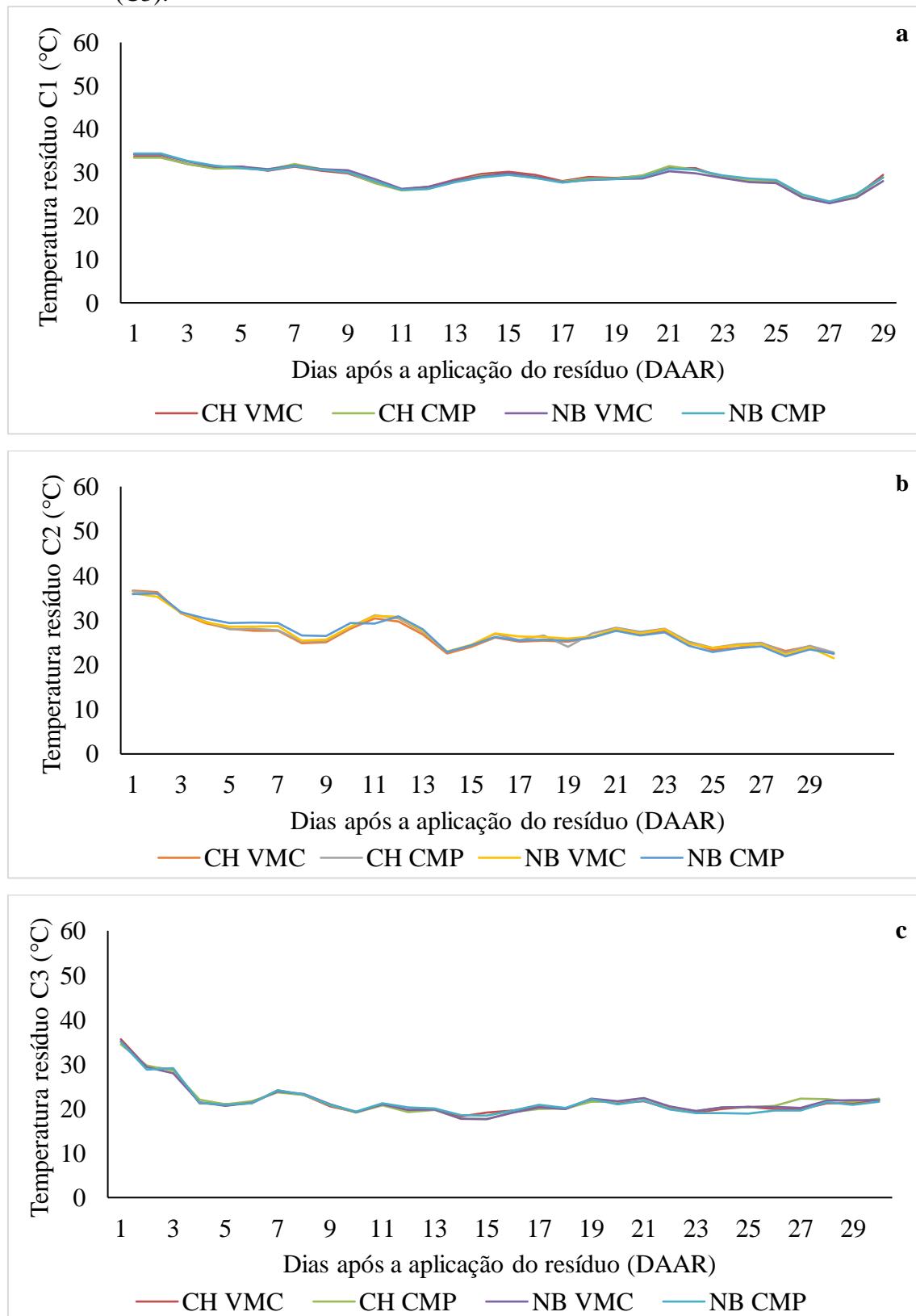
A temperatura do resíduo foi semelhante entre os dois tratamentos e nos dois solos (Figura 15), no entanto é possível observar que as temperaturas não passaram o valor mínimo de 55°C durante 14 dias, ou 65°C por no mínimo três dias, em condições de sistemas abertos na etapa termofílica, o qual de acordo com a Resolução CONAMA nº 481 de 03 de outubro de 2017 que dispõe sobre os critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, o alcance de tais temperaturas garante a redução de patógenos.

