

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA - UDESC**

**CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS - CAV**

**PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO**

**GIULLIANA MOMM SENEM SARI**

**ATRIBUTOS FÍSICOS E MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS RECICLAGEM  
DE RESÍDUO ORGÂNICO DOMÉSTICO**

**LAGES**

**2020**

**GIULLIANA MOMM SENEM SARI**

**ATRIBUTOS FÍSICOS E MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS RECICLAGEM  
DE RESÍDUO ORGÂNICO DOMÉSTICO**

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

Orientador: Jackson Adriano Albuquerque

Co-orientador: Álvaro Luiz Mafra

**LAGES  
2020**

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

Sari, Giulliana Momm Senem

ATRIBUTOS FÍSICOS E MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO  
APÓS RECICLAGEM DE RESÍDUO ORGÂNICO DOMÉSTICO /  
Giulliana Momm Senem Sari. -- 2021.

95 p.

Orientador: Jackson Adriano Albuquerque

Coorientador: Álvaro Luiz Mafra

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de  
Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2021.

1. Resíduo orgânico domiciliar. 2. Reciclagem. 3. Carbono. 4.  
Agregação. 5. . I. Albuquerque, Jackson Adriano . II. Mafra, Álvaro  
Luiz. III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de  
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência  
do Solo. IV. Título.

**GIULLIANA MOMM SENEM SARI**

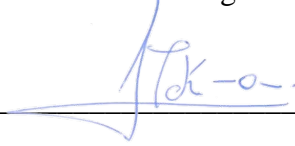
**ATRIBUTOS FÍSICOS E MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO APÓS RECICLAGEM  
DE RESÍDUO ORGÂNICO DOMÉSTICO**

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

**Banca examinadora**

Dr. Jackson Adriano Albuquerque

UDESC/Lages-SC



---

Dr. Paulo Cezar Cassol

UDESC/Lages-SC

---

Dr. Juliano Corulli Corrêa

EMBRAPA/Concórdia-SC

---

Lages, 18 de dezembro de 2020.



Dedico esta dissertação a minha amada mãe Geane Paula Momm Senem (*in memoriam*) por todo seu amor, dedicação e força.

Dedico esta dissertação ao meu padrinho Jó Netto Momm (*in memoriam*) por todo seu zelo, amor e carinho.



## AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida, pelos dias de saúde e pelo amparo nos dias difíceis.

A minha mãezinha Geane por estar sempre ao meu lado com seu amor imensurável, por me ensinar a ser forte e lutar pelos meus sonhos. A minha irmã Natália por me apoiar nas minhas decisões e estar sempre ao meu lado. A minha dinda Juscélia por seu amor e apoio constante. A vó Fifi e ao Joel por estarem sempre presentes.

Ao meu pai Douglas, sua esposa Maria Alice e minha irmã Isadora por me apoiarem e me darem forças em todos os momentos.

Ao meu companheiro Gregory por ter sido o grande incentivador à minha entrada na pós-graduação e por seu auxílio e companheirismo ao longo deste período, e a toda sua família pelo amor e compreensão.

Ao Prof. Dr. Jackson Adriano Albuquerque por todos os ensinamentos, orientação, paciência e compreensão. Ao prof. Dr. Álvaro Luiz Mafra pela co-orientação e dispon

A Ana Larissa pela parceria, incentivo e auxílio.

As minhas amigas Sílvia Silveira, Gisa Caieron, Mariana Bonella, Mayara Alves, Bruna Bort, Mariana Furtado, Juliana Camargo, Thuanne Henning, Camila Wuaden, Beatriz Medeiros, e aos meus amigos Diego Araújo, Jordão Neres e Dada Anaghananda por estarem sempre ao meu lado.

Aos colegas Jadiel Andognini, Maria Izabel Warmling, Ana Carolina Ávila, Cindy Mendes, Douglas Grandó, Gustavo Oliveira, Diego Roters, Geniceli Mafra, Gabriel Cunha, Fernanda Cantoni, Luiza Erdman, Jéssica Stringari e Suelen Muller. E aos bolsistas Gisele Barbosa e Brayan Favarin.

À UDESC por proporcionar educação de excelência e à CAPES pela concessão da bolsa.

Aos membros da banca examinadora pela disposição em avaliar e colaborar para a finalização do trabalho.

**Gratidão!**





## RESUMO

SARI, Giulliana Momm Senem. **Atributos físicos e matéria orgânica do solo após reciclagem de resíduo orgânico doméstico**. 2020. 97 p. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina - Centro de Ciências Agroveterinárias, Lages, SC, 2020.

Aproximadamente 50% do resíduo sólido domiciliar é resíduo orgânico que pode ser reciclado de forma fácil e com baixo custo por processos aeróbicos. Assim, este trabalho teve por objetivo avaliar propriedades físicas e algumas químicas do solo em que foi realizado a reciclagem de resíduo orgânico domiciliar diretamente sobre dois solos, sendo um Cambissolo Húmico com predominância da fração areia, e um Nitossolo Bruno com predominância da fração argila. Os tratamentos foram compostagem e vermicompostagem de 3,5 kg de resíduo fresco por vaso coberto com 100g de serragem, por trinta dias, seguido do plantio de cultura de hortaliça. Foram realizados três ciclos desse procedimento. Amostras de solo foram avaliadas ao final de cada ciclo. Houve aumento do teor de carbono orgânico total e carbono orgânico associado aos minerais em todos os ciclos. Já o carbono orgânico particulado aumentou a cada ciclo, e apresentou o maior teor na vermicompostagem do último ciclo. Com a elevação do teor de carbono ocorrem alterações nas propriedades físicas do solo. A estabilidade dos agregados aumentou com a aplicação dos resíduos nos dois solos. Entretanto, o grau de flocculação da argila diminuiu com a aplicação dos resíduos. Ocorreu redução da porosidade total e da macroporosidade e elevação da microporosidade, modificações que diminuem a capacidade de aeração e a condutividade hidráulica saturada do solo. Com as modificações na porosidade, aumentou a densidade do solo, sendo que no Nitossolo os tratamentos apresentaram densidade menor que na testemunha. Propriedades relacionadas à água no solo como capacidade de campo e criptoporos também foram alterados. Estas modificações afetaram a disponibilidade de água no solo com a redução da água disponível após três ciclos nos dois solos. Assim, a compostagem de resíduo orgânico pelo Método Lages de Compostagem aumenta o teor de carbono orgânico e a estabilidade dos agregados. Porém, quando realizado por três ciclos seguidos, diminuiu a porosidade do solo e elevou a sua densidade. Com isso processos relacionados à porosidade como fluxo de gases, infiltração de água a disponibilidade de água são prejudicados.

**Palavras-chave:** Resíduo orgânico domiciliar. Reciclagem. Carbono. Agregação.



## ABSTRACTS

SARI, Giulliana Momm Senem. **Organic attributes and soil organic matter after recycling of domestic organic waste**. 2020. 97 p. Dissertation (MSc in Soil Science) – Santa Catarina State University. Soil Science postgraduate program, Lages, SC, 2020.

Approximately 50% of household solid waste is organic waste that can be recycled easily and at low cost through aerobic processes. Thus, this work aimed to evaluate physical and some chemical properties of the soil in which the recycling of household organic waste was carried out directly on two soils, being a Humic Cambisol with predominance of the sand fraction, and a Nitossolo Bruno with predominance of the clay fraction. The treatments were composting and vermicomposting of 3.5 kg of fresh residue per pot covered with 100g of sawdust, for thirty days, followed by planting vegetable culture. Three cycles of this procedure were performed. Soil samples were evaluated at the end of each cycle. There was an increase in the content of total organic carbon and organic carbon associated with minerals in all cycles. The particulate organic carbon increased with each cycle, and had the highest vermicompost content in the last cycle. As the carbon content rises, changes in the physical properties of the soil occur. The stability of the aggregates increased with the application of residues in both soils. However, the degree of clay flocculation decreased with the application of the residues. There was a reduction in total porosity and macroporosity and an increase in microporosity, modifications that reduce the aeration capacity and the saturated hydraulic conductivity of the soil. With the changes in porosity, the density of the soil increased, and in Nitossolo the treatments showed lower density than in the control. Properties related to water in the soil such as field capacity and cryptopores have also been changed. These changes affected the availability of water in the soil with the reduction of available water after three cycles in both soils. Thus, composting organic waste using the Lages Composting Method increases the organic carbon content and the stability of the aggregates. However, when performed for three consecutive cycles, the soil porosity decreased and its density increased. Thus, processes related to porosity such as gas flow, water infiltration and water availability are impaired.

**Key-words:** Household organic waste. Recycling. Carbon. Aggregation.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Tempo de decomposição do resíduo em relação a taxa C/N. ....	26
Figura 2 - Representação da função dos cátions na floculação da argila. ....	31
Figura 3 - Imagens de microscopia eletrônica de varredura de matéria orgânica particulada (CO <sub>p</sub> ; esquerda) e associada ao mineral (CO <sub>am</sub> ; direita), incluindo visões gerais maiores e detalhes mais próximos, de (a) floresta e (b) pastagens. ....	36
Figura 4 - Proporções relativas entre as frações da matéria orgânica: mineral (MF), leve (LF), particulada (PF) e pesada (HF) durante o período de compostagem. ....	37
Figura 5 - Canteiro de compostagem pelo Método Lages de Compostagem. ....	41
Figura 6 - Canteiro de compostagem pelo Método Lages de Compostagem. ....	42
Figura 7 - Homogeneização do resíduo para montagem das unidades experimentais. ....	46
Figura 8 - Ilustração da montagem das unidades experimentais. ....	47
Figura 9 - Unidades experimentais após o plantio da cultura. ....	48
Figura 10 - Unidades experimentais sendo cultivadas com alface. ....	49
Figura 11 - Coleta de amostra de solo do tratamento vermicompostagem após o final do ciclo. ....	49
Figura 12 - Metodologia de ASE pelo método EGME. ....	51
Figura 13 - Ilustração do método do balão volumétrico. ....	51
Figura 14 - Ilustração de solos após peneiramento em via úmida. ....	52
Figura 15 - Permeâmetro de carga variável para determinar a condutividade hidráulica saturada. ....	53
Figura 16 - Penetrômetro de bancada. ....	54
Figura 17 - Temperatura do processo de compostagem e vermicompostagem do resíduo ao longo dos dias de cada ciclo. ....	57
Figura 18 - Teores de Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Particulado (CO <sub>p</sub> ) e Carbono Orgânico Associado aos Minerais (CO <sub>am</sub> ) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	59
Figura 19 –Área superficial específica (ASE) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após o primeiro ciclo com adição de resíduos orgânicos. ....	60

Figura 20 - Agregados por classes de tamanhos do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. Obs: Classe 1= 8,00-4,76 mm; Classe 2= 4,76-2,00 mm; Classe 3= 2,00-1,00 mm; Classe 4=1,00-0,25 mm; e Classe 5 < 0,25 mm. Continua.....	62
Figura 21 – Médias do diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.....	63
Figura 22 - Grau de flocculação da argila (GF) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	64
Figura 23 - Médias de pH dos tratamentos do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	66
Figura 24 – Teor de Sódio ( $\text{Na}^+$ ) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	67
Figura 25 – Teor de Potássio ( $\text{K}^+$ ) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	67
Figura 26 - Densidade de Partículas (Dp) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	68
Figura 27 - Densidade do solo (Ds) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	69
Figura 28 - Resistência à Penetração (RP) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	71
Figura 29 - Porosidade Total (PT) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	72
Figura 30 – Macroporosidade do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	73
Figura 31 – Microporosidade do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	74
Figura 32 – Capacidade de Aeração do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	75
Figura 33 - Condutividade Hidráulica Saturada (Ks) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.....	76
Figura 34 - Capacidade de Campo do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	77

Figura 35 – Criptoporos do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.....	78
Figura 36 - Água disponível (AD) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. ....	79





## LISTA DE ABREVIATURAS

ABRELPE	ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS PÚBLICAS DE LIMPEZA E RESÍDUOS ESPECIAIS
AD	ÁGUA DISPONÍVEL
ASE	ÁREA SUPERFICIAL ESPECÍFICA
CC	CAPACIDADE DE CAMPO
Coam	CARBONO ORGÂNICO ASSOCIADO AOS MINERAIS
CONAMA	CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE
CO <sub>p</sub>	CARBONO ORGÂNICO PARTICULADO
COT	CARBONO ORGÂNICO TOTAL
DMG	DIÂMETRO MÉDIO GEOMÉTRICO
D <sub>p</sub>	DENSIDADE DE PARTÍCULAS
D <sub>s</sub>	DENSIDADE DO SOLO (APARENTE)
GF	GRAU DE FLOCULAÇÃO DA ARGILA
IPEA	INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA
KS	CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA
MAPA	MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO
MCE	MINI COMPOSTAGEM ECOLÓGICA
MLC	MÉTODO LAGES DE COMPOSTAGEM
MO	MATÉRIA ORGÂNICA
MOS	MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO
PCZ	PONTO DE CARGA ZERO
PMP	PONTO DE MURCHA PERMANENTE
PNRS	POLÍTICA NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

PT	POROSIDADE TOTAL
RP	RESISTÊNCIA À PENETRAÇÃO
RSU	RESÍDUO SÓLIDO URBANO
VP	VALOR DE PREVENÇÃO

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	20
1.1	OBJETIVO .....	22
1.1.1	Objetivos específicos .....	22
1.2	HIPÓTESE.....	22
2.	REFERENCIAL TEÓRICO .....	23
2.1	COMPOSTAGEM.....	23
2.1.1	Legislação Vigente.....	23
2.1.2	Tipos de Resíduos e Parâmetros Operacionais .....	25
2.1.3	Fases da Compostagem.....	27
2.2	COMPOSTAGEM X VERMICOMPOSTAGEM .....	28
2.3	ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO .....	29
2.3.1	Qualidade do Solo.....	29
2.3.2	Floculação da argila .....	30
2.3.3	Agregação do solo.....	32
2.3.4	Matéria Orgânica do Solo .....	34
2.3.1	Densidade de Partículas e Densidade do Solo .....	38
2.3.2	Porosidade do Solo .....	38
2.3.3	Água no Solo.....	39
2.4	Método Lages de Compostagem.....	41
3.	MATERIAL E MÉTODOS .....	44
3.1	CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS SOLOS .....	44
3.2	EXPERIMENTO EM CASA DE VEGETAÇÃO .....	45
3.3	DETERMINAÇÕES DE LABORATÓRIO.....	50
3.3.1	Carbono Orgânico .....	50
3.3.2	Teor de argila e Grau de Floculação .....	50
3.3.3	Área Superficial Específica.....	50
3.3.4	Densidade de Partículas .....	51
3.3.5	Distribuição do Tamanho e Estabilidade de Agregados Estáveis Em Água..	51
3.3.6	Densidade do solo e Porosidade.....	52
3.3.7	Condutividade Hidráulica Saturada e Resistência à Penetração.....	53
3.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	54
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	55
4.1	PROCESSO DE COMPOSTAGEM .....	55
4.2	CARBONO ORGÂNICO TOTAL.....	58

4.3	ÁREA SUPERFICIAL ESPECÍFICA - ASE .....	60
4.4	AGREGAÇÃO .....	61
4.5	GRAU DE FLOCULAÇÃO DA ARGILA .....	64
4.6	DENSIDADE DE PARTÍCULAS E DENSIDADE DO SOLO .....	68
4.7	RESISTÊNCIA À PENETRAÇÃO .....	71
4.8	POROSIDADE DO SOLO .....	72
4.9	ÁGUA NO SOLO .....	76
5.	CONCLUSÕES .....	80
	REFERÊNCIAS .....	81
	APÊNDICE A .....	94
	APÊNDICE B .....	95

## 1. INTRODUÇÃO

O avanço da ciência proporcionou grandes feitos para a humanidade como a queda da mortalidade, o aumento da expectativa de vida e conseqüentemente a explosão demográfica. Com isso, surgiram novas práticas de consumo e uso dos recursos naturais que devido à falta de planejamento, ocorreram de forma predatória e geraram grandes quantidades de resíduos lançados na natureza sem o tratamento adequado (BISPO *et al.*, 2019), entre os quais existem os resíduos sólidos urbanos.

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - (ABRELPE, 2018), no Brasil em 2018 a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) ficou próximo de 217 mil toneladas diárias e 79 milhões de toneladas por ano, custando cerca de 10 bilhões de reais por ano, sem considerar varrições, limpeza entre outros. Deste montante, os 1.191 municípios da região Sul geraram 22,6 mil toneladas diárias, das quais aproximadamente 95% foram coletadas. Estes RSU necessitam ter uma destinação ambientalmente adequada para cada tipo de resíduo e esta atuação é um grande desafio para a gestão pública.

No Brasil, desde 2010, está em vigência a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) cujo artigo 7º estabelece como objetivos a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. São chamados de rejeitos os resíduos que não têm tecnologia conhecida para reaproveitamento, e somente esses devem ser destinados ao aterro (BRASIL, 2010). A PNRS ainda prevê que os resíduos orgânicos sejam aproveitados após tratamento e que não sejam destinados ao aterro sanitário.

Assim, para que a gestão integrada e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos se tornem realidade é necessário que os agentes envolvidos na sua elaboração e implementação sigam os princípios e as diretrizes contidas na PNRS por meio de seus instrumentos para atingir as metas determinadas (RIBEIRO, 2014). O estudo gravimétrico é de extrema importância para que o município consiga dimensionar e buscar soluções para os problemas relacionados aos resíduos sólidos, assim como para planejar ações que visem a sua minimização.

Basicamente o RSU é composto por resíduo orgânico, resíduo reciclável e rejeito. Autores de diferentes regiões do país encontram valores variáveis de resíduo orgânico presente no RSU, os quais contemplam aproximadamente metade do volume total. O estudo realizado pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2017) revelou que a composição dos resíduos descartados no país possui 57% de resíduo orgânico. Em Santa Cruz do Sul (RS)

Trentin *et al.* (2019) afirmaram que a parcela de resíduo orgânico é de 42% do resíduo total destinado ao aterro sanitário. Já na região nordeste, Silva *et al.* (2020) relataram valores entre 60 e 74% de resíduo orgânico, que variou em função da sazonalidade.

Atualmente, devido à pressão ambiental e social, cada vez mais é incentivada a busca por soluções para a destinação ambientalmente correta dos resíduos sólidos orgânicos, visto que sua geração é superior à taxa de decomposição no meio ambiente (ROSA *et al.*, 2019). Por outro lado, devido à crescente demanda por alimentos saudáveis e por tecnologias sustentáveis, pesquisadores e agricultores buscam novas alternativas para utilização dos resíduos orgânicos a fim de aumentar a produção, sem afetar a qualidade, a saúde e a conservação do solo.

Nesse âmbito a aplicação de fertilizantes orgânicos em terras agrícolas é reconhecida como uma tecnologia eficaz para melhorar as propriedades físicas, químicas e biológicas da maioria dos solos, especialmente naqueles com estrutura fraca e baixos teores de matéria orgânica (KRANZ *et al.*, 2020). A necessidade de produzir fertilizantes a partir de resíduos orgânicos se soma à iniciativa de destinar o resíduo de forma adequada.

A transformação de resíduos orgânicos pode ser compreendida como uma abordagem multidisciplinar, que atende vários objetivos, tais como sanitários (eliminação de doenças, vetores, etc.), ambientais (controle da poluição), econômicos (geração de renda para a economia da região), sociais (absorção de mão-de-obra, participação comunitária, etc.) e agrícolas (desenvolvimento de práticas agrícolas de baixo custo), comprovando que se trata de uma atividade sustentável (OLINTO *et al.*, 2012).

Entre as fontes importantes de matéria orgânica e nutrientes do solo destacam-se excrementos de animais, biomassa vegetal e composto de resíduo orgânico municipal (DADASHI, *et al.*, 2019), os quais representam uma alternativa aos fertilizantes convencionais e um meio de reciclagem de resíduos biodegradáveis. Reciclar o resíduo orgânico no local onde é gerado significa reduzir e otimizar o uso de recursos naturais e despesas públicas com coleta e tratamento. Indivíduos ou famílias podem se beneficiar da redução na taxa de serviço de gerenciamento de resíduos e da obtenção de material fertilizante para jardins ou hortas (VÁZQUEZ, *et al.*, 2015).

Dentre as vantagens do uso de resíduo orgânico na agricultura são descritos na literatura o aumento do teor de matéria orgânica (PARADELO *et al.*, 2019), a retenção de água, a estruturação, a atividade e diversidade de organismos do solo e redução da erosão hídrica. Com isso, pode melhorar a qualidade e aumentar a eficiência no uso da água e nutrientes.

Em relação aos estudos que tratam dos efeitos de resíduo orgânico no solo agrícola há pouca ênfase nas propriedades físicas, as quais são menos compreendidas e quantificadas em relação às outras propriedades. Para Paradelo *et al.*, (2019) isso pode ser explicado pelo fato de que a modificação das propriedades físicas do solo, em resposta ao manejo e fertilizantes, é geralmente menos sensível do que nas propriedades químicas, tais como teor de nutrientes, de carbono orgânico ou pH.

Experimentos com diferentes resíduos da agroindústria foram realizados para avaliar a qualidade do composto e o resultado da sua aplicação ao solo (RECH *et al.*, 2018; PÉRTILE *et al.*, 2017; GROHSKOPF *et al.*, 2016; MAFRA *et al.*, 2015). Entretanto, dados sobre reciclagem de resíduos orgânicos domésticos são escassos, principalmente quando se avaliam atributos físicos do solo. Sendo assim, a necessidade de reduzir o volume de resíduo orgânico enviado aos aterros sanitários aliado à possibilidade de reciclagem e reutilização na agricultura rural ou urbana justifica o presente estudo.

## 1.1 OBJETIVO

Este trabalho teve por objetivo avaliar propriedades físicas e algumas químicas do solo em que foi realizada a reciclagem de resíduo orgânico domiciliar diretamente sobre dois solos, sendo um Cambissolo Húmico com predominância da fração areia, e um Nitossolo Bruno com predominância da fração argila

### 1.1.1 Objetivos específicos

Avaliar o efeito da aplicação de resíduo orgânico doméstico nos atributos como agregação, carbono orgânico, grau de floculação, área superficial específica, densidades do solo e de partículas, porosidade, condutividade hidráulica e resistência à penetração de um Cambissolo Húmico e um Nitossolo Bruno, a partir do Método Lages de Compostagem com e sem adição de minhocas.

## 1.2 HIPÓTESE

A decomposição de resíduo orgânico doméstico, aplicado diretamente sobre o solo, eleva o teor de carbono orgânico, conseqüentemente, aumenta a área superficial específica, a produção de agentes cimentantes, a estabilidade dos agregados e a porosidade do solo.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 COMPOSTAGEM

#### 2.1.1 Legislação Vigente

Segundo o Plano Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2020) os resíduos orgânicos representam aproximadamente 50% dos resíduos domiciliares e constituem a classe de resíduos que causam os principais problemas encontrados em aterros sanitários, como por exemplo, a geração de lixiviados com potencial risco de contaminação de solo e águas subterrâneas, além de problemas estruturais do aterro.

O inciso VII do art. 3º da Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010 (Política Nacional de Resíduos Sólidos), estabelece como uma das destinações finais ambientalmente corretas de resíduos sólidos, a compostagem (BRASIL, 2010). A compostagem doméstica tem um grande potencial na gestão sustentável dos resíduos orgânicos gerados em casas, jardins e hortas (VÁZQUEZ *et al.*, 2015). É amplamente vista como um método econômico e ambientalmente sustentável de transformar materiais residuais em produtos comerciais (STOREY *et al.*, 2015). Para Geethamani *et al.* (2020) a compostagem é um método de decomposição da matéria orgânica por um grupo de organismos na presença de umidade, calor e oxigênio, que resulta em um produto reutilizável denominado composto.

A Resolução CONAMA nº 481/2017 que “estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências”, estabelece as seguintes definições no artigo Art. 2º, ressaltando-se as seguintes:

III - compostagem: processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem;

IV - composto: produto estabilizado, oriundo do processo de compostagem, podendo ser caracterizado como fertilizante orgânico, condicionador de solo e outros produtos de uso agrícola;

XI - resíduos orgânicos: são aqueles representados pela fração orgânica dos resíduos sólidos, passível de compostagem, sejam eles de origem urbana, industrial, agrossilvipastoril ou outra;



XIII - resíduos sólidos urbanos: aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas, da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana, de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços;

Em 2009 o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) instituiu a Instrução Normativa (IN) nº 25, com objetivo de estabelecer “normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organo-minerais e biofertilizantes destinados à agricultura”, com o objetivo de padronizar e restringir o uso de fertilizantes com potencial poluidor.

No Art. 2º classifica os fertilizantes orgânicos de acordo com a matéria-prima utilizada na sua produção. Neste dispositivo, o item III aborda: Classe "C"- fertilizante orgânico que, em sua produção, utiliza qualquer quantidade de matéria-prima oriunda de lixo domiciliar, resultando em produto de utilização segura na agricultura. As especificações da classe C são apresentadas na tabela 1.

Tabela 1 - Especificações dos Fertilizantes orgânicos mistos e compostos<sup>1</sup>.

Parâmetro	Composto	Vermicomposto
Umidade (máx) (%)	50	50
N Total (mín) (%)	0,5	0,5
Carbono Orgânico (mín) (%)	15	10
pH (mín)	6,5	6,0
Relação C/N (máx)	20	14
Demais nutrientes	Declaração específica	

Fonte: IN nº 25 MAPA (2009).

Além da instrução normativa 25, a IN 27, de 5 de junho de 2006, determina que os fertilizantes para serem produzidos, importados ou comercializados, deverão atender aos limites estabelecidos no que se refere às concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas (MAPA, 2006).

Ainda, deve ser levada em consideração a resolução CONAMA nº420, de 2009 que estabelece as concentrações limite para substâncias químicas no solo. No seu Art. 15 determina que as concentrações de substâncias químicas no solo resultantes da aplicação ou disposição de resíduos e efluentes não poderão ultrapassar os respectivos Valores de Prevenção (VPs). VP é

<sup>1</sup> Valores expressos em base seca, umidade determinada a 65°C.

a concentração de valor limite de determinada substância no solo, tal que ele seja capaz de sustentar as suas funções principais. São estabelecidos com base em ensaios de fitotoxicidade ou em avaliação de risco ecológico.

### 2.1.2 Tipos de Resíduos e Parâmetros Operacionais

No sistema de compostagem a qualidade do processo depende da seleção dos materiais orgânicos utilizados, assim é recomendado evitar alimentos gordurosos e restos de proteína animal, como carne e queijos, que exalam odores desagradáveis na sua degradação (COLÓN *et al.*, 2010). Restos de alimentos cozidos, como macarrão e arroz são utilizados em menor proporção (TATANO *et al.*, 2015).

Podas de jardim trituradas, grama, folhas secas, lascas de madeiras são exemplos de materiais estruturantes utilizados na compostagem domiciliar (LLEÓ *et al.*, 2013). O uso é indicado no ajuste da umidade por se tratar de materiais secos e de estrutura mais rígida que, por sua vez, diminuem a compactação da massa em degradação, e assim, facilitam a aeração (CHANG & CHEN, 2010)

Além disso, os resíduos de frutas se decompõem rapidamente e podem produzir ácidos orgânicos e quantidades significativas de lixiviados, que podem precisar de alguma mistura com materiais absorventes (resíduos secos) para manter as condições adequadas de compostagem (CHANAKYA *et al.*, 2007). Alimentos com sal também são restritos, pois altos teores de Cloreto de Sódio (NaCl) resultam em ação inibitória frente aos microrganismos responsáveis pela degradação e pode ser tóxica a vida vegetal (KIEHL, 2005).

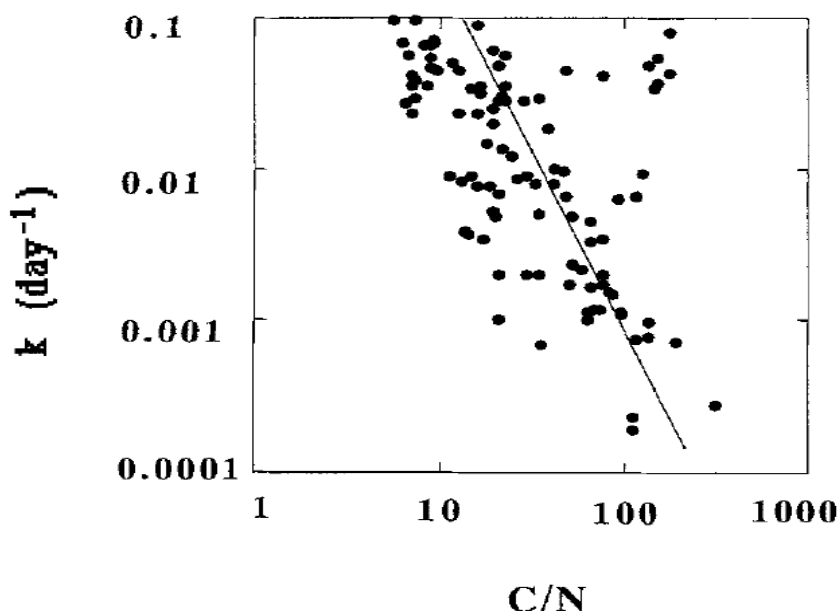
Diversos tipos de resíduos orgânicos podem ser utilizados como adubo após algum processo de biodegradação e podem ser classificados quanto à origem e composição. Dentre eles, os mais utilizados na compostagem são definidos por Annabi *et al.* (2011) como:

- Resíduo Sólido Urbano: feito de resíduos municipais residuais após a coleta seletiva de embalagens secas e limpas;
- Biorresíduos (Biowaste): fração fermentável de resíduos municipais e resíduos verdes;
- Lodo de esgoto, resíduos verdes e cavacos de madeira;
- Esterco.

É sabido que a relação C/N é um parâmetro importante para o processo de compostagem (ŞEVIK *et al.*, 2018). A maioria dos estudos recomenda uma relação C/N de 20 a 30, com uma

proporção ideal de 25 para crescimento bacteriano anaeróbico (FERNÁNDEZ-BAYO *et al.*, 2018). Quando a relação C/N é elevada aumenta o tempo de decomposição dos resíduos, conforme relatado por Enríquez *et al.* (1993)(figura 1).

Figura 1- Tempo de decomposição do resíduo em relação a taxa C/N.



Fonte: Enriquez *et al.* 1993

Um dos requisitos mais importantes que devem ser levados em consideração nos processos de compostagem e vermicompostagem é a aeração adequada (ALAVI *et al.*, 2017), pois garante o suprimento de oxigênio para os organismos presentes no interior do material em compostagem. A aeração evita altas temperaturas durante o processo de compostagem, aumenta a velocidade de oxidação, diminui a liberação de odores e reduz o excesso de umidade de um material em decomposição (PEREIRA NETO, 1994; KIEHL, 2004).

Segundo Haug (1993) a aeração do composto possui três finalidades: primeiro, deve satisfazer a demanda estequiométrica de oxigênio da decomposição orgânica; segundo, o ar deve ser fornecido para remover a água dos substratos úmidos (como o ar é aquecido pelo material de compostagem, ele absorve a umidade e, assim, seca o material restante); terceiro, é necessário fornecer a aeração para remover o calor gerado pela decomposição orgânica para controlar as temperaturas do processo.

Além do mais, a ação de degradação biológica usa o O<sub>2</sub> disponível para transformar o carbono do substrato orgânico para obter energia, o que libera CO<sub>2</sub>, água e gera calor (INÁCIO; MILLER, 2009). Quando ocorre deficiência na aeração ocorre acúmulo de CO<sub>2</sub> e falta de O<sub>2</sub>.

Desse modo, uma fração do material de compostagem pode sofrer fermentação anaeróbica, que retarda a biodegradação aeróbica.

Guo *et al.* (2012) provaram que a aeração deficiente reduz a taxa de decomposição, a perda de umidade e calor, a geração de  $\text{NH}_3$  e a temperatura, e assim, diminui a diversidade microbiana. Ressaltam, também, que a abundância de componentes que geram odores depende do material inicial, da umidade e da aeração, assim como do estágio de decomposição. Já estudos mais recentes assumem que os odores são subprodutos inerentes ao processo de compostagem, independentemente do material orgânico inicial ou da condição do processo (CERDA *et al.*, 2018).

### 2.1.3 Fases da Compostagem

A compostagem pode ser definida como a decomposição biológica controlada de substratos orgânicos realizada por sucessivas populações microbianas combinado às atividades mesofílicas e termofílicas, levando à fabricação de um produto suficientemente estável para armazenamento e aplicação a terra sem efeitos ambientais adversos (IYENGAR & BHAVE, 2006).

Segundo Bhave & Joshi (2017) a compostagem é a decomposição e a estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos, realizada por microrganismos sob condições aeróbicas controladas. A compostagem é um método no qual microrganismos aeróbicos, mesófilos e termofílicos transformam a matéria orgânica em material estabilizado, maduro, desodorizado e livre de patógenos (Sevik *et al.*, 2018). É rico em substâncias húmicas que pode ser utilizado como condicionador de solo (ALAVI *et al.*, 2017).

Segundo Rosa *et al.* (2019) a fase mesofílica ocorre quando a temperatura fica entre 20 a 40°C, por um curto período, a termofílica quando a temperatura sobe para 40 a 65°C, de grande importância na eliminação dos agentes patógenos, e a maturação quando a temperatura diminui e volta à fase mesofílica, o que indica que o composto está maturado e estabilizado.

Quando todos os parâmetros operacionais são atendidos, o processo de compostagem gera um material maturado com características homogêneas e satisfaz à legislação e normas brasileiras em termos de concentração de nutrientes, o produto é então denominado fertilizante orgânico. Segundo Kiehl (1998), a maturidade do composto ocorre quando a decomposição microbiológica se completa e a matéria orgânica é transformada em húmus.

Para Cerda *et al.* (2018) maturidade é um termo genérico que descreve a adequação de um composto para um uso específico e é comumente associado ao crescimento de plantas, enquanto a estabilidade é um termo relacionado ao grau de decomposição da matéria orgânica. Assim, podemos distinguir composto maturado de composto estabilizado.

Ao atingir a etapa de maturação e consequente estabilização o composto pode ser utilizado como fertilizante orgânico em solos. Os fertilizantes orgânicos têm efeitos benéficos nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e aumenta a produtividade das culturas (HARGREAVES *et al.*, 2008)

É comumente aceito que a aplicação de adubo orgânico e composto pode aumentar diretamente o conteúdo de carbono orgânico no solo e, em seguida, melhorar a agregação, a condutividade hidráulica, a porosidade total e a resistência à penetração (XIN *et al.*, 2016).