A duração das fases da compostagem, especialmente a termofílica, fica restrita ao tipo de material compostado e do grau de eficiência, o qual dentre outros fatores é determinado pelo grau de arejamento (TUOMELA et al., 2000). Foi possível observar que a umidade do resíduo no momento de implantação do experimento encontrava-se em torno de 85% de água, o que pelo método de compostagem laminar a aeração fica reduzida, contudo, Inácio e Miller (2009) afirmam que um ambiente aeróbico propicia decomposição mais rápida da matéria orgânica e consequente acréscimo na temperatura pela plena atividade dos microrganismos. Ainda se acredita que os resultados observados foram determinados pelo pequeno tamanho dos vasos e por esses serem fechados o que impossibilita a vazão do chorume produzido pela decomposição.

A umidade do material encontra-se acima do valor sugerido pela literatura, cujo valor deve estar entre 40-70% (KIEHL, 2004). A água livre nos poros, na condição de alta umidade, impede a difusão de oxigênio e permite que condições anaeróbias se desenvolvam.

As temperaturas eram mais altas no primeiro ciclo, em função de ocorrer no verão. No terceiro ciclo a estação climática era inverno, sendo possível observar temperaturas menores que 30°C ao longo do processo de decomposição. Souza (2020), encontrou comportamento semelhante no processo de vermicompostagem de resíduos orgânicos oriundos da limpeza urbana e resíduos de caprinos, onde as temperaturas no processo de decomposição ficaram em um intervalo de 30°C a 39°C, conforme apresentado na figura 15.

Figura 15: Temperatura do resíduo decomposto no período de 30 dias em Cambissolo Húmico (CH) e Nitossolo Bruno (NB) nos tratamentos de vermicompostagem (VMC) e compostagem (CMP). a) Primeiro ciclo (C1), b) segundo ciclo (C2) e c) terceiro ciclo (C3).



Fonte: Elaborada pela autora, em 2020.

5. CONCLUSÃO

A adição de resíduos orgânicos ao solo incrementa os teores de carbono orgânico total e da fração particulada ao solo, em relação a adubação mineral. A adição dos resíduos orgânicos aumenta os teores de potássio e sódio nos dois solos avaliados e há elevação do pH H₂O no Cambissolo Húmico com a vermicompostagem.

Em relação ao desenvolvimento de plantas, a adubação mineral apresentou médias superiores para massa seca e fresca da parte área, e número de folhas, no cultivo da rúcula. A altura de plantas foi maior na adubação mineral ao longo dos ciclos e nos dois solos avaliados, para as culturas de alface e rúcula.

O processo de compostagem dos resíduos de maneira laminar quando realizado em vasos mantém a temperatura em valores inferiores à condição termofílica.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando o processo de decomposição laminar de resíduos orgânicos na condição do estudo, foram observadas algumas limitações quanto ao tamanho dos vasos e o desenvolvimento de plantas, com a aplicação direta dos resíduos, esse pode provocar a toxidez por sódio nas plantas. O tempo reduzido, em relação ao método convencional que demanda 90 dias, pode ser um fator ao processo, destacando que na condição de escala reduzida pode haver a necessidade de um pré-preparo do material bruto. De acordo com o estudo, o processo não atinge altas temperaturas e assim difere dos requisitos preconizados na compostagem. Dessa forma são necessárias adaptações do método até alcançar um processo equilibrado, ao solo e ao desenvolvimento de plantas.