## 2.2 COMPOSTAGEM X VERMICOMPOSTAGEM

Os conceitos de vermicomposto e composto encontram-se definidos nos incisos II e III do Art. 1º da IN 25/2009 do MAPA, nos seguintes termos:

II - vermicomposto: produto resultante da digestão, pelas minhocas, da matéria orgânica proveniente de esterco, restos vegetais e outros resíduos orgânicos;

III - composto de lixo: produto obtido pela separação da parte orgânica dos resíduos sólidos domiciliares e sua compostagem, resultando em produto de utilização segura na agricultura;

O composto pode, outrossim, passar por um processo de vermicompostagem que é o resultado da combinação da ação de minhocas e dos microrganismos que habitam seus intestinos, e dar origem ao vermicomposto que contém nutrientes solúveis em água e é um excelente fertilizante orgânico, rico em nutrientes e condicionador de solo (EDWARDS E BURROWS, 1988).

Na vermicompostagem as minhocas atuam como as principais responsáveis pela decomposição dos resíduos orgânicos, fragmentando e condicionando o substrato. Ao fazer isso, as minhocas aumentam a área da superfície dos resíduos orgânicos expostos aos microrganismos, de modo que a atividade microbiana e o processo de decomposição dos resíduos sólidos sejam aprimorados (LIM & WU, 2016).

Também possui alta porosidade, aeração, drenagem e capacidade de retenção de água e fornece muitos “microsites” (i.e. pequenos espaços de um ecossistema) para atividade microbiana (LIU *et al.*, 2018). Portanto, pode ser utilizado na produção sustentável de culturas, melhorar a qualidade estrutural do solo, estimular a atividade microbiana e aumentar o teor de nutrientes disponíveis às plantas, modificações que tem efeito positivo no crescimento e na produtividade de plantas.

Estudos têm demonstrado que a vermicompostagem, em comparação a compostagem, acelera a estabilização da matéria orgânica e produz um composto com menor relação C/N, maior capacidade de troca catiônica e maior quantidade de substâncias húmicas (ALBANELL *et al.*, 1988).

## 2.3 ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

Considerado um sistema trifásico heterogêneo, o solo é formado por partículas sólidas (matriz do solo), espaço poroso preenchido por líquidos (solução do solo) e gases (atmosfera do solo). O conjunto de atributos pertinentes à matriz do solo e sua consequente relação com os mecanismos da solução e atmosfera do solo é estudada por atributos físicos que definem a qualidade física do solo.

### 2.3.1 Qualidade do Solo

Qualidade do solo é definida como a capacidade que o solo possui para exercer funções de produção biológica, qualidade do ambiente e promover saúde das plantas e dos animais de maneira sustentável (DORAN & PARKIN, 1994). A busca pela qualidade do solo inclui práticas que visam manter as propriedades físicas, químicas e biológicas em níveis ideais para cada uso.

Para avaliar a qualidade do solo Doran & Parkin (1994) sugerem que é necessário caracterizar os processos e as propriedades do solo que afetam sua capacidade produtiva, os quais chamamos aqui de indicadores. Um eficiente indicador deve ser sensível às variações do manejo, bem correlacionado com as funções desempenhadas pelo solo, capaz de elucidar os processos do ecossistema, ser compreensível e útil para o agricultor e, preferentemente, de fácil e barata mensuração (DORAN & ZEISS, 2011).

Os atributos mais amplamente utilizados como indicadores de qualidade física do solo, segundo Richart *et al.* (2005), são aqueles que levam em conta a profundidade efetiva de

enraizamento, a porosidade total e a distribuição e tamanho dos poros, a distribuição do tamanho das partículas, a densidade, a resistência à penetração das raízes, o intervalo hídrico ótimo, o índice de compressão e a estabilidade dos agregados. Muitos destes indicadores são afetados pelo teor de matéria orgânica do solo (MOS).

A matéria orgânica (MO) desempenha papel fundamental nas funções do solo, pode ser modificada em função do uso desse recurso natural e por isso é considerada um bom indicador de sua qualidade (DORAN & PARKIN, 1994). A eficácia dos compostos para melhorar ou recuperar o condicionamento ou qualidade física do solo pode ser determinada pela comparação de medidas dos parâmetros indicadores com faixas ótimas estabelecidas e/ou limites críticos e/ou solo em condições naturais (REYNOLDS *et al.*, 2002).

Propriedades físicas do solo como densidade do solo, porosidade e estabilidade de agregados são componentes importantes da qualidade do solo e suas mudanças com o tempo podem determinar a sustentabilidade do solo (XIN *et al.*, 2016). Alterações documentadas nas propriedades físicas de solos alterados por composto incluem densidade do solo, taxa de infiltração, condutividade hidráulica, conteúdo de água, estabilidade de agregados e porosidade (KRANZ *et al.*, 2020).

Cannavo *et al.* (2014) ao adicionar composto de resíduo orgânico urbano ao solo observaram que a densidade do solo se elevou chegando a  $1,48 \text{ g cm}^{-3}$  ao final de 5 meses e a  $1,63 \text{ g cm}^{-3}$  ao final de 60 meses. Os autores atribuíram esse fato ao assentamento das partículas devido à circunstância de ter ocorrido tanto em tratamentos quanto no controle.

### **2.3.2 Floculação da argila**

As partículas sólidas que compõem o solo possuem cargas eletroquímicas que podem ser constantes quando originadas de substituições isomórficas, e variáveis quando derivadas de reações entre os íons  $\text{H}^+$  e átomos de O na superfície das partículas (dependentes do pH). Os argilominerais do tipo 2:1 possuem cargas negativas permanentes, enquanto argilominerais do tipo 1:1, colóides orgânicos e hidróxidos de Fe e de Al, possuem cargas variáveis dependentes do pH.

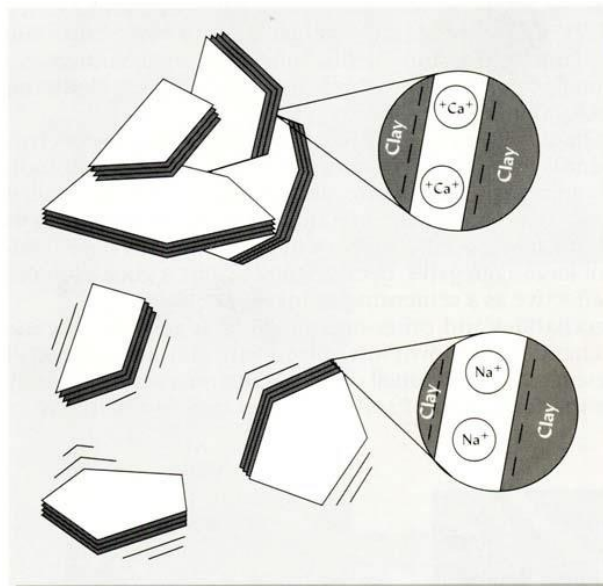
Em solos com predomínio de cargas elétricas variáveis, há um determinado pH no qual o número total de cargas elétricas negativas, incluindo as permanentes e as dependentes do pH, é igual ao número total de cargas elétricas positivas. Quando isso acontece a carga elétrica líquida do solo é zero e esse pH é denominado ponto de carga zero (PCZ) (ERNANI, 2016).

Propriedades eletroquímicas, como o PCZ, dependem do tipo de colóide e são influenciadas por diversos fatores, especialmente pelas modificações nos teores de carbono e no pH do solo (RHEINHEIMER *et al.*, 1998).

As substâncias húmicas presentes em compostos orgânicos, que podem permanecer no solo por mais de um milênio, diminuem o PCZ e aumentam as cargas negativas do solo (Oades *et al.*, 1989; Siqueira *et al.*, 1990; Stevenson, 1994). Estas alterações químicas podem influenciar a floculação e a dispersão das partículas, que dependem da interação eletrostática entre elas (El-Swaify, 1973).

A floculação ocorre quando partículas de argila se aproximam o suficiente de forma que os cátions presentes na solução do solo atraiam as cargas negativas das partículas e formem as “pontes de cátions”, que mantêm as partículas unidas. Outro mecanismo de floculação ocorre quando as cargas positivas existentes nas bordas das partículas de argila atraem as cargas negativas presentes nas superfícies planas destas partículas (Figura 2) (BRADY & WEILL, 2013).

Figura 2 - Representação da função dos cátions na floculação da argila.



Fonte: Brady & Weil (2013).

Quando íons monovalentes são adsorvidos, especialmente o  $\text{Na}^+$  que possui raio hidratado relativamente grande, as forças de atração não são capazes de superar as forças de repulsão e assim, as partículas de argila não se aproximam o suficiente para que ocorra a floculação criando uma condição de dispersão.



Em termos práticos, com a adição de resíduo orgânico ao solo há o incremento de matéria orgânica o que pode afetar o mecanismo de floculação da argila em razão do aumento de cargas negativas. Neste caso é importante a presença ou adição de grandes quantidades de cátions polivalentes para evitar a dispersão.

Por outro lado, pode ser causada por forças de atração de van der Waals que surgem de variações nos campos eletromagnéticos dos átomos dos minerais. Apesar de possuir forças fracas e de curto alcance, quando ocorrem grandes quantidades de pares atômicos alinhados a força resultante é maior e as partículas podem se aproximar e flocular (AZEVEDO & BONUMÁ, 2004).

### **2.3.3 Agregação do solo**

Agregados são componentes da estrutura do solo e, portanto, de suma importância na manutenção da porosidade e aeração, na infiltração de água, no controle dos processos erosivos e no crescimento das plantas e da população microbiana (OADES, 1984; DEXTER, 1988). Partículas primárias como areia, silte e argila permanecem unidas entre si pela ação de forças de adesão/coesão e por agentes cimentantes formando grupos maiores. Quando partículas se unem mais fortemente umas às outras, em relação às partículas vizinhas, passam a ser chamadas agregados.

Para a formação do agregado é necessário que os coloides do solo se encontrem floculados e que todos os componentes do agregado sejam posteriormente estabilizados por algum agente cimentante (HILLEL, 1998). São considerados agentes cimentantes: argila ou outros materiais coloidais, matéria orgânica, óxidos de Fe e Al, silicatos e carbonatos de Ca e Mg.

Dentre os agentes cimentantes a matéria orgânica se destaca por suas propriedades. O aumento da estabilidade dos agregados está intimamente relacionado com a capacidade da matéria orgânica de formar ligações argilo-metal-húmicas (EDWARDS & BREMNER, 1967). Com isso, os agregados também fornecem proteção física ao carbono orgânico (SIX *et al.*, 2004) o que contribui para sua estabilidade.

Os compostos orgânicos participam das ligações entre partículas individuais do solo, atuando como agentes cimentantes das unidades estruturais pelas suas diversas características de superfície (LIMA *et al.*, 2003). Autores como Salton *et al.* (2008) indicam que há correlação

direta entre conteúdo de matéria orgânica e estabilidade de agregados. Já Boix-Fayos *et al.* (2001) ressaltam também a contribuição da fração argila na agregação do solo.

Segundo Malkawi *et al.* (1999) a matéria orgânica pode influenciar a agregação do solo de pelo menos três maneiras. Em primeiro lugar as substâncias orgânicas servem como agentes de ligação para a coesão de partículas de argila, através de ligação de hidrogênio e coordenação com cátions polivalentes. Em segundo lugar, materiais orgânicos gelatinosos cercam as partículas de solo e as mantêm juntas através de cimentação ou ação de encapsulamento. Em terceiro lugar, as partículas do solo são mantidas juntas através de um emaranhamento de hifas fúngicas e raízes de plantas microscópicas.

Os agregados podem ser classificados quanto ao tamanho, de acordo com a teoria da hierarquização de agregados (Tisdall e Oades, 1982), em cinco grupos ( $< 2 \mu\text{m}$ ; 2 a  $20 \mu\text{m}$ ; 20 a  $250 \mu\text{m}$ ; 250 a  $2.000 \mu\text{m}$ ; e  $> 2.000 \mu\text{m}$ ). Os menores que  $250 \mu\text{m}$  são denominados microagregados e os maiores, macroagregados, sendo cada agregado formado pela união dos agregados da classe que vem logo abaixo, seguindo, assim, uma ordem hierárquica. Conforme seus tamanhos, cada classe será unida por diferentes agentes cimentantes.

Aglomerados são a menor união que ocorre em partículas de argila interagindo com óxidos de Fe ou Al e polímeros orgânicos na menor escala. Estes aglomerados organo-argílicos são ligados às superfícies das partículas de húmus e partículas minerais de menor tamanho (BRADY & WEIL, 2013)

Um submicroagregado consiste de partículas finas de silte cobertas com matéria orgânica e pequenas partes de plantas e microorganismos, cobertas e/ou unidas por arranjos ainda menores de argila, húmus, e óxidos de Fe ou Al.

Um microagregado consiste principalmente de partículas de areia fina e pequenos aglomerados de silte, argila e substâncias orgânicas unidas por pelos radiculares, hifas de fungos e gomas produzidas por microrganismos. Estão dentro das unidades estruturais realizando a função de retenção de água disponível às plantas, mobilidade da água por capilaridade e habitat para raízes mais finas.

Um macroagregado é composto por microagregados e são unidos principalmente por uma rede de hifas de fungos e raízes finas. Fazem parte da unidade estrutural do solo e assim, tem por função a drenagem da água gravitacional, a difusão de gases, espaço para acomodar as raízes e habitat de certos animais do solo.

Como se pode ver, a união das diferentes classes de tamanhos forma os agregados e estes formam a estrutura do solo. Sua resistência no solo é denominada estabilidade, que depende do tipo de uso e manejo do solo, sendo principalmente afetada pela textura, mineralogia, quantidade e tipo de matéria orgânica (ALMEIDA *et al.*, 2014), que compreende o principal resultante dos processos de reciclagem de resíduos orgânicos.

#### **2.3.4 Matéria Orgânica do Solo**

A matéria orgânica é uma mistura complexa de compostos orgânicos derivados da decomposição de plantas, animais e microrganismos, como também seus resíduos metabólicos em diferentes estágios de decomposição, constituídos por associações de compostos de carbono em diferentes graus associados com as fases minerais do solo (ZANDONADI *et al.*, 2014).

É um atributo importante da qualidade do solo, pois é sensível a modificações pelo manejo do solo e influencia a infiltração, retenção de água e susceptibilidade à erosão entre outros atributos (CONCEIÇÃO *et al.*, 2005). Em altas doses de matéria orgânica, Robin *et al.* (2018) sugerem que aumenta a tolerância das plantas à seca.

As modificações ocorridas no solo decorrentes da adição de matéria orgânica podem ser avaliadas a partir do fracionamento granulométrico da MOS devido à maior sensibilidade dessas frações frente ao manejo. É uma determinação que avalia a qualidade do solo, principalmente em curto período (CONCEIÇÃO *et al.*, 2005).

A matéria orgânica do solo contém mais carbono orgânico do que a vegetação global e a atmosfera combinada (LEHMANN & KLEBER, 2015). O carbono representa em média 58% da MOS, por isso, a determinação dos teores de carbono no solo pode ser utilizada para estimar a quantidade da fração orgânica no solo (NANZER *et al.*, 2019). A qualidade da MOS está intrinsecamente associada à distribuição das suas frações no solo (SALTON *et al.*, 2011).

A MOS é composta principalmente por duas frações distintas: Matéria Orgânica Particulada e Matéria Orgânica Associada aos Minerais (COTRUFO *et al.*, 2019). O fracionamento granulométrico da MOS (CAMBARDELLA & ELLIOTT, 1992) consiste na separação das duas frações orgânicas em carbono orgânico particulado (CO<sub>p</sub>) e carbono orgânico associado aos minerais (CO<sub>am</sub>).

O CO<sub>p</sub> é a fração da MOS separada por dispersão e peneiramento do solo associada à fração areia (CO<sub>p</sub>>53µm), sendo caracterizado como partículas derivadas de resíduos de

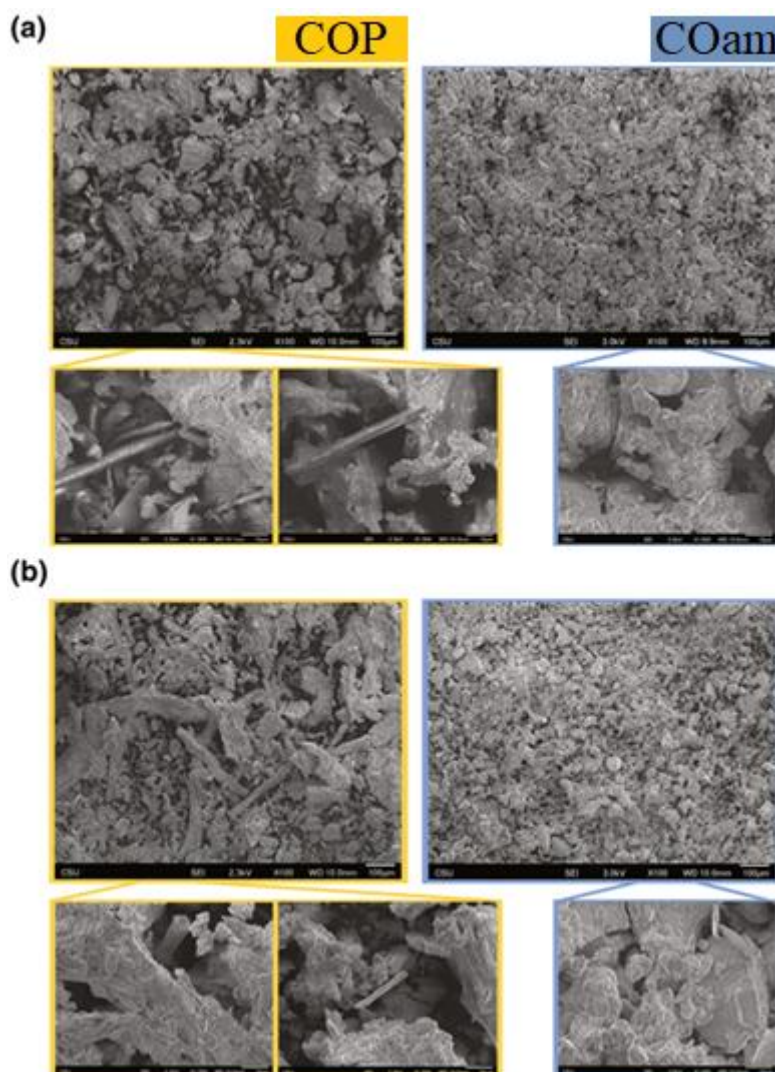
plantas e hifas com estruturas celulares reconhecíveis, cuja permanência no solo está condicionada à proteção física desempenhada por agregados (GOLCHIN *et al.*, 1994).

O COam é a fração da MOS associada às frações silte e argila do solo (COam<53µm), sendo definida como a fração da MOS que interage com a superfície de partículas minerais, formando os complexos organo-minerais, e protegida pelo mecanismo de proteção coloidal (CHRISTENSEN, 1992). Os estoques de COT são compostos em mais de 80% por COam (NICOLOSO, 2005).

A formação do COp e COam ocorre através de uma decomposição contínua, na qual o COp representa grandes polímeros estruturais e é progressivamente despolimerizado até mineralizar em CO<sub>2</sub> (LEHMANN & KLEBER, 2015). Durante o processo de decomposição o COp pode ser estabilizado por oclusão em agregados ou pela ligação de produtos de despolimerização em superfícies minerais formando COam (LEHMANN & KLEBER, 2015).

A diferença definitiva entre eles é que o COam é protegido da decomposição pela associação com os minerais do solo, enquanto este mesmo processo não ocorre com o COp (Figura 3). As associações minerais incluem ligações químicas entre MOS e superfícies minerais e oclusão dentro de microporos ou pequenos agregados (<50-63 µm), que tornam o MOS menos acessível aos decompositores e suas enzimas (LAVALLEE *et al.*, 2020).

Figura 3 - Imagens de microscopia eletrônica de varredura de matéria orgânica particulada (COp; esquerda) e associada ao mineral (COam; direita), incluindo visões gerais maiores e detalhes mais próximos, de (a) floresta e (b) pastagens.

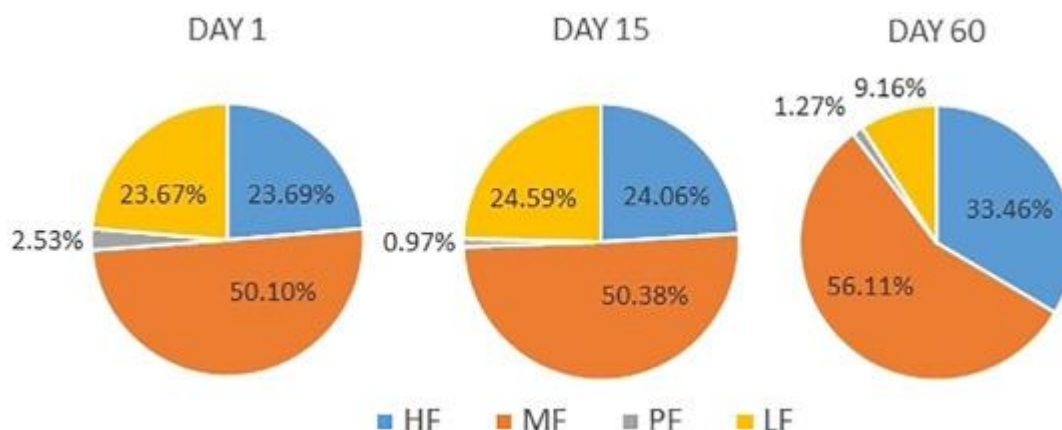


Fonte: Lavallo *et al.* (2019).

O COam é a fração recalcitrante da MOS, pois fica dentro dos microagregados protegida dos microrganismos, enquanto o COp, por ser a fração maior, atua na união dos microagregados formando os macroagregados.

Durante o processo de compostagem a matéria orgânica passa por diferentes estágios em que ocorrem o consumo de carbono pelos microrganismos. De modo geral, para todos os compostos, a redução do COT é mais expressiva no início da compostagem, decrescendo ao final do processo devido à mineralização da matéria orgânica (SILVA *et al.*, 2009). Pereira *et al.* (2018) avaliaram parâmetros químicos e presença de COp e COam no composto de resíduo que continham principalmente frutas e vegetais, e restos de podas de árvores (figura 4).

Figura 4 - Proporções relativas entre as frações da matéria orgânica: mineral (MF), leve (LF), particulada (PF) e pesada (HF) durante o período de compostagem.



Fonte: Pereira *et al.*, 2018.

O fracionamento realizado por Pereira *et al.* (2018) separa o COp em 3 frações (mineral - MF, leve - LF e particulada - PF), todas frações maiores que 53  $\mu\text{m}$ , e apresenta o COam, ou seja, a fração menor que 53  $\mu\text{m}$  com a denominação de Fração Pesada (HF).

O pH do composto estabilizou a 7,1 e a fração pesada aumentou de 24,0 para 33,5% entre os dias 15 e 60, o que indica que este é o destino final da matéria orgânica durante a compostagem. Assim, a figura 4 demonstra que em todo o processo de compostagem o COp é predominante e que com o passar do tempo de compostagem ele é consumido e transformado em COam.

A área superficial específica (ASE) do solo é afetada principalmente pelo teor de MOS, pela distribuição das frações granulométricas e pela mineralogia do solo (SILVA, 2019). Ou seja, os processos que ocorrem no solo modificam sua composição e suas propriedades. Dessa forma, o teor de carbono orgânico no solo pode alterar diretamente a ASE e indiretamente as demais propriedades físicas relacionadas a ela. É encontrado em diversas literaturas a relação crescente entre matéria orgânica, teor de argila e área superficial específica do solo (ERSAHIN *et al.*, 2006; DOLINAR, 2012; LIU *et al.*, 2020).

A ASE é um importante parâmetro que influencia numerosos processos físicos e químicos, dentre eles a quantidade de água adsorvida no solo uma vez que reveste as partículas do solo como uma fina película de água (RESURRECCION *et al.*, 2011). A superfície das partículas do solo é o principal local para a adsorção de íons ou moléculas e está intimamente relacionada à disponibilidade de nutrientes e água para o crescimento das plantas (LIU *et al.*, 2020)

### 2.3.1 Densidade de Partículas e Densidade do Solo

Enquanto a ASE é um atributo relacionado a área das partículas, a densidade de partículas ( $D_p$ ) é relacionada à massa das partículas, sendo assim uma propriedade inerente à composição do solo. Varia em razão da mineralogia e do teor de matéria orgânica (MELLONI *et al.*, 2013) e não é relacionada aos espaços vazios. É uma importante informação para auxiliar a identificação dos minerais e do grau de intemperismo do solo.

A matéria orgânica com uma densidade de partículas de 0,9 a 1,3  $Mg/m^{-3}$  é menos densa que minerais do solo (BRADY & WEIL, 2013) com  $D_p$  próximo de 2,65  $Mg/m^{-3}$ , assim o aumento no seu conteúdo diminui a  $D_p$  média dos solos.

Ao contrário, a densidade do solo ( $D_s$ ) está relacionada aos espaços vazios e reduz com o uso de fertilizantes orgânicos devido à grande quantidade de matéria orgânica e sua menor massa volumétrica que o solo (DADASHI *et al.*, 2019).

Segundo Kranz *et al.* (2020) dezoito estudos revisados por pares relataram os efeitos da incorporação de composto na densidade de solos urbanos e todos relataram redução na densidade do solo em comparação com um controle. Os resultados encontrados por Abdi *et al.* (2018) indicaram que o aumento do teor de matéria orgânica diminui a densidade máxima do solo e aumenta o teor ótimo de umidade, parâmetros obtidos no teste de Proctor.

Leroy *et al.* (2008) encontraram relação inversa entre densidade do solo e porosidade total, sendo que a densidade reduziu enquanto a porosidade total aumentou com composto e esterco em comparação com solo que recebeu fertilizante mineral ou não recebeu fertilizante.

### 2.3.2 Porosidade do Solo

Por se tratar de um sistema trifásico, em um determinado volume de solo há a presença de partículas sólidas, ar e água. Os espaços reservados para os fluidos dependem do arranjo entre as partículas sólidas que formam a estrutura do solo e conseqüentemente o espaço livre determinado de porosidade do solo.

O sistema poroso é constituído por poros de diferentes tamanhos que podem ser classificados em classes, as quais desempenham diferentes funções. Klein & Libardi (2002), classificam como macroporos os poros com diâmetro maior que 0,05 mm (que perdem a água em tensões maiores que 6 kPa) e microporos aqueles com diâmetro menor que 0,05 mm (que retêm água quando submetido a tensão de 6 kPa).

Os criptoporos, segundo Klein (1998), são aqueles poros que retêm água mesmo quando submetidos à tensão de 1500 kPa. Desta forma, o volume de criptoporos é igual a umidade

volumétrica na tensão de 1500 kPa, umidade denominada de ponto de murcha permanente. Nesta tensão a retenção de água se dá, principalmente, por adsorção e, portanto, o diâmetro dos poros deve ser denominado como diâmetro equivalente, já que a água retida está recobrando a superfície das partículas (adsorção) e não necessariamente dentro de poros (capilaridade).

As modificações na estrutura do solo têm sido frequentemente quantificadas através da caracterização da porosidade e distribuição dos poros, uma vez que estes determinam as propriedades físicas mais importantes para o crescimento das plantas (GIUSQUIANI *et al.*, 1995). Quanto maior a porosidade total maior a capacidade de retenção de água, embora, parte desta água possa drenar com a força da gravidade. Aumento da densidade do solo se dá pela redução da porosidade, alteração que pode diminuir a capacidade de retenção de água e gases (BRADY & WEIL, 2013).

Em experimento com resíduo urbano compostado Aggelides e Londra (2000) observaram aumento da porosidade total de 33% em solo siltoso e 10% em solo argiloso para a dose de composto de 300 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup>. Demais autores também relataram aumento da PT quando adicionado resíduo orgânico pela adição de MOS e melhora na estrutura do solo (GLAB *et al.*, 2020), DADASHI *et al.* 2019, RECH *et al.* 2018, GIUSQUIANI *et al.* 1995). Arruda *et al.* (2010) observaram que o volume de macroporos variou entre 0,12 a 0,15 m<sup>3</sup>m<sup>-3</sup> na média de diferentes camadas, quando aplicado dejetos suíno a um Latossolo.

### 2.3.3 Água no Solo

O espaço poroso existente no solo acomoda líquidos e gases responsáveis por processos físicos, químicos e biológicos essenciais à vida. A água em especial possui funções básicas como fornecimento às plantas e armazenamento de nutrientes. Estes processos influenciam consideravelmente quase todos os aspectos do desenvolvimento e comportamento do solo, desde o intemperismo dos minerais à decomposição da matéria orgânica e também do crescimento das plantas à contaminação do lençol freático (BRADY & WEIL, 2013).

Dois são os processos que explicam a retenção da água num solo não saturado. No primeiro deles a retenção ocorre nos poros que desenvolvem o fenômeno da capilaridade, o qual está associado a uma interface curva água-ar. No segundo processo, a retenção acontece como filmes de água adsorvidas às superfícies dos sólidos do solo, pelo fenômeno da adsorção (LIBARDI, 2010). A capacidade de retenção de água é um dos fatores mais importantes do solo para o crescimento das plantas, pois influencia a ciclagem de nutrientes e a taxa de fotossíntese (MINASNY & MCBRATNEY, 2018). O conhecimento da umidade adequada para cada solo



pode reduzir o risco de danos estruturais e o uso de energia excessiva durante o preparo do solo (SØRENSEN *et al.*, 2014).

Khaleel *et al.* (1981) citaram numerosos estudos que encontraram aumento na capacidade de retenção de água com o aumento do teor de MOS após aplicações de resíduos orgânicos a longo prazo. Vários estudos também relataram que a capacidade de retenção de água ou a porosidade total era maior em solos que receberam material orgânico (EDEN *et al.*, 2017).

A retenção de água em um solo é expressa pela curva de retenção de água (CRA) que relaciona a umidade com o potencial matricial ( $-\Psi_m$ ) em que aquele volume de água está retido (BORTOLINI, 2016). A CRA apresenta várias utilidades no manejo do solo como o balanço de água no solo, disponibilidade de água às plantas, infiltração, cálculo da umidade correspondente à capacidade de campo, ao ponto de murcha permanente e a capacidade de água disponível (BARRETO *et al.*, 2011).

Enfatizando o conceito de VEIMEHYER & HENDRICKSON (1949), a capacidade de campo (CC) é definida como a quantidade de água retida pelo solo depois que o excesso tenha sido drenado. E o ponto de murcha permanente (PMP) como aquele em que o conteúdo de água no solo ocasiona às plantas perdas de turgescência das folhas e dessa murcha não se recuperam quando colocadas num ambiente escuro e saturado (KLEIN, 2008). A capacidade do solo em disponibilizar água às plantas se refere ao volume de água disponível (AD), o qual é calculado pela diferença entre a CC ( $\psi_m$  de -10 ou -33 kPa) e o PMP ( $\psi_m$  de -1500 kPa) (BORTOLINI, 2016).

Em altas tensões (solo mais seco) a retenção se relaciona principalmente à textura e mineralogia dos solos. Enquanto em baixas tensões (solo úmido) a retenção também está associada à estrutura e porosidade do solo. A matéria orgânica afeta mais fortemente o conteúdo de água em tensões mais baixas em comparação com altas tensões (RAWLS *et al.*, 2003).

Khaleel *et al.* (1981) citaram vários estudos que observaram aumento na retenção de água com o aumento do conteúdo de CO do solo após aplicações de resíduos orgânicos de longo prazo.

Outro indicador de qualidade do solo é a condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ), que afeta a infiltração e a drenagem do excesso de água. Maior condutividade hidráulica ocorre quando o solo está saturado e é denominada de condutividade hidráulica saturada (REICHARDT, 1990). Com o secamento do solo a condutividade hidráulica diminui até valores

que podem restringir o fluxo de água para as plantas. Isso se dá porque nesta condição o fluxo de água ocorre apenas naqueles poros que estão com água.

Estudos analisados por Kranz *et al.* (2020) relataram que com a adição e o aumento de matéria orgânica no solo favorece a formação de agregados estáveis e, com isso, aumenta a porosidade e a condutividade hidráulica saturada. Reynolds *et al.* (2015) obtiveram alta variação na média e no erro padrão da  $K_s$  durante 8 anos de adição de matéria orgânica ao solo, porém, enfatizam que a média geral de  $K_s$  aumentou com a taxa de adição de composto. Os resultados obtidos por Glab *et al.* (2020) confirmam a hipótese de que a adição de composto tem um impacto benéfico nas propriedades físicas e hidráulicas também em solos arenosos.

#### 2.4 MÉTODO LAGES DE COMPOSTAGEM

O método Lages de Compostagem (MLC), também conhecido como Minicompostagem Ecológica (MCE), difere do método tradicional por dispensar a preparação de leiras (GÜTTLER, 2019). Idealizado como um método de disposição de resíduo orgânico domiciliar, o MLC propõe a reciclagem *in loco* (no próprio local onde o resíduo orgânico foi gerado) para reduzir o volume destinado ao aterro sanitário. O método adotado na cidade de Lages (SC) teve grande aceitação devido à simplicidade e baixo custo de implantação.

Figura 5 - Canteiro de compostagem pelo Método Lages de Compostagem.



Fonte: Drumond (2016)

Figura 6 - Canteiro de compostagem pelo Método Lages de Compostagem.



Fonte: Drumond (2016)

Consiste em separar o resíduo orgânico produzido e o adicionar diretamente sobre o solo. Depois disto recebe uma cobertura de aproximadamente 10 cm de serragem, cinza, cortes de grama ou outro material que proteja este resíduo e diminua os odores que podem ocorrer no processo de decomposição. Após um período aproximado de 30 dias este local pode ser cultivado com hortaliças ou outras plantas de interesse (Figuras 5 e 6).

O MLC foi desenvolvido com o objetivo de dar um destino ambientalmente correto para o resíduo orgânico sem a necessidade de atender aos critérios elencados para o processo de compostagem citados anteriormente. Assim, se trata de uma reciclagem de resíduos orgânicos.

#### 2.4.2.1 Resultados da MLC

O experimento realizado por Güttler (2019) avaliou propriedades químicas do solo após a aplicação de 50, 100 e 150 kg m<sup>2</sup> de resíduo reciclado pelo MLC comparado a adubação mineral e a testemunha. Relatou o aumento do pH em CaCl<sub>2</sub> de 4,7 para 5,4 com a aplicação de uma dose. O teor de fósforo na camada superficial aumenta com o aumento da dosagem, passa de 164 mg dm<sup>-3</sup> na dose zero até 268 mg dm<sup>-3</sup> na dose de 160 kg resíduo m<sup>-2</sup>. Os teores de potássio apresentaram aumento linear na concentração com o aumento da dose. Já a concentração de Cálcio apresenta redução linear, relacionada ao aumento de Potássio. O

Magnésio apresentou concentrações crescentes em todas as camadas por ser facilmente lixiviado.