Contudo, a experiência de desenvolver uma pesquisa que visa reduzir o impacto do manejo dos resíduos sólidos urbanos, é de extrema importância para a condição atual do planeta. Assim, tornam-se necessários estudos complementares para auxiliar no processo em pequena escala.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE. Panorama dos resíduos sólidos no brasil 2018/2019. Disponível: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>. Acesso em: 20 de out. 2020.

AGARWAL, A.; SINGHMAR, A.; KULSHESTHA, M.; MITTAL, A. K. Municipal solid waste recycling and associated markets in Delhi, India. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 44, n. 1, p. 73-90, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.09.007>

AMORIM, A. C. Compostagem e vermicompostagem de dejetos de caprinos: efeitos das estações do ano. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 1, p. 57-66, 2005.

ANDREOLI, C. V.; ANDREOLI, F. de N.; TRINDADE, T. V.; HOPPEN, C. Resíduos sólidos: origem, classificação e soluções para destinação final adequada. Paraná: Coleção Angrinho, 2014. Disponível em: <http://www.agrinho.com.br/site/wpcontent/uploads/2014/09/32_Residuos-solidos.pdf>.

AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de. Agricultura orgânica em áreas urbanas e periurbanas com base na agroecologia. *Ciência e Sociedade*, v. 1, p. 137-150, 2007.

ARRUDA, J. Agricultura urbana e peri-urbana em Campinas/SP: análise do Programa de Hortas Comunitárias como subsídio para políticas públicas. Campinas, 2006, 165p. Dissertação (Mestrado em Planejamento e Desenvolvimento Rural Sustentável) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2006.

ATIYEH, R.M.; EDWARDS, C.A.; SUBLER, S.; METZGER, J.D. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical properties and plant growth. *Bioresource Technology*, vol. 78, pp. 11-20. 2001.

BALDI, E. et al. Compost can successfully replace mineral fertilizers in the nutrient management of commercial peach orchard. *Soil Use and Management*, v.26, p.346-353, 2010. Doi:10.1111/j.1475-2743.2010.00286.x.

BALIGAR, V. C., FAGERIA, N. K. and He, Z. L. Nutrient use efficiency in plants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32: 7, 921 - 950, 2001.

BARRAL, M. T. et al. Nutrient release dynamics in soils amended with municipal solid waste compost in laboratory incubations. *Compost Science & Utilization*, v.19, p.235-243, 2011. Doi:10.1080/1065657x.2011.10737007.

BATISTA, Marcos Antônio Vieira et al. Efeito de diferentes fontes de adubação sobre a produção de alface no município de Iguatu-CE. *Revista Caatinga*, v. 25, n. 3, 2012.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.) *Fundamentos da matéria orgânica do solo – ecossistemas tropicais e subtropicais*. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, p. 7-18, 2008.

BREU JUNIOR, C. H. et al. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 3, p.635-647, 2000. Doi:10.1590/s0100-06832000000300016.

BRUNETTO, G.; COMIN, J. J.; SCHMITT, D. E.; GUARDINI, R.; MEZZARI, C. P.; OLIVEIRA, B. S.; MORAES, M. P.; GATIBONI, L. C.; LOVATO, P. E.; CERETTA, C. A. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic Hapludalf after medium-term pigslurry and deep-litter application. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, p. 1620-1628, 2012.

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, n. 3, p. 777-783, 1992.

CARMO, F. F. et al. Frações granulométricas da matéria orgânica em latossolo sob plantio direto com gramíneas. *Bioscience Journal*, Uberlandia, v. 28, n. 3, p. 420-431, 2012.

CASTRO, R. C. et al. Phosphorus migration analysis using synchrotron radiation in soil treated with Brazilian granular fertilizers. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 150, p. 233-237, 2015.

CELANO, G. Elementi di base per la realizzazione del compostaggio nell'azienda agricola. Elementi Di Conoscenza Del Compostaggio E Dei Compost E Loro Impiego in Orticoltura. p. 40–53 Agristransfer –Regione Campania. 2013.