O desenvolvimento das culturas de rúcula e alface também foram diferentes para cada dose de resíduo. No desenvolvimento da rúcula o autor observou maior peso seco no tratamento com  $80 \text{ kg m}^{-2}$  e menor no tratamento com  $160 \text{ kg m}^{-2}$ . A maior dose resultou em camada de resíduo de 27 cm, considerada muito espessa, o que dificultou o manejo e aeração deste. Porém após 2 meses de experimento foi observado que este tratamento produziu mais que o dobro de matéria seca em relação à testemunha.

Assim, todos estes estudos relatados indicam melhorias em propriedades químicas do solo e na produtividade de hortaliças quando o resíduo é reciclado de forma adequada.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi conduzido na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) no Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), no município de Lages, Santa Catarina (coordenadas geográficas 50°18'10,80" O; 27°47'31,82" S), com altitude geométrica de 920 metros (SIRGAS 2000), durante o período de janeiro a setembro de 2019 em casa de vegetação.

#### 3.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS DOS SOLOS

Foram coletadas amostras do horizonte superficial (0-20 cm) de dois solos característicos da região de Lages – SC, de área não agrícola na data de 27/08/2018.

O primeiro, classificado como Cambissolo Húmico Distrófico, coletado na fazenda Pedras Brancas, coordenadas geográficas 27°50'59"; 50°12'12". O segundo, um Nitossolo Bruno Distrófico, coletado próximo à localidade de Salto Caveiras, coordenadas geográficas 27°47'13"; 50°26'17", com características químicas descritas na tabela 2.

Tabela 2 - Propriedades químicas dos solos.

	Cambissolo	Nitossolo
Matéria Orgânica (%)	2,7	3,5
Carbono Orgânico (%)	1,6	2,0
pH H <sub>2</sub> O	4,9	4,2
t (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	3,6	4,6
Ca (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,0	0,8
Mg (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	0,6	0,5
Al (cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )	1,9	3,2
Areia (%)	69	16
Silte (%)	10	28
Argila (%)	21	66

Fonte: Laboratório de rotina CAV UDESC (2019).

Os solos foram peneirados em malha 8 mm para retirada de cascalhos e torrões e disposto sobre uma lona para secar ao ar. O pH foi corrigido com Calcário Dolomítico a partir do índice SMP, segundo o Manual de Adubação e Calagem do Solo para Santa Catarina e Rio Grande do Sul (EMBRAPA, 2004).

### 3.2 EXPERIMENTO EM CASA DE VEGETAÇÃO

Foram testadas a aplicação do resíduo in natura diretamente sobre o solo com e sem minhocas. A aplicação do resíduo seguiu a mesma estrutura descrita e realizada por Güttler (2019).

Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado com dois solos (Cambissolo e Nitossolo); três tratamentos denominados (vermicompostagem; compostagem; e controle); e três ciclos. Cada início de ciclo uma nova camada de resíduo fresco era adicionada acima da camada já reciclada no ciclo anterior. Em cada ciclo o resíduo foi reciclado por 30 dias com aeração pontual, salvo ocasiões em que foi observado grande umidade e realizada maior aeração para manter as condições aeróbicas. Após esse período foi plantada a cultura da alface (*Lactuca sativa*) no primeiro e terceiro ciclo e rúcula (*Eruca vesicaria*) no segundo ciclo.

É importante ressaltar que, apesar de serem utilizados os termos “compostagem e vermicompostagem”, não foi realizado tratamento prévio do resíduo pelo método da compostagem tradicional. Foram estabelecidas quatro repetições por tratamento.

Dessa forma, o experimento em casa de vegetação ocorreu de janeiro a setembro de 2019 (Tabela 3).

Tabela 3 - Cronograma dos Ciclos.

Ciclo	Deposição Resíduo Fresco	Plantio da muda	Colheita da Hortaliça e amostras de Solo
1	07/01/2019	09/02/2019	20/03/2019
2	23/03/2019	25/04/2019	14/06/2019
3	21/06/2019	25/07	06/09/2019

Fonte: A autora (2020).

Foi utilizado resíduo orgânico proveniente do restaurante do Centro de Ciências Agroecológicas -CAV, do 1º Batalhão Ferroviário de Lages e do Laboratório de Fruticultura do CAV, composto basicamente por frutas, verduras e cascas de ovos. Esses resíduos foram armazenados em câmara fria até o volume necessário ser atingido. Em uma grande bacia os resíduos foram homogeneizados e cortados para que possuíssem tamanho uniforme (Figura 7).

Figura 7 -Homogeneização do resíduo para montagem das unidades experimentais.



Fonte: A autora (2020).

Três amostras do resíduo fresco foram coletadas para determinação da umidade e análise química elementar do mesmo, nos três ciclos. Foram retirados resíduos de carnes e caroços. A composição química do resíduo em cada ciclo é relatada na tabela 4. A umidade gravimétrica do resíduo no ciclo 1 foi de 87%, no ciclo 2 de 85% e no ciclo 3 de 87%.

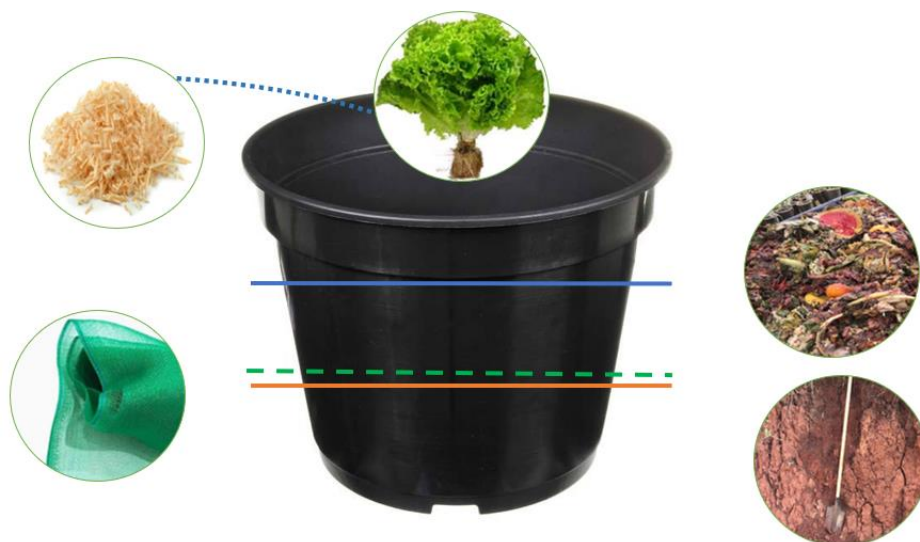
Tabela 4 - Análise química dos resíduos aplicados ao início de cada ciclo de cultivo.

	Ca	Mg	K	P	N	C	C:N	pH	CE
	----- % -----							(água)	mS cm <sup>-2</sup>
C1	0,69	0,33	1,66	0,23	2,08	64,4	30,9	5,1	13,3
C2	0,34	0,08	1,43	0,30	2,44	68,1	27,9	4,3	13,6
C3	2,40	0,36	1,70	0,30	1,83	60,0	32,8	5,6	12,1

Fonte: Laboratório de rotina CAV UDESC (2019).

Cada unidade experimental consistiu em um vaso de polietileno com capacidade para sete L. A montagem dos vasos, exemplificada pela figura 8, ocorreu na seguinte ordem: foram adicionados 3,0 kg de solo seco ao ar, de maneira que fosse utilizado metade da capacidade do vaso, em seguida inserida uma tela de malha fina para separar o solo do resíduo e não haver interferência física nas análises do solo. Acima da tela foram adicionados 80 kg m<sup>-2</sup> de resíduo, resultando em 3,5 kg de resíduo fresco por vaso, e por fim, acrescido de 100 g de serragem como cobertura por vaso. Esse volume foi escolhido por ser o menor proposto por Gütler (2019). Após 30 dias de reciclagem do resíduo foram plantadas as mudas de hortaliças, as quais foram conduzidas pelo período necessário até a colheita.

Figura 8 - Ilustração da montagem das unidades experimentais.



Fonte: A autora (2020).

Unidades de vermicompostagem receberam 25 minhocas no início do ciclo 1 e 20 minhocas nos ciclos 2 e 3. Unidades de compostagem receberam apenas resíduo. Unidades controle receberam adubação mineral com NPK seguindo as recomendações do Manual de Adubação e Calagem (2004). A temperatura do resíduo foi aferida duas vezes ao dia e calculada sua média diária. Em geral, mudas de alface e rúcula levaram de 30 a 40 dias para atingirem o ponto de colheita dependendo das condições de temperatura (Figuras 9 e 10).



Figura 9 - Unidades experimentais após o plantio da cultura.



Fonte: A autora (2020).

Figura 10 - Unidades experimentais sendo cultivadas com alface.



Fonte: A autora (2020).

Após esse período o resíduo foi coletado e determinada sua massa seca em cada ciclo. Amostras de solo com estrutura alterada e preservada foram coletadas e deu-se início às determinações de laboratório (Figura 11).

Figura 11 - Coleta de amostra de solo do tratamento vermicompostagem após o final do ciclo.



Fonte: A autora (2020).

### 3.3 DETERMINAÇÕES DE LABORATÓRIO

#### 3.3.1 Carbono Orgânico

Foi realizado o fracionamento granulométrico da MOS (CAMBARDELLA; ELLIOTT, 1992), obtendo-se o carbono orgânico particulado (CO<sub>p</sub>) e o carbono orgânico associado aos minerais (CO<sub>am</sub>). Para isso, foi utilizado 20 g de solo e 60 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5g L<sup>-1</sup>), os quais foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada por peneira de 53µm. O material retido na peneira (CO<sub>p</sub>) foi seco em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado em relação ao teor de C por combustão seca no analisador de carbono orgânico (TOC). O CO<sub>am</sub> foi obtido a partir da diferença entre o COT e o CO<sub>p</sub>.

#### 3.3.2 Teor de argila e Grau de Flocculação

Para a determinação da argila total (AT) foi empregado o Método da Pipeta descrito por Day (1965) e Gee & Bauder (1986), utilizando como dispersante químico o NaOH. A argila dispersa em água (AN) foi determinada utilizando como dispersante a água destilada. Foram obtidos os teores de argila dispersa em NaOH e em água, sendo o grau de flocculação (GF) da argila determinado pela equação 1.

$$GF = \frac{\text{Argila Total} - \text{Argila Natural}}{\text{Argila Total}} \quad \text{Equação 1}$$

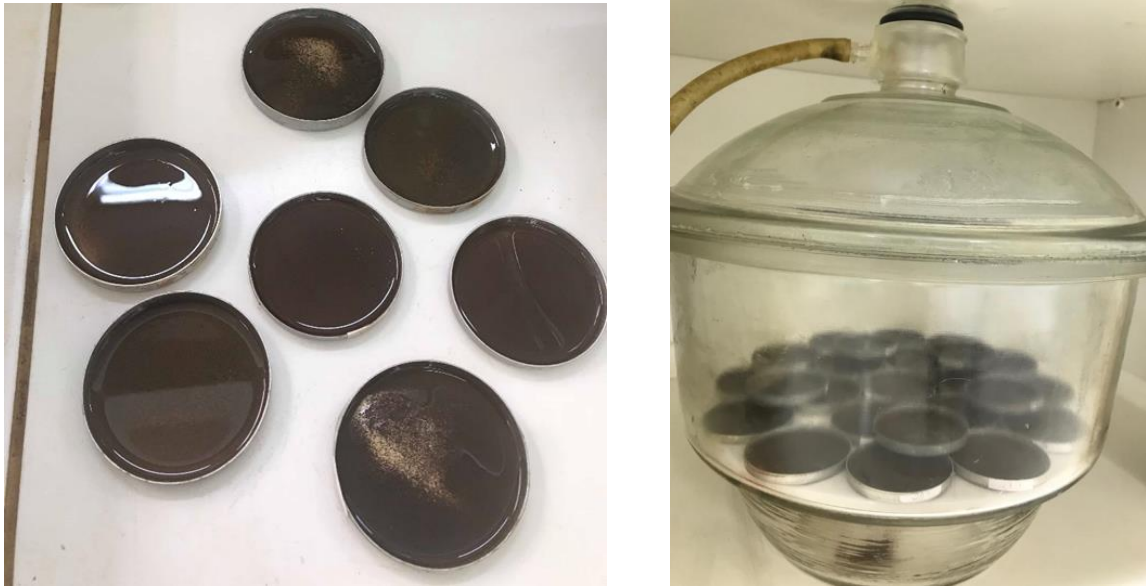
#### 3.3.3 Área Superficial Específica

Para determinar a área superficial específica (ASE) foi utilizado o Método do Éter Monoetil Etileno Glicol (EGME) (CARTER *et al.*, 1986) (Figura 12) calculada através da equação 2:

$$ASE = \frac{W_a}{0,000286W_s} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: ASE é a área superficial específica em m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>; W<sub>a</sub> é o peso de EGME retido pela amostra em gramas (peso da suspensão final subtraído de W<sub>s</sub>); 0,000286 é peso de EGME requerido para formar uma camada monomolecular num metro quadrado de superfície (m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>) e W<sub>s</sub> é peso de solo inicialmente adicionado (g).

Figura 12 - Metodologia de ASE pelo método EGME.

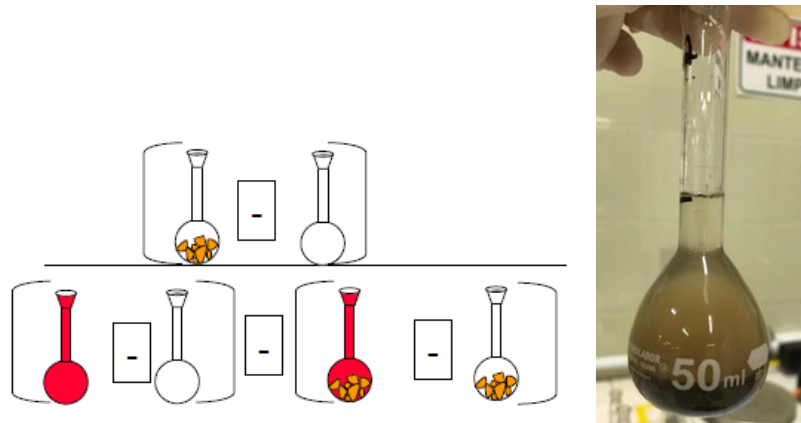


Fonte: A autora (2020).

### 3.3.4 Densidade de Partículas

A densidade de partículas ( $D_p$ ) foi determinada pelo método do balão volumétrico (EMBRAPA, 1997) conforme demonstrado na Figura 13.

Figura 13 - Ilustração do método do balão volumétrico.


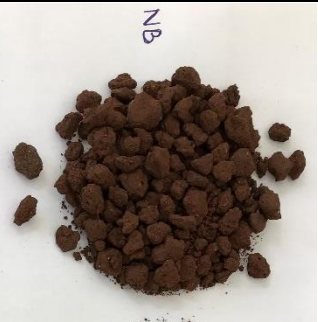








Fonte: A autora (2020).

### 3.3.5 Distribuição do Tamanho e Estabilidade de Agregados Estáveis Em Água

A estabilidade dos agregados foi realizada pelo método por via úmida padrão descrito por Kemper & Chepil (1965). Após coletar as amostras, os torrões maiores foram separados em frações menores e passadas pelo conjunto de peneiras de 8,0 e 4,76 mm. Sub-amostras de 25 g cada foram colocadas no aparelho de oscilação vertical colocando os conjuntos de peneiras pela seguinte ordem decrescente de tamanho: 4,76; 2,00; 1,00 e 0,250 mm (Figura 14).

Figura 14 - Ilustração de solos após peneiramento em via úmida.

Classe	Peneiras, mm	Cambissolo Húmico	Nitossolo Bruno
Classe 1	8,0 - 4,76.		
Classe 2	4,76 - 2,00		
Classe 3	2,00 - 1,00		
Classe 4	1,00 - 0,250		

Fonte: A autora (2020).

O material retido em cada peneira foi transferido para latas de alumínio, previamente pesadas e secas em estufa de circulação de ar a 105 °C por 24 h. O DMG foi calculado como proposto pela metodologia.

### 3.3.6 Densidade do solo e Porosidade

A densidade do solo ( $D_s$ ) foi determinada pelo método do cilindro volumétrico, pela diferença entre as densidades de solo seco e úmido, em amostras com estrutura preservada. A capacidade de campo foi determinada em mesa de tensão de areia a 1 kPa. O volume de microporos foi determinado em mesa de tensão de areia à tensão de 6 kPa. O volume de macroporos foi obtido pela diferença entre o volume total de poros e o de microporos. A porosidade total (PT) foi calculada pela equação 3 (EMBRAPA, 1997).

$$PT(\%) = 1 - \left[ \frac{\text{Densidade do solo}}{\text{Densidade de partículas}} \right] * 100 \quad \text{Equação 3}$$

As amostras com estrutura preservada foram saturadas e submetidas à tensão de 1500 kPa em Câmaras de Richards para determinação do volume de Criptoporos e de Água Disponível.

### 3.3.7 Condutividade Hidráulica Saturada e Resistência à Penetração

Após determinar densidade e porosidade, as amostras foram novamente saturadas para determinar a condutividade hidráulica saturada (Ks) em permeâmetro de carga variável (Figura 15) a partir da metodologia descrita por (GUBIANI *et al.*, 2010).

Figura 15 - Permeâmetro de carga variável para determinar a condutividade hidráulica saturada.

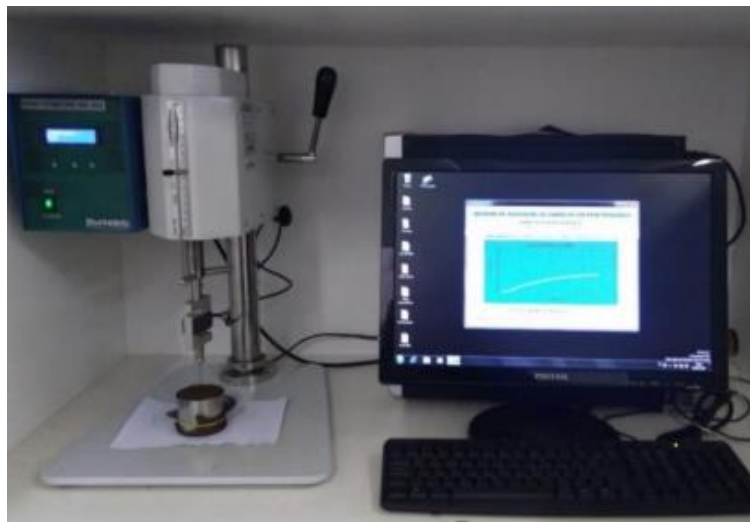


Fonte: ANDOIGNINI (2019).

Para a Resistência à penetração (RP), as amostras com estrutura preservada foram saturadas e colocadas em mesa de tensão de areia a 10 kPa para que estivessem com umidade uniforme. Foi, então, realizado o ensaio pelo aparelho de bancada marca Marconi, modelo MA 933 (Figura 16) equipado com cone de 3,0 mm de diâmetro, o qual foi introduzido nas amostras até a profundidade de 2,5 cm, mantendo velocidade de medição constante em 30 mm min<sup>-1</sup> e leituras a cada 1s, com registros automáticos que geram uma série de dados para cada amostra.

Destes dados, foram excluídos os valores de 0 a 1 cm e os demais geraram um valor médio de cada amostra.

Figura 16 - Penetrômetro de bancada.



Fonte: ANDOIGNINI (2019).

Por fim, foram secas em estufa de circulação de ar a 105°C por 24h.

### 3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os resultados referentes às propriedades químicas e físicas do solo foram submetidos ao teste de normalidade Shapiro-Wilk. Atendido os pressupostos de normalidade foi calculada a Análise da Variância através do modelo linear generalizado (GLM) com o auxílio do programa estatístico SAS. Para as variáveis com efeito significativo as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a um nível de significância de 5%. Os dados foram submetidos à análise de correlação de Pearson com nível de significância de 5%, sendo a interpretação para cada valor de p expressos na tabela 5.

Tabela 5 - Interpretação dos valores de p da correlação de Pearson.

P (+ ou -)	Interpretação
0 a 0.19	Muito fraca
0.20 a 0.39	Fraca
0.40 a 0.69	Moderada
0.70 a 0.89	Forte
0.90 a 1.00	Muito forte

Fonte: Elaborado pela autora (2020).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 PROCESSO DE COMPOSTAGEM

A temperatura não diferiu nos tratamentos compostagem e vermicompostagem, como demonstrado na Figura 17. Como os ciclos ocorreram em períodos diferentes, foi observada variação da temperatura entre os três ciclos.

No primeiro dia após a montagem dos vasos e adição dos resíduos orgânicos foi observado o pico da temperatura nos três ciclos (Ciclo 1 = 33°C, Ciclos 2 e 3 = 35°C). Apesar do ciclo 2 e 3 iniciarem com temperatura maior do que o ciclo 1, com o passar dos dias perderam calor. Este fato pode estar relacionado à sazonalidade, pois na região onde o estudo foi executado o clima possui estações bem definidas, decaindo a temperatura ambiente ao longo dos meses de execução de cada ciclo. É importante ressaltar que no Ciclo 1 os vasos foram cobertos com acícula de pinos, mais tarde substituída por serragem. Esta diferença no material depositado sobre os resíduos pode ter diminuído a temperatura inicial do ciclo 1 mesmo no período mais quente.

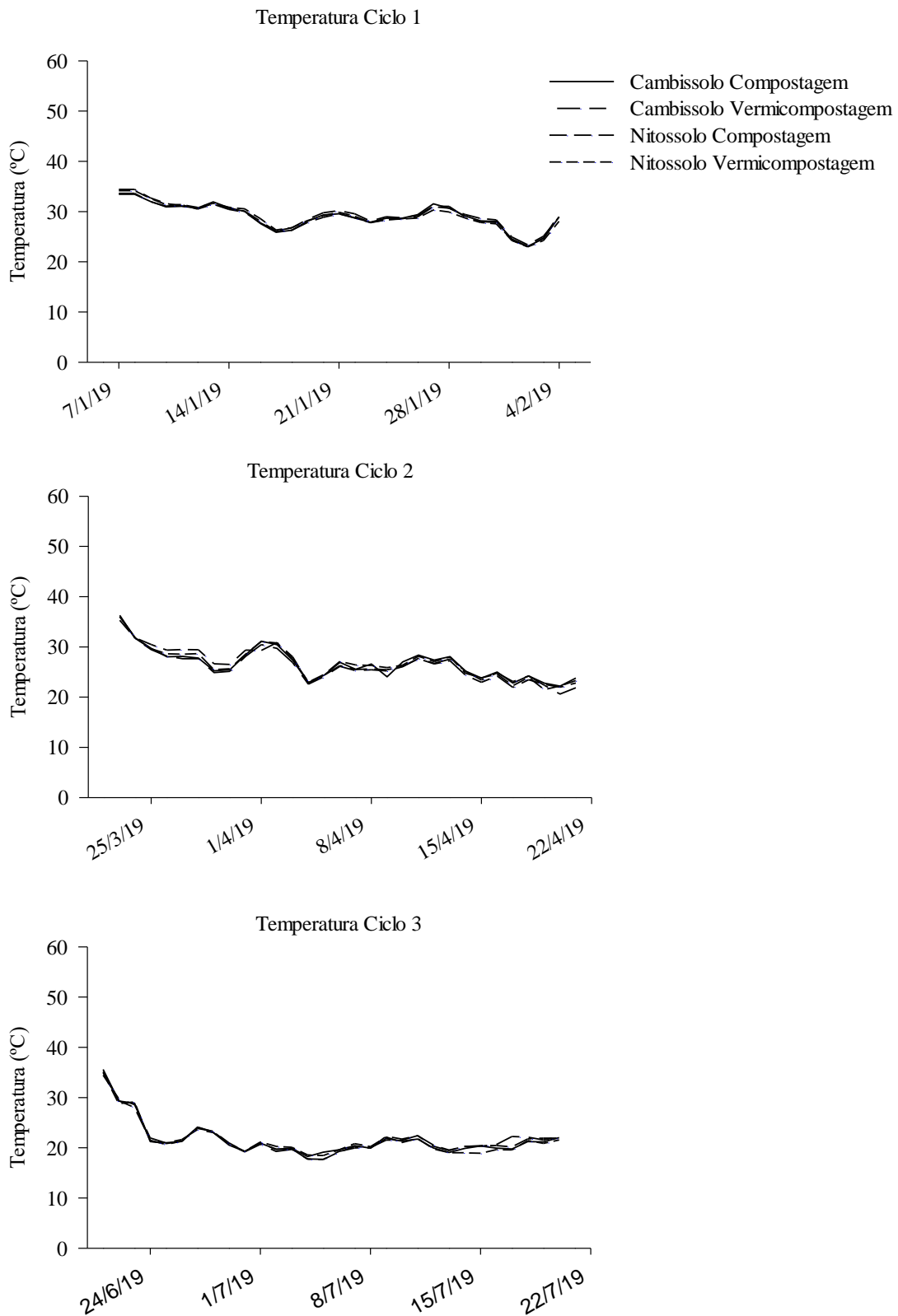
Durante o processo de compostagem a temperatura deve passar pela fase mesófila, seguida da elevação de temperatura, o que caracteriza a fase termófila e posterior queda até atingir temperatura ambiente. De modo geral, as curvas apresentam uma queda contínua da temperatura com o passar dos dias, de próximo a 40°C para 20°C, portanto não atingiram temperatura característica da fase termófila. Esta fase possui como principal função a eliminação de possíveis patógenos existentes no resíduo e, assim, sem a realização de análise laboratorial que confirme a ausência de patógenos, não é possível garantir esta condição para o resíduo em questão.

O material utilizado continha muitos resíduos de frutas, principalmente morangos e maçãs que proporcionaram elevada umidade (entre 86% e 87%) nos 3 ciclos. Como resultado, o resíduo liberou chorume o que aumenta a necessidade de aeração para evitar a anaerobiose e consequente comprometimento do processo. A necessidade de aeração, com maior frequência, pode ter ocorrido tanto pelo tipo de resíduo quanto por estar em um sistema fechado (vaso), ao contrário do que ocorre em canteiros onde o chorume pode se distribuir mais facilmente, como descrito por Güttler (2014). Já, na metodologia tradicional de compostagem, realizada por diversos autores, ocorre a incorporação de um resíduo estruturante para balancear a relação C/N, diminuir a umidade do resíduo e assim reduzir a frequência de aeração.



Vázquez *et al.* (2015) relataram que a compostagem doméstica pode ser adequada mesmo com alto teor de umidade (77%) e afirma que a temperatura em compostagem doméstica pode permanecer apenas alguns graus acima da temperatura ambiente, variando sazonalmente e de região para região. Por outro lado, o experimento conduzido por Nguyen *et al.* (2020) em condições similares (compostagem de resíduo de comida), a fase termófila iniciou no segundo dia (53°C) e se estendeu até o 6º dia quando realizada aeração diária do resíduo e até o 14º dia, quando realizada aeração uma vez a cada três dias, ou seja, com menor frequência de aeração, mais alto é o perfil da temperatura. Assim, considerando que a metodologia escolhida para a compostagem tem como objetivo o tratamento da fração orgânica do resíduo urbano, mesmo que a temperatura não tenha se elevado até a fase termófila e apresentado alta umidade, o produto final mostrou aspecto uniforme, de coloração marrom escuro e sem odor, atingindo o objetivo desejado.

Figura 17 - Temperatura do processo de compostagem e vermicompostagem do resíduo ao longo dos dias de cada ciclo.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

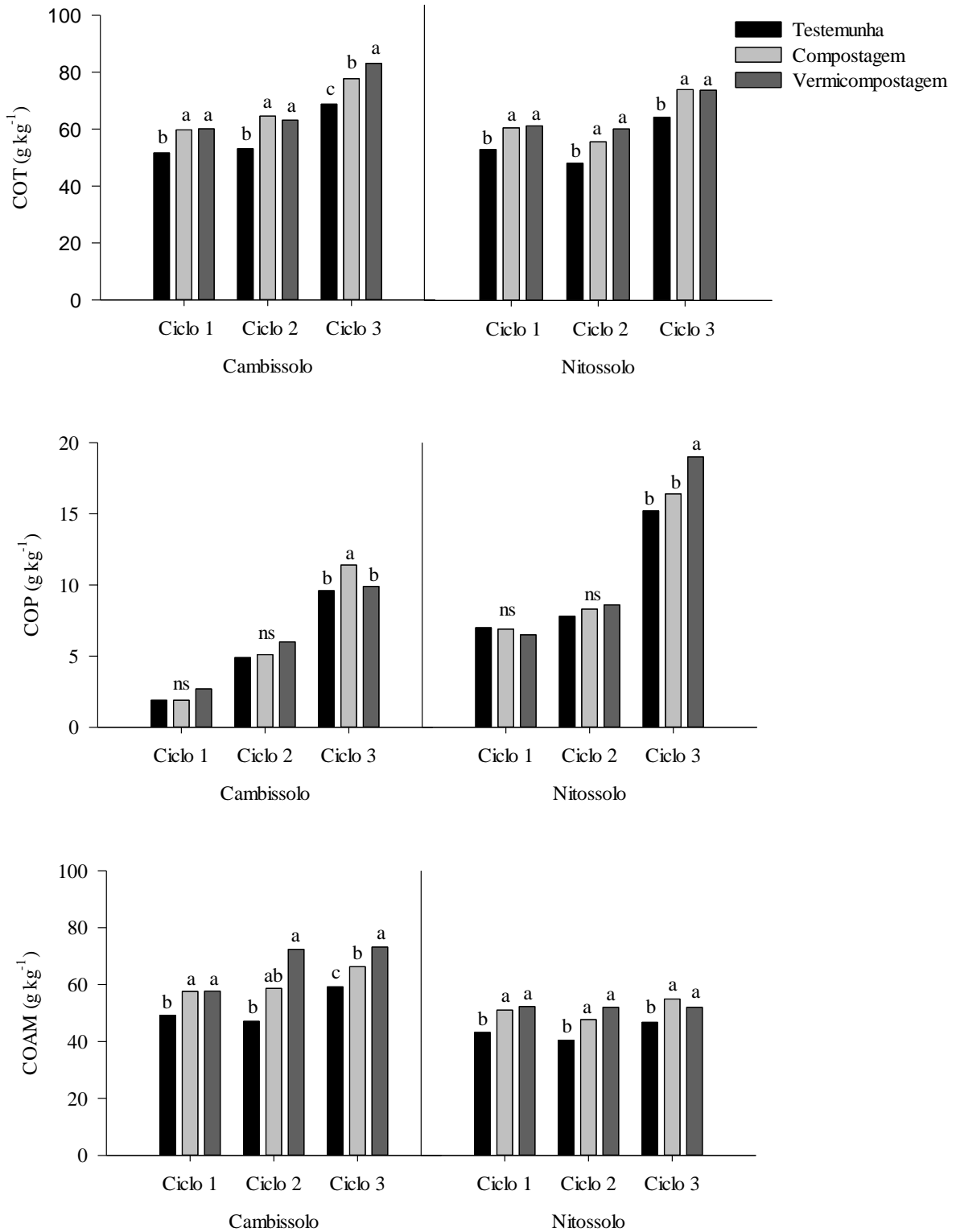
## 4.2 CARBONO ORGÂNICO TOTAL

Foi observado aumento no teor de COT dos tratamentos em relação à testemunha, em todos os ciclos e ambos os solos (figura 18). Após três ciclos o COT aumentou também nos vasos que não receberam resíduos, o que pode ser devido ao cultivo e à presença de hifas de fungos, haja vista que comportamento semelhante foi observado no COp, fração caracterizada pela presença destes tipos de partículas orgânicas. Baiano e Morra (2017) em experimento na Itália com adição de composto orgânico maduro, de resíduo municipal, em solo de textura franco-arenoso observaram aumento de 39% no COT ao solo, após 5 anos de aplicações, sendo que nos primeiros anos foi adicionado de 30 kg m<sup>-2</sup> e, depois do quarto ano, 15 kg m<sup>-2</sup>. Comparando o menor (testemunha Ciclo 1) com o maior teor (vermicompostagem Ciclo 3), foi verificado um incremento de 38% de COT ao final de 6 meses, refletindo que a elevada dose de resíduo proposta pelo método (80 kg m<sup>-2</sup>) resulta em uma rápida resposta ao aporte de carbono do solo.

Da mesma forma foi observado o comportamento do COam, fração do carbono que interage com a superfície das partículas e associada às partículas menores como silte e argila. Corroborando com os resultados obtidos por Nicoloso (2005) o COam compreende aproximadamente 90% do COT no Cambissolo e, por Conceição *et al.* (2005) para o Nitossolo, com participação entre 70 e 80%. Por outro lado, Nicoloso (2005) e Conceição *et al.* (2005) observaram que o COp foi mais sensível que o COam ao manejo. Contudo, o COp é em grande parte composto de fragmentos leves que são relativamente não decompostos, enquanto o COam consiste em moléculas únicas ou fragmentos microscópicos de material orgânico que foram lixiviados diretamente do material vegetal ou transformados quimicamente pela biota do solo (Lavalle *et al.*, 2019).

Dessa forma, como não houve a incorporação do resíduo ao solo, o contato do material orgânico se dá com maior intensidade pela lixiviação que favorece o aumento do COam e posterga a presença do COp no solo. Aliás, a matéria orgânica parcialmente decomposta, produzida durante o processo de compostagem também pode aumentar diretamente o COam como sugerido por Yu *et al.* (2012). De acordo com Carter (2002), a matéria orgânica adicional seria encontrada principalmente na fração COp somente depois que COam atingir um nível máximo.