CHATTERJEE N. et al. Chemical and Physical Characteristics of Compost Leachates. A Review. Department of Crop and Soil Sciences: Washington State University; 2013.

CHIVENGE, P. et al. Comparison of organic versus mineral resource effects on short-term aggregate carbon and nitrogen dynamics in a sandy soil versus a fine textured soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, [S.I], v. 140, p. 361-371, 2011.

CHOWDHURY, A.K.M.M.B., AKRATOS, C.S., VAYENAS, D.V., PAVLOU, S. Olive mill waste composting: a review. *International Biodeterioration Biodegradation* 85, 108e119. 2013.

CHRISTENSEN, T. H. Leaching from land disposed municipal composts: 3. Inorganic ions. *Waste Management & Research*, v.2, p.63-74, 1984.

COMPOSTA SÃO PAULO. Cartilha para plantio de pequenos jardins urbanos. Blue e Morada da Floresta. São Paulo, 2014.

COTRUFO, M.F. et al. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter. *Global Change Biology*, [S.I], p.19, v. 988-995, 2013.

CRAVO, M. S. et al. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, p.547-553, 1998. Doi:10.1590/s0100-06831998000300021

CRIBB, S. L. de S. P.; CRIBB, A. Y. Agricultura Urbana: alternativa para aliviar a fome e para a educação ambiental. 14 fl. 47º Congresso SOBER – Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural. Anais. Porto Alegre RS. 2009.

CULMAN, S. W. et al. Short- and Long-Term Labile Soil Carbon and Nitrogen Dynamics Reflect Management and Predict Corn Agronomic Performance. *Agronomy Journal*, Madison, v. 105, n. 2, p. 493-502, 2013.

DA SILVA, Ernani Clarete et al. Produção de alface em função de diferentes formas de adubação orgânica. 2005.

DEWHA, National waste policy: Less waste, more Resources. Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Environment Protection and Heritage Council, Australia, Canberra (2009).

DO CARMO LÚCIO, F. A. Efeito de húmus de minhoca no cultivo da alface (*Lactuca sativa* L.) no município de Altamira, Pará. 2009.

FERREIRA, A. K. C.; DIAS, N. S.; SOUSA JUNIOR, F. S.; FERREIRA, D. A. C.; FERNANDES, C. S.; LUCAS, L. E. F. et al. Physicochemical and microbiological properties and humic substances of composts produced with food residues. *Journal of Agricultural Science*, v. 10, n. 1, p. 180-189, 2018. <https://doi.org/10.5539/jas.v10n1p180>

FERREIRA, Aline Guterres; BORBA, Sílvia Naiara de Souza; WIZNIEWSKY, José Geraldo. A prática da compostagem para a adubação orgânica pelos agricultores familiares de Santa Rosa/RS. *Revista Eletrônica do Curso de Direito da UFSM*, Santa Maria, RS, v. 8, p. 307-317, abr. 2013. ISSN1981-3694. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/revistadireito/article/view/8275>>.

FIERER, N. et al. Controls on microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Global Change Biology*, [S.I.], v.9, p. 1322-1332, 2003.

FILHO, W. G. S. & LOPES, S. S. M. EFEITO DE DIFERENTES ADUBAÇÕES ORGANICAS E QUÍMICA NO CULTIVO DA ALFACE (*Lactuca sativa* L.) NO MUNICÍPIO DE BARREIRAS-BA. Disponível: file:///C:/Users/anala/Downloads/Walter%20Garcia%20de%20Souza%20Filho.pdf. 2018.

FNMA – Fundo Nacional do Meio Ambiente. Capacitação para edital de Apoio à compostagem, Parte 1. Brasília. MMA, 2017. In. VELOSO, Z.; PROENÇA, L. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=yQ3bxroJRo0&feature=youtu.be>>.

FREITAS, H. R. et al. Horta escolar agroecológica como instrumento de educação ambiental e alimentar na Creche Municipal Dr. Washington Barros – Petrolina/PE. *Extramuros*, v. 1, n. 1, p. 155-169. 2013.