Figura 18 - Teores de Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Orgânico Particulado (COP) e Carbono Orgânico Associado aos Minerais (COAm) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



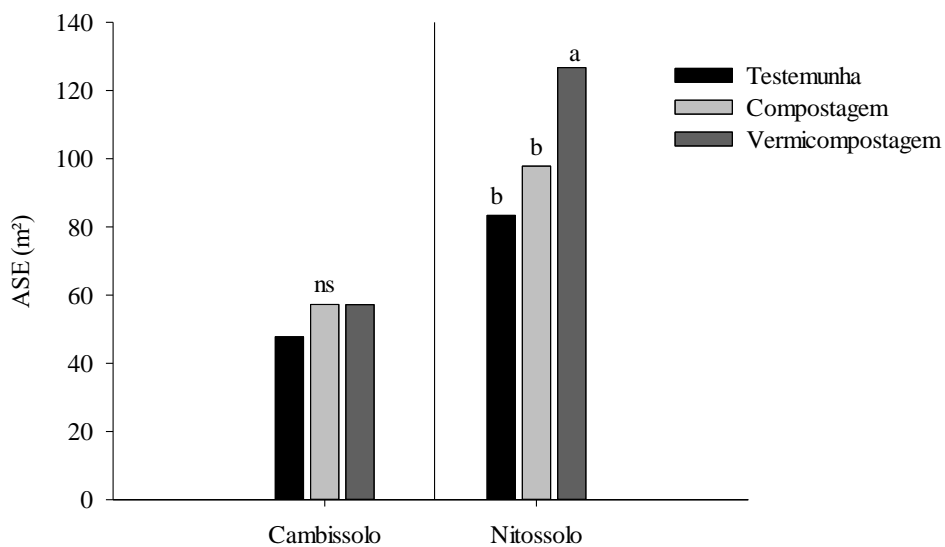
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

O incremento de Carbono Orgânico ao solo se deve pela adição do resíduo, fator que modifica direta e indiretamente as propriedades físicas do solo. Dependendo da mineralogia, textura e fração de carbono pode ser benéfica para a estrutura, pois a maior ASE aumenta a interação entre as partículas, agregação e porosidade, com isto, diminui a densidade.

#### 4.3 ÁREA SUPERFICIAL ESPECÍFICA - ASE

A ASE aumentou 34% no tratamento com vermicompostagem em relação à testemunha no ciclo 1 no Nitossolo (Figura 19). A matéria orgânica apresenta área superficial específica entre 700 a 800 m<sup>2</sup>/g (GROHMANN, 1972), superior aos demais constituintes dos solos. Desta forma, mesmo com pequenos acréscimos de MOS resulta grandes modificações na ASE, especialmente em solos de textura mais siltosa ou arenosa. Em consequência, este aumento favorece também a retenção de água (BORTOLINI, 2016).

Figura 19 –Área superficial específica (ASE) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após o primeiro ciclo com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Este aumento da ASE no Nitossolo pode estar associado à maior presença de argila, uma vez que a MOS se associa aos argilominerais e forma complexos organo-minerais (OADES *et al.*, 1989).

Petersen *et al.* (1996) encontraram correlações significativas e positivas entre ASE, o conteúdo de argila e a quantidade de água retida em amostras quando submetidas a baixos potenciais. Dessa forma, a adição de resíduo a solos mais argilosos pode aumentar o teor de MOS, a ASE e a retenção de água, sugerindo uma alternativa para períodos mais secos.

#### 4.4 AGREGAÇÃO

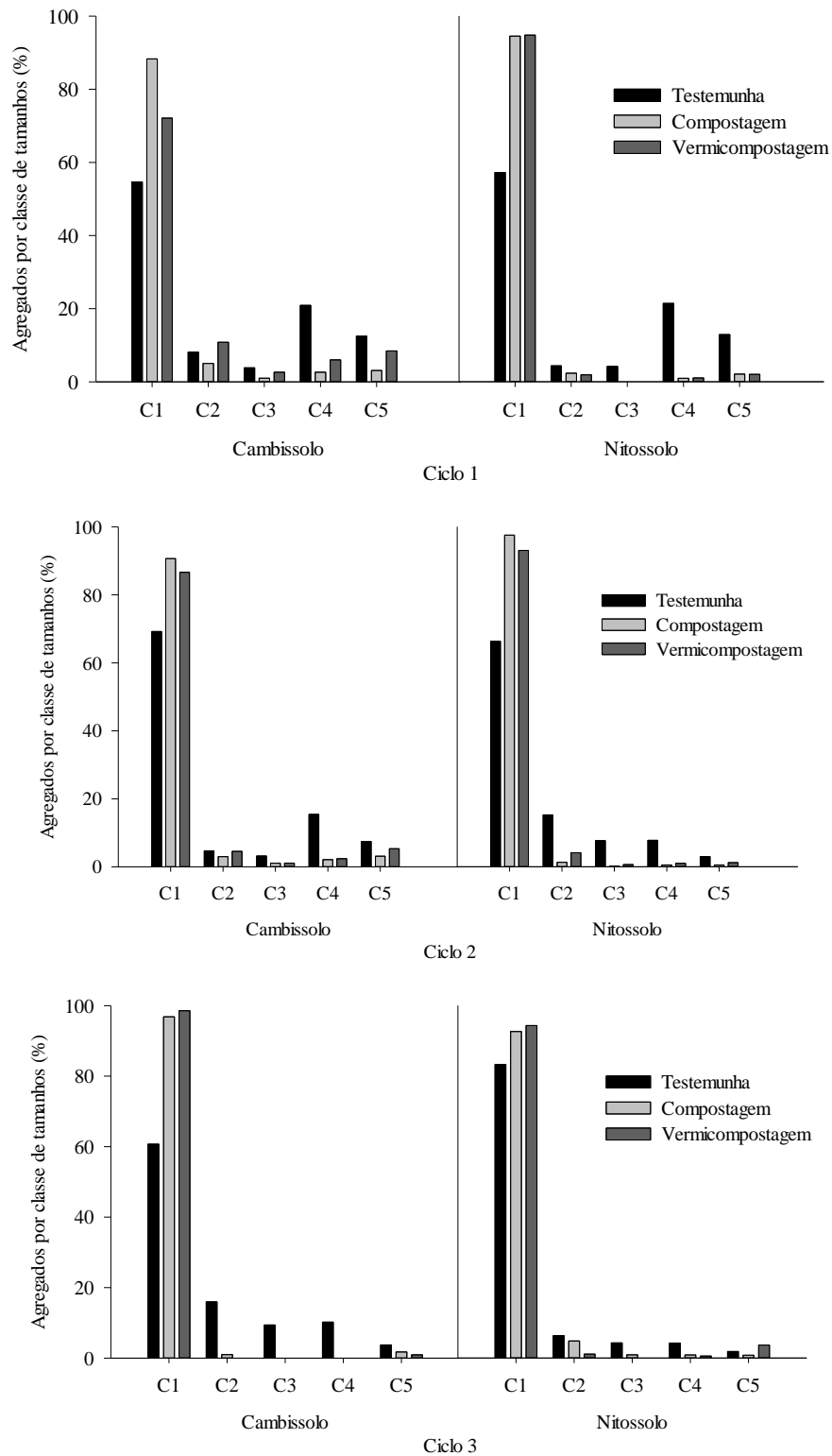
A formação e estabilização de agregados do solo está relacionada à presença de matéria orgânica. Ao analisar qualitativamente as classes de agregados durante os três ciclos, foi observado que a presença dos resíduos aumentou a proporção de agregados maiores que 2 mm (classes 1 e 2) e diminuiu a de agregados menores que 2 mm (classes 3, 4 e 5) (Figura 20). Alguns autores consideram as classes de agregados menores que 2 mm como pequenos macroagregados, que a partir da presença da matéria orgânica podem ter se tornado mais estáveis e formado ligações entre eles e, assim, formado grandes macroagregados.

A estabilidade de agregados pode ter sido beneficiada pela presença das raízes das culturas e dos microrganismos a partir de exsudatos e polissacarídeos que atuam na união de agregados desde aglomerados até os de maior dimensão. Dessa forma, a agregação do solo segue a teoria da hierarquia dos agregados, onde agregados menores se unem, formando os agregados maiores (Tisdall & Oades, 1982; Tivet *et al.*, 2013).

A redução da porcentagem de agregados nas classes menores, principalmente na classe 4 e o conseqüente incremento da porcentagem da classe 1 na compostagem e vermicompostagem indica este efeito (Tabela 4). No solo de textura arenosa, os agregados da classe 4 no terceiro ciclo diminuíram de 15% na testemunha para 2% na compostagem e da classe 1 aumentaram de 69% para 91%. O mesmo ocorre nos outros ciclos e também no solo mais argiloso, porém com menor variação, pois se trata de um solo naturalmente mais estável.

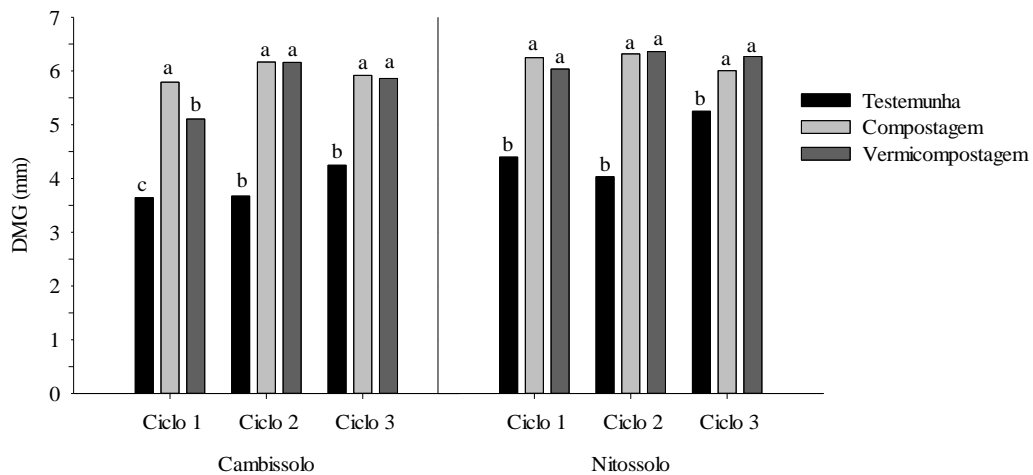
Com as modificações descritas acima, aumentou o DMG com a compostagem e vermicompostagem em relação à testemunha em todos os ciclos. O solo arenoso apresentou maior variação entre os tratamentos e a testemunha (figura 21). Hernández *et al.* (2016) também encontraram maior porcentagem de agregados estáveis e maior capacidade de retenção de água em solos que receberam composto orgânico (esterco + lodo de esgoto) do que com adubação mineral.

Figura 20 - Agregados por classes de tamanhos do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos. Obs: Classe 1= 8,00-4,76 mm; Classe 2= 4,76-2,00 mm; Classe 3= 2,00-1,00 mm; Classe 4=1,00-0,25 mm; e Classe 5 < 0,25 mm.  
Continua.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 21 – Diâmetro médio geométrico (DMG) dos agregados do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

A estabilidade dos agregados é influenciada pelo teor de carbono orgânico, o qual apresentou comportamento similar na fração COam, o que pode indicar que a maior estabilidade dos macroagregados nos tratamentos ocorreu devido a presença de MO estabilizada a partir da formação de ligações organo-minerais. O COp serve como um ponto de formação e união de micro e macroagregados, enquanto o COam, formado durante a decomposição do COp, é estabilizado mediante interações com as partículas de silte e argila, ficando protegido dentro dos agregados (DENEFF *et al.*, 2004; SØRENSEN, 1972). Quando o COam atinge seu nível máximo inicia o acúmulo de COp, e após 3 ciclos de cultura de hortaliças no tratamento testemunha, a presença significativa do COp auxilia na estabilização de agregados.

Em experimento com dejetos líquido suíno, outro resíduo com grande proporção de matéria orgânica, Mergen *et al.* (2019) também observaram que o COT favoreceu a formação de macroagregados estáveis. Em experimento realizado por Annabi *et al.* (2011) foi observado que o composto de resíduo de comida, que contém apenas a fração fermentável do resíduo sólido urbano, apresentou a maior estabilização de agregados quando comparado a resíduo sólido municipal, lodo de esgoto e esterco. Além disso, apresentou resposta mais rápida que os demais. Outro estudo também descreveu que a adição de composto de resíduo sólido urbano maduro a um solo silto-argiloso aumentou a estabilidade dos agregados (Annabi *et al.*, 2007)

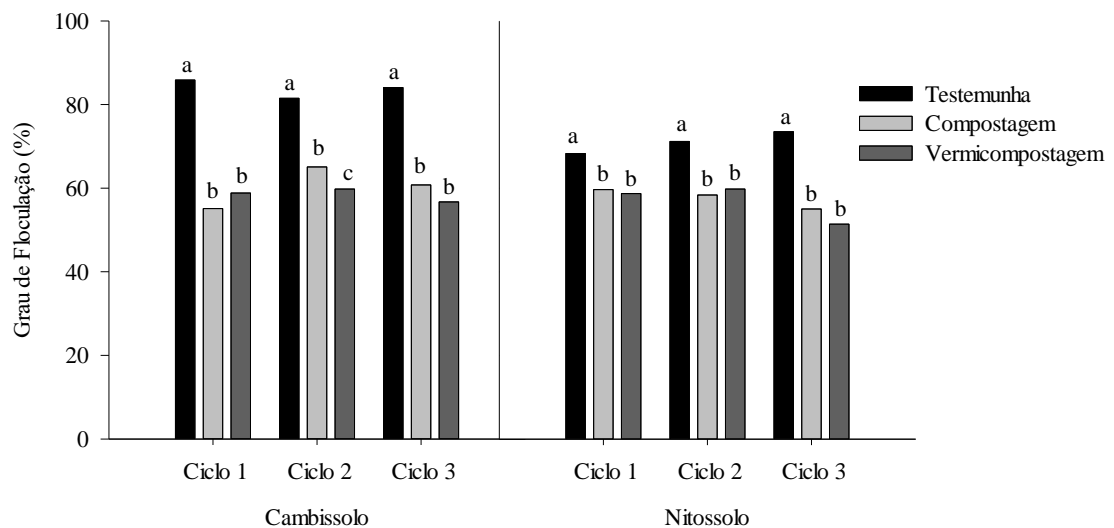


Maior quantidade de macroagregados melhora as condições físicas para o desenvolvimento radicular das culturas, pois, geralmente, eleva a macroporosidade e diminui a densidade e resistência à penetração do solo.

#### 4.5 GRAU DE FLOCULAÇÃO DA ARGILA

Em ambos os solos a aplicação de resíduo diminuiu o grau de floculação da argila (Figura 22). Algumas hipóteses, conexas a adição de matéria orgânica ao solo, podem estar relacionadas a esse comportamento. Rauber (2011) também observou redução do GF em um Nitossolo Vermelho Eutrófico com aplicação de resíduos orgânicos (dejetos de suínos e cama de aves) como fertilizantes uma vez que fornecem grandes quantidades de matéria orgânica para o solo.

Figura 22 - Grau de floculação da argila (GF) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Alguns mecanismos podem ser citados para entender a dispersão da argila. A presença da matéria orgânica pode ocasionar a dispersão da argila devido à alta concentração de ácidos húmicos que, penetrando no retículo cristalino da argila, formam quelatos complexos com os cátions polivalentes, quebrando a frágil ligação eletrostática entre a argila e a matéria orgânica e deslocando as partículas de argila (FILIZOLA *et al.*, 2006). As substâncias húmicas presentes em compostos orgânicos podem aumentar a presença de cargas negativas e diminuir o PCZ (Oades, 1989; Siqueira *et al.*, 1990; Stevenson, 1994). Essas alterações químicas podem influenciar a floculação e a dispersão das partículas que dependem da interação eletrostática entre elas (El Swaify, 1973).

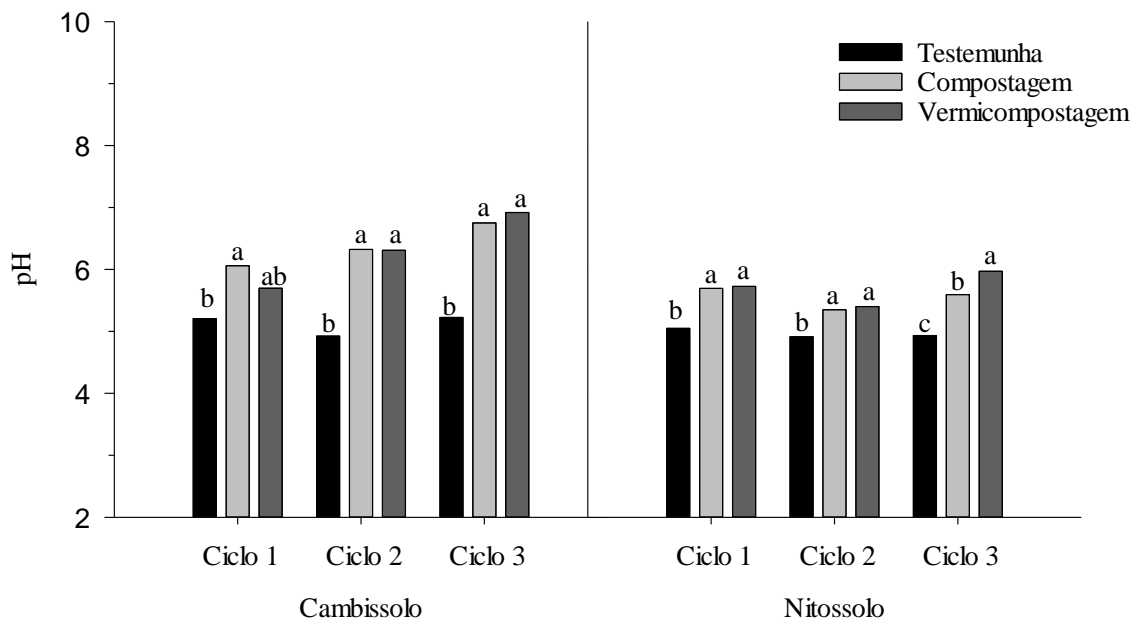
Albuquerque et al. (2000) observaram em um Latossolo Bruno que o PESN (pH onde a carga líquida variável é nula nas superfícies de carga variável) diminuiu de 4,3 para 3,8 quando o teor de MOS aumentou. Neste solo a adição de calcário aumentou o potencial elétrico superficial e, com isso, a dispersão da argila.