FRESCA, F. R. C. Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física. Universidade de São Paulo - Escola de engenharia de São Carlos. São Carlos, 2007.

GATIBONI, L.C.; SMYTH, T.J.; SCHMITT, D.E.; CASSOL, P.C.; OLIVEIRA, C.M.B. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.39, p.1225-1233, 2015.

GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMÍNGUEZ, J. Comparison of extraction and derivatization methods for fatty acid analysis in solid environmental matrixes. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 392, p.505-514, 2010.

GUIDONI, L.L.C.; BITTENCOURT, G.; MARQUES, R.V.; CORRÊA, L.B.; CORRÊA, E.K. Compostagem domiciliar: implantação e avaliação do processo. *Tecno-Lógica*, v.17, n.1, p.44-51, 2013.

GUO, L.; WU, G.; LI, Y.; LI, C.; LIU, W.; MENG, J.; LIU, H.; YU, X.; JIANG, G. Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density, and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. *Soil and Tillage Research*, v. 156, p. 140-147, 2016.

GUTTLER, G. Acúmulo e perdas de nutrientes durante a compostagem de resíduos orgânicos diretamente sobre o solo com cultivo de hortaliças. Tese (doutorado) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2019. 74 p.

GUTTLER, G., et al. Projeto Lixo Orgânico Zero em Lages-SC. In: Seminário de extensão universitária da região Sul, 32., Curitiba (UFPR). Anais. Paraná, 2014.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M.S.; WARMAN, P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.123, p.1-14, 2008. Doi:10.1016/j.agee.2007.07.004.

HUBER, A. C. K.; MORSELLI, T. B. G. A. Respostas agronômicas de alface sob adubação orgânica e cultivo sucessivo em ambiente protegido. *Revista Científica Rural – Urcamp*, Bagé – RS, vol. 14, n. 3, dezembro, 2012.

HUSSAIN, N., ABBASI, S.A. Efficacy of the vermicomposts of different organic wastes as “clean” fertilizers: state-of-the-art. *Sustainability* 10, 1205. 2018.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. Compostagem: ciência e prática para gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, p. 156, 2009.

J. WEBER, A. KARCZEWSKA, J. DROZD, M. LICZNAR, S. LICZNAR, E. JAMROZ, A. KOCOWICZ. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry*, 39 (2007), pp. 1294-1302

JIA, Z; KUZYAKOV, Y; MYROLD, D; TIEDJE, J. Soil organic in a changing world. *Soil Science Society of China – Pedosphere*. V. 27 (5), p. 789-791. 2017.

JOHNSON, J.M.F., BARBOUR, N.W., LACHNICKT-WEYERS, S. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, [S.I.], v.71, p.155-162, 2007.

KIEHL, E. J. Manual da compostagem: maturação e qualidade do composto. 4. ed. Piracicaba: E. J. KIEHL. p. 173, 2004.

KOLAR et al. Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Plant, Soil and Environment*, Slezska, v. 55, n. 5, p. 245-251, 2009.

KROB, A. D. et al. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. Ciência Rural, v.41, p.433-439, 2011. Doi:10.1590/s0103-84782011005000017.

KUMAR, S.; SITH, S. R.; FOWLER, G.; VELIS, C.; KUMAR, J.; ARYA, S. et al Challenges and opportunities associated with waste management in India. Royal Society Open Science, v. 4, n. 3, p. 1-11, 2017. <https://doi.org/10.1098/rsos.160764>

LAL, R. Depletion and restoration of carbon in the Pedosphere. Pedologist, v. 53, p.19–32, 2010.

LEE, L.H., WU, T.Y., SHAK, K.P.Y., LIM, S.L., NG, K.Y., NGUYEN, M.N., TEOH, W.H. Sustainable approach to biotransform industrial sludge into organic fertilizer via vermicomposting: a mini-review. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 93, 925–935. 2018.

LEITE, L. F. C. et al. 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, Piracicaba, v. 27, n. 5, p. 821-832, 2003.

LI, Z.; LU, H.; REN, L.; HE, L. Experimental and modelling approaches for food waste composting. Chemosphere, v. 93, n. 7, p. 1247-1257, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.064>

LIM, S.L., LEE, L.H., WU, T.Y., 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. Journal of Cleaner Production, 111, 262e278.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A.; LÓPEZ, M.J.; VARGAS-GARCÍA, M.C.; SUÁREZ-ESTRELLA, F.; JURADO, M.; MORENO, J. Tracking organic matter and microbiota dynamics during the stages of lignocellulosic waste composting. Bioresource Technology, v.146, p.574-584, 2013.

LOURENZI, C.R.; CERETTA, C.A.; SILVA, L.S.; GIROTTTO, E.; LORENSINI, F.; TIECHER, T.L.; CONTI, L.; TRENTIN, G.; BRUNETTO, G. Nutrientes em camadas de solo submetido a sucessivas aplicações de dejeto líquido de suínos e sob plantio direto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 37, p.157-167, 2013.

MACIEL, M. R. S. Produção de alface a partir de sementes orgânicas e convencionais sob adubação orgânica com vermicomposto bovino em ambiente protegido. 2017. 74 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL-GOMES, F.; ALCARDE, J. C.; Adubos e adubação. São Paulo: Nobel, 2002. 200 p.

MASSUKADO, L. M., Sistema de apoio à decisão: avaliação de cenários de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos domiciliares. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Paulo, São Carlos, 2004.

MATOS, A.T; NETO. O.B.A; MATOS. M.P. Saturação do complexo de troca de solos oxídicos com sódio. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v.18, n.5, p.501-506, 2014.

MAZZUCHELLI, Eduardo Henrique Lima et al. Produção de alface utilizando-se húmus e doses de adubo mineral acondicionados em garrafa pet. Encontro de Ensino, Presidente Prudente , 2014.

MENDONÇA, M. M. de. Semeando agroecologia nas cidades. Agriculturas, v. 9, p. 4-5, 2012.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. (Eds.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Genesis, p.1-8, 1999.

MMA–Ministério do Meio Ambiente. Planos de gestão de resíduos sólidos: manual de orientação. Brasília, Distrito Federal, 2012.

MMA–Ministério do Meio Ambiente. Versão preliminar para consulta pública: Plano Nacional de Resíduos Sólidos, 2011.

MORSELLI, T. B. G. A. Vermicompostagem. Editora Universitária, UFPEL/PREC, Pelotas, 2009. 116p.

MORSELLI, T. B. G. A.; Polígrafo de resíduos orgânicos em sistemas agrícolas. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Agrícolas Familiares, 230p. 2015.

MOURA, J. A. et al. Organic matter and carbon management index of soil treated with composted and non-composted layered residues. Revista Caatinga, Mossoró, v. 30, n. 1, p. 78 – 86, jan. – mar., 2017.

MP-PR – Ministério Público do Estado do Paraná. Centro de Triagem e Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos; Caderno de Especificações Técnicas e Desenho, 2 ª Edição, 2013.

NADDAFI, K.; ZAMANZADEH, M.; AZIMI, A.A.; OMRANI, G.A.; MESDAGHINIA, A.R.; MOBEDI, E. Effect of temperature, dry solids, and C/N ratio on vermicomposting of wates activated sludge. Pakistan Journal of Biological Science, vol. 7, no. 7, pp. 1217-1220. 2004.

OLIVEIRA E.; SARTORI R.; GARCEZ T. Compostagem. Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, São Paulo, 2008.

OLIVEIRA, F. C.; MATTIAZZO, M. E.; MARCIANO, C. R.; ABREU JÚNIOR., C. H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.37, p.529-538, 2002.

OLIVEIRA, L. B.; ACCIOLY, A. M. A.; SANTOS, C. L. R.; FLORES, R. A.; BARBOSA, F. S. Características químicas do solo e produção de biomassa de alface adubada com compostos orgânicos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 18, p. 157-164, 2014

PANE, C., PALESE, A.M., SPACCINI, R., PICCOLO, A., CELANO, G., ZACCARDELLI, M. Enhancing sustainability of a processing tomato cultivation system by using bioactive compost teas. Sciential Horticulturae, 202, p. 117–124. 2016.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo – decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 32, p. 911-920, 2008.

PEREIRA FILHO, T. et al. Importância do pó de rocha para os sistemas de produção agroecológica. Cadernos de Agroecologia, v. 10, n. 3 de 2015.

PEREIRA, E.W.L.; AZEVEDO, C.M. da S.B.; LIBERALINO FILHO, J.; NUNES, G.H. de S.; TORQUATO, J.E.; SIMÕES, B.R. Produção de vermicomposto em diferentes proporções de esterco bovino e palha de carnaúba. Revista Caatinga, Mossoró, vol. 18, pp. 112-116. 2005.

POTTHAST, K.; HAMER, U.; MAKESCHIN, F. Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. Soil Biology Biochemistry, [Oxford], v. 42, p. 56-64, 2010.

PRIMAVESI, Ana Manejo ecológico do solo: A agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 2010.

PUTTASO, A. et al. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter ac-accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 89, p.159-174, 2011.

R. LEOGRANDE, C. VITTI, O. LOPEDOTA, D. VENTRELLA, F. MONTEMURRO ROSSI, C. Q. et al. Frações orgânicas e índice de manejo de carbono do solo em Latossolo Vermelho sob plantio de soja no cerrado goiano. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, Recife, v. 7, n. 2, p. 233-241, 2012a.

RAIJ, B. van. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. IPNI: International Plant Nutrition Institute, Piracicaba/SP, 2011. 420 p.

REDIN, M. et al. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. Soil Biology & Biochemistry, [S.I.], v. 78, p. 65- 75, 2014.

RICARTE-COVARRUBIAS, J. D. et al. Segurança alimentar através da agricultura urbana: um estudo de caso em duas comunidades de baixa renda em Porto Ferreira/SP. Revista Brasileira de Agroecologia, v. 6, p. 62-80. 2011.

S. PRABPAI, L. CHARERNYARAK, B. SIRI, M.R. MOORE, B.N. NOLLER Effects of residues from municipal solid waste landfill on corn yield and heavy metal content. Waste Management, 29 (2009), pp. 2316-2320

SÁNCHEZ, Ó.J., OSPINA, D.A., MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. Waste Management. 2017.

SANTOS, I. C. et al. Teores de metais pesados, K e Na, no substrato, em função de doses de composto orgânico de lixo urbano e de cultivares de alface. Ciência Rural, v.29, p.415-421, 1999. Doi:10.1590/s0103-84781999000300006.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, v. 241, p. 155-176, 2002.

SOARES, J. D. R.; REZENDE, R. A. L. S.; REZENDE, R. M.; BOTREL, E. P.; CARVALHO, A. M. Compostagem de resíduos agrícolas: uma fonte de substâncias húmicas. *Scientia Agraria Paranaensis*, Marechal Cândido Rondon, v. 16, n. 4, out./dez., p. 414-421, 2017.

SOSNECKA, A., KACPRZAK, M., RORAT, A. Vermicomposting as an alternative way of biodegradable waste management for small municipalities. *Journal of Ecology and Engineering*, 17, 91–96. 2016.

SOUZA, H. A.; OLIVEIRA, E. L.; MODESTO, V. C.; MONTES, R. M.; NATALE, W. Atributos químicos do solo tratado com composto orgânico de carcaça e despojo de abate de caprinos e ovinos. Sobral: Embrapa Caprinos e Ovinos. ago. 2012. 6 p. (Comunicado Técnico, 127).

SOUZA, J. N., CARVALHO, B. A. F., ROCHA, A. M. Uso dos resíduos orgânicos domésticos em vermicompostagem. *Revista Verde* 15:2 (2020) 160-167. doi: 10.18378/rvads.v15i2.7363.

SOUZA, M. E. P.; CARDOSO, I. M.; CARVALHO, A. M.X.; LOPES, A. P.; SILVA, P. H. e JUCKSCH, I. Vermicompostagem: potencializando as funções das minhocas. *Revista Agriculturas*, v. 12 - n. 1, março. 2015.

SRIVASTAVA, V.; ISMAIL, S. A.; SINGH, P.; SINGH, R. P. Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities. *Reviews in Environmental Science and BioTechnology*, v. 14, n. 2, p. 317-337, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-014-9352-4>

STEVENSON, F.J., 1994. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. Stott, D. 1994.

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

STROJAKI, T.V. SILVA, V.R. SOMAVILLA, A., ROS, C.O , MORAES, M.T. Atributos químicos do solo e produtividade de girassol e milho em função da aplicação de composto de lixo urbano. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, Goiânia, v.43, n.3, p.278- 285, 2013.

TAYLAN, V.; DAYIHA, R. P.; SREEKRISHNAN, T. R. State of municipal solid waste management in Delhi, the capital of India. *Waste Management*, v. 28, n. 7, p. 1276- 1287, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.05.017>.

TEDESCO, M. J. et al. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p.

TEODORO, M. S.; SEIXAS, F. J. S.; LACERDA, M. N.; ARAÚJO, L. M. S. Produção de alface (*Lactuca sativa* L.) sob diferentes doses de vermicomposto. *Revista Verde - ISSN 1981-8203* - (Pombal - PB) v. 11, n.1, p.18-22, jan.-mar., 2016.

THI, N.B.D., KUMAR, G., LIN, C.Y. An overview of food waste management in developing countries: current status and future perspective. *Journal of Environment Management* 157, 220–229. 2015.

TRECHA, R. D. Produção de mudas de alface em substratos alternativos a partir de sementes peletizadas com vermicomposto bovino, peletizadas comerciais e não peletizadas. 2017. 112f. Tese (Doutorado em Agronomia – Produção Vegetal) Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, UFPel, 2017.

TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology*. v. 72, n. 2, p. 169-183, 2000. 10.1016/S0960-8524(99)00104-2

United States Environmental Protection Agency (USEPA), DRAFT Inventory of U.S. Greenhouse Gas Emissions and Sinks: 1990–2014 (Chapter-7-Waste), <http://www.epa.gov/climatechange/emissions/usinventoryreport.html>. 2015.

USDA. United States department of agriculture. Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook. 210-VI-NEH, February. 2000.

VÁZQUEZ, M.A., SOTO, M. The efficiency of home composting programmes and compost quality. *Waste Management*, p. 39–50. 2017.

VERHULST, N. et al. Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems?, In: Lal, R., Stewart, B. A. (Eds.), *Advances in Soil Science: Food Security and Soil Quality*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp. 137 –208. 2010.

VICH, D. V.; MIYAMOTO, H. P.; QUEIROZ, L. M.; ZANTA, V. M. Household food-waste composting using a small-scale composter. *Revista Ambiente & Água*, v. 12, n. 5, p. 718-729, 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1908>

VON LUTZOW, M. et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, v.57, p.426-445, 2006.

WILSON, S.C., BAYAT, S., WILSON, B.R., 2014. Mixed waste organic outputs: contaminants, land application and environmental effects. A research framework. Report prepared for the NSW EPA.

WU, T.Y., LIM, S.L., LIM, P.N., SHAK, K.P.Y. Biotransformation of biodegradable solid wastes into organic fertilizers using composting or/and vermicomposting. *Chem. Eng. Trans.* 39, 1579e1584. 2014.

YANG, C.M.; YANG, L.Z.; ZHU, O.Y. Organic carbon and its fractions in paddy soil as effected by different nutrient and water regimes. *Geoderma*, v.124, p.133-142. 2005.