Nunes *et al.* (2020) explicaram que as práticas de manejo do solo podem aumentar a concentração de sais monovalentes (por exemplo,  $K^+$ ) e sais bivalentes (por exemplo,  $Ca^{2+}$  e  $Mg^{2+}$ ), os quais podem deslocar  $Al^{3+}$  da superfície das partículas para a solução do solo, processo que favorece a dispersão de argila considerando que aqueles tem menor energia de ligação do que o  $Al^{3+}$ .

Benites & Mendonça (1998) observaram que o solo proveniente do horizonte Bw de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, argiloso, inicialmente eletropositivo, tornou-se eletronegativo com a adição de esterco em doses elevadas, e dispersou a argila. Albuquerque *et al.* (2002) observaram que o aumento das cargas negativas com a aplicação de corretivos da acidez e do teor de  $Na^+$  aumentou a espessura da dupla camada elétrica e reduziu a floculação. Além destes fatores, a mineralogia dos solos, a adsorção de fosfato e mudanças de **pH** podem afetar a dispersão.

A figura 23 mostra que nos tratamentos com resíduo o pH aumentou em relação à testemunha. O GF e o pH do solo apresentaram forte correlação negativa, concordando com a hipótese de que a elevação do pH e do potencial elétrico negativo (Albuquerque et al., 2000) diminui o GF nos dois solos analisados.

Figura 23 - pH do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



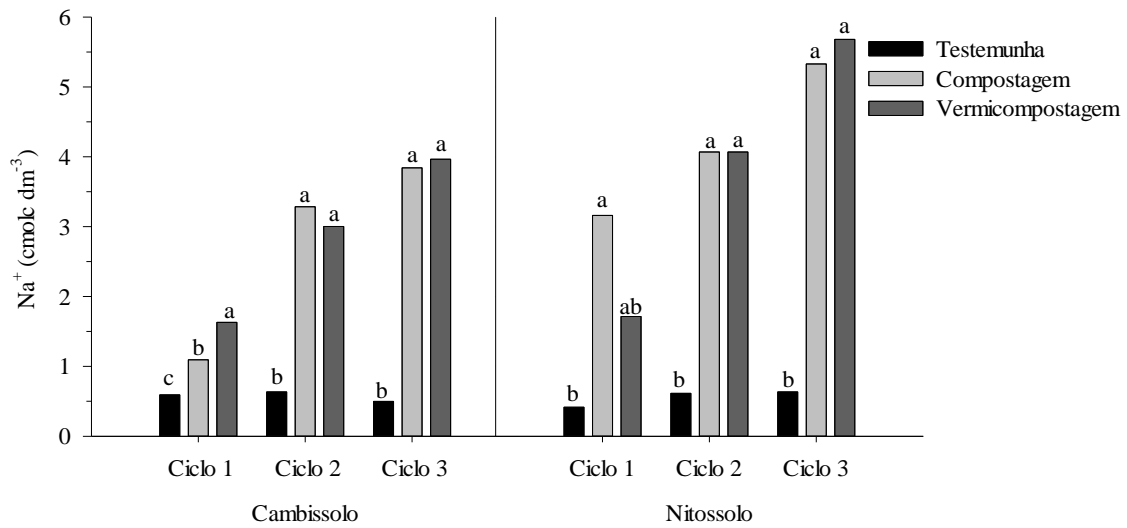
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Em experimento com resíduo alcalino da indústria de celulose Albuquerque *et al.* (2002) observaram redução do GF com o aumento das doses de resíduo na camada de 0-5 cm. Atribuíram este resultado ao aumento do pH e do teor de sódio no resíduo que aumentou a quantidade de cargas negativas e a participação de sódio no complexo de troca do solo, assim favoreceu a repulsão entre partículas.

O sódio dispersa a argila, pois é um elemento monovalente e com grande raio hidratado e, em grande quantidade, torna os solos mais susceptíveis ao selamento superficial, reduz a infiltração de água e aumenta a erosão hídrica (AGASSI *et al.*, 1981; MILLER & BAHARUDDIN, 1986).

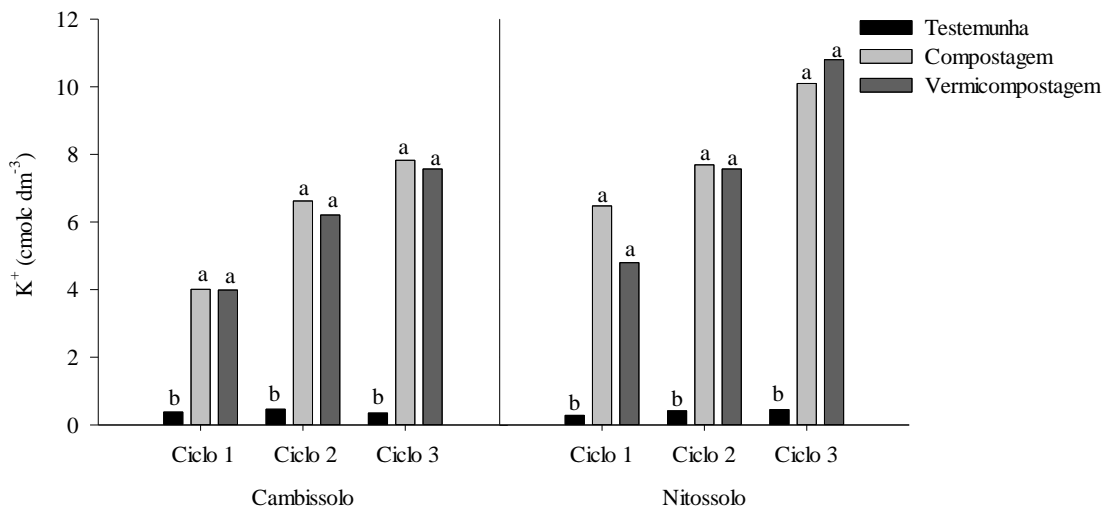
Para entender a variação da floculação da argila foi determinado o teor de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$ . Os teores de sódio aumentaram de 0,5 na testemunha no primeiro ciclo para próximo de 4,0  $\text{cmolc dm}^{-3}$  no Cambissolo e de 0,45 para próximo de 6,0  $\text{cmolc dm}^{-3}$  no Nitossolo, ao final de 3 ciclos de resíduo. Os teores de potássio aumentaram de 0,35 para 7,6  $\text{cmolc dm}^{-3}$  no Cambissolo e de 0,45 para 10,8  $\text{cmolc dm}^{-3}$  no Nitossolo, ao final de 3 ciclos de resíduo, o que representa um incremento de mais de 20 vezes o teor inicial. As figuras 24 e 25 demonstram o aumento dos teores de  $\text{Na}^+$  e  $\text{K}^+$  para cada camada de resíduo adicionada nos três ciclos.

Figura 24 – Teor de Sódio ( $\text{Na}^+$ ) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Figura 25 – Teor de Potássio ( $\text{K}^+$ ) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

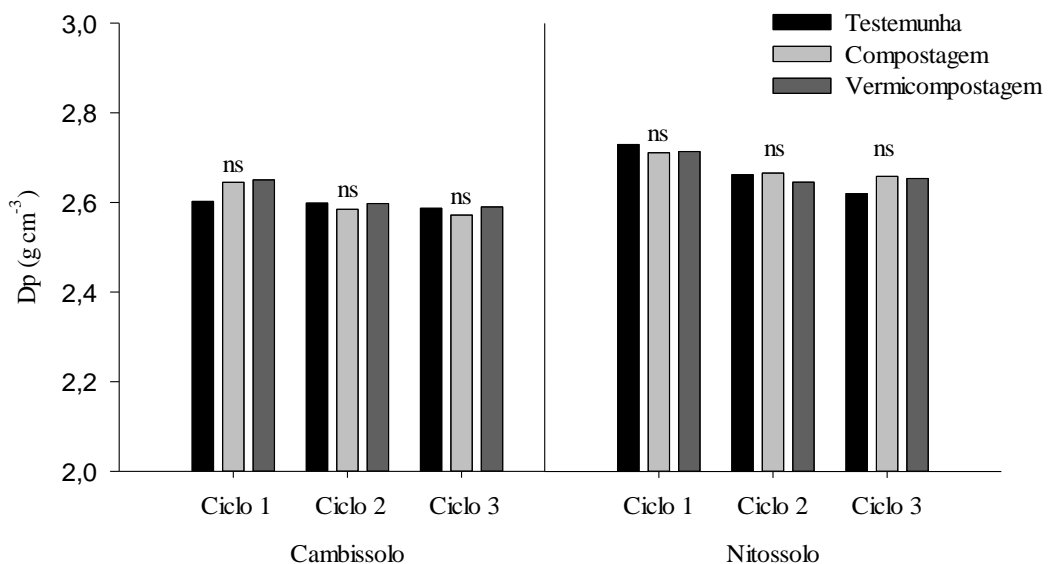
A análise de correlação confirmou a relação existente entre Grau de floculação da Argila e esses cátions. Nesse caso o  $\text{Na}^+$  com moderada correlação negativa (-0.65) e o  $\text{K}^+$  com forte correlação negativa (-0.82) no Cambissolo, e ambos com forte correlação negativa no Nitossolo (-0.76 para o  $\text{Na}^+$  e -0.83 para o  $\text{K}^+$ ). A elevação dos teores desses cátions, associado à elevação do pH, podem ter causado um desequilíbrio de cargas e consequentemente dispersão das partículas de argila.

Apesar da maior parte da literatura ressaltar os efeitos benéficos da matéria orgânica sobre as propriedades do solo (FILIZOLA, 2006) é necessário considerar que, para resíduos de alimentos, a presença de sódio e dos ácidos húmicos oriundos do processo de compostagem, pode causar desequilíbrio de cargas e prejudicar a floculação da argila. A diminuição do grau de floculação da argila pode ocasionar alterações na microestrutura do solo, uma vez que partículas dispersas podem obstruir poros, prejudicar os fluxos de água e gases e ocasionar processos erosivos (NUNES *et al.*, 2020).

#### 4.6 DENSIDADE DE PARTÍCULAS E DENSIDADE DO SOLO

Não foram observadas diferenças na Densidade de Partículas (Dp) para nenhum dos solos ou tratamentos (Figura 26). Apesar da adição de grande quantidade de resíduos e consequente adição de matéria orgânica aos solos, a densidade da matéria orgânica é baixa ( $0.60 - 1.00 \text{ g cm}^{-3}$ ) sendo necessária uma grande quantidade dessa fração para alterar a Dp de solos que possuem em média  $2,60$  (Cambissolo) e  $2,72 \text{ g cm}^{-3}$  (Nitossolo). Além disso, a metodologia de adição de resíduo, aplicado em superfície, pode ter reduzido a interação dele com a fração mineral do solo.

Figura 26 - Densidade de Partículas (Dp) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



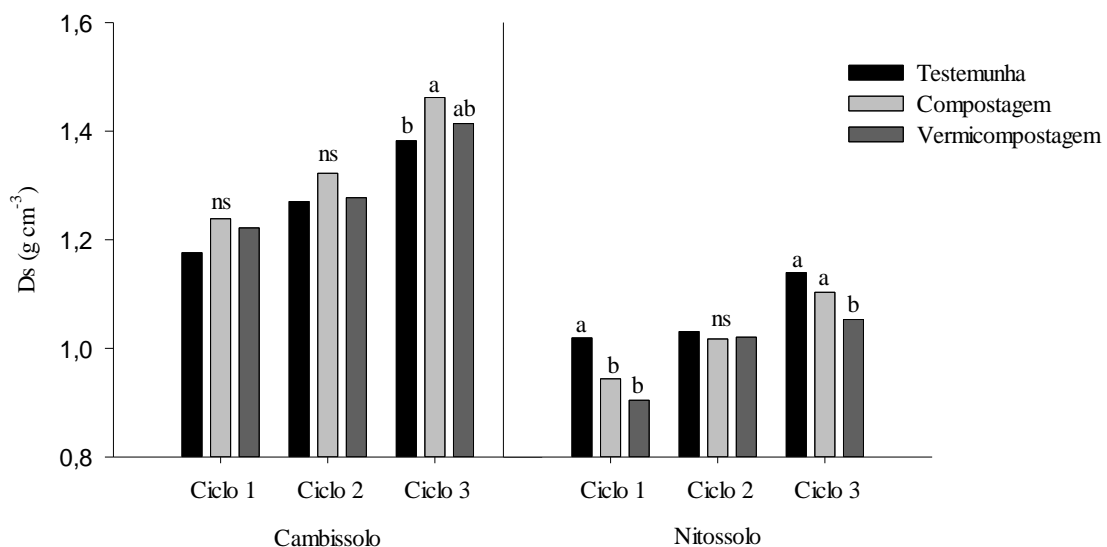
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Diferenças na Ds foram observadas no terceiro ciclo de cada solo, mas não houve efeito claro entre os tratamentos (Figura 27). No terceiro ciclo do Cambissolo, maior Ds foi observada

na compostagem ( $1,46 \text{ g cm}^{-3}$ ) e menor na testemunha ( $1,38 \text{ g cm}^{-3}$ ). Neste caso, por se tratar de um solo mais frágil, com menor estabilidade de agregados, com alto teor de areia (69%) e baixo teor de argila (21%), o efeito do tratamento pode ter sido menos expressivo que o efeito da acomodação das partículas, uma vez que a matéria orgânica faz ligações principalmente com a fração argila.

O solo que foi inicialmente peneirado e depois inserido nos vasos pode ter sofrido acomodação das partículas com os ciclos de umedecimento e secamento, assim, ocorre o aumento da densidade entre os ciclos. Este aumento também foi constatado por Santos *et al.* (2013) ao avaliarem a capacidade de retenção da água em vaso, em um Neossolo Amarelo-Vermelho distrófico no estado de Alagoas, a partir da coleta de anéis volumétricos e determinação da Ds.

Figura 27 - Densidade do solo (Ds) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

No Nitossolo o efeito observado foi a redução da Ds nos tratamentos com resíduo nos ciclos 1 e 3, evidenciando a ação da matéria orgânica na agregação, de acordo com o relato de diversos autores. Paetsch *et al.* (2016) em experimento realizado na França, em local de temperatura média anual de  $11^{\circ}\text{C}$ , onde os solos foram corrigidos semestralmente com quatro materiais orgânicos (3 compostos de lixo urbano e 1 esterco de gado), observaram que a densidade diminuiu significativamente para todos os solos após a adição de matéria orgânica em comparação com o controle. Kranz *et al.* (2020) verificaram, em 18 estudos com adição de

resíduo ao solo, redução na densidade em comparação com o controle, sendo que a explicação mais comum foi que a MO aumentou os espaços vazios e, assim, diminuiu a densidade do solo.

Melhorias ocorridas na agregação do solo podem ter reduzido a Ds no Nitossolo e alterado a distribuição do tamanho dos poros (MALTAS *et al.*, 2018) com maior porosidade total e capacidade de aeração e menor resistência à penetração.

Em Argissolo analisado por Tales (2019) a Ds máxima determinada pelo teste de Proctor foi de  $1,59 \text{ g cm}^{-3}$ . Este solo possui textura semelhante ao Cambissolo Húmico do presente estudo. Neste a densidade foi de  $1,46 \text{ g cm}^{-3}$  no terceiro ciclo da compostagem, o que corresponde a um Grau de Compactação de 90%, no qual alguns problemas físicos que dependem da densidade e porosidade do solo podem ocorrer e necessitam atenção.

A densidade observada no Nitossolo no primeiro ciclo diminuiu de  $1,02$  para  $0,90 \text{ g cm}^{-3}$  e, no terceiro ciclo, de  $1,14$  para  $1,05 \text{ g cm}^{-3}$ , respectivamente na testemunha e no vermicompostagem. Andognini (2019) realizou ensaios de compactação em Nitossolo Bruno com granulometria predominantemente argilosa ( $720 \text{ g kg}^{-1}$ ) e grau de compactação de 80, 90 e 100% e os resultados obtidos foram, respectivamente,  $1,05$ ,  $1,19$  e  $1,32 \text{ g cm}^{-3}$ . Desta forma, a aplicação do resíduo melhorou a Ds no primeiro ciclo, que inicialmente possuía valor próximo ao de um solo com 80% de GC. No terceiro ciclo aumentaram todas as densidades, especialmente o solo que não recebeu resíduo, apresentando Ds equivalente ao GC de 90% na testemunha e de 80% na vermicompostagem. Na densidade relativa de 90% podem iniciar restrições ao crescimento das culturas conforme relatado por Andognini (2019) e Teles (2019).

Com o aumento do grau de compactação foram observadas menor condutividade hidráulica, porosidade total, macroporosidade e água disponível, bem como maior resistência à penetração, microporosidade, capacidade de campo e ponto de murcha permanente (ANDOGNINI *et al.*, 2020).

Sendo assim, a aplicação de resíduo orgânico pode piorar a condição da densidade do solo, aparentemente relacionada à textura onde o solo mais arenoso apresentou aumento com o tempo. Entretanto, no Nitossolo mais argiloso, a densidade do solo foi menor com a aplicação dos resíduos, possivelmente relacionado aos benefícios da matéria orgânica e sua interação com as partículas de argila, mais presentes neste solo do que no Cambissolo.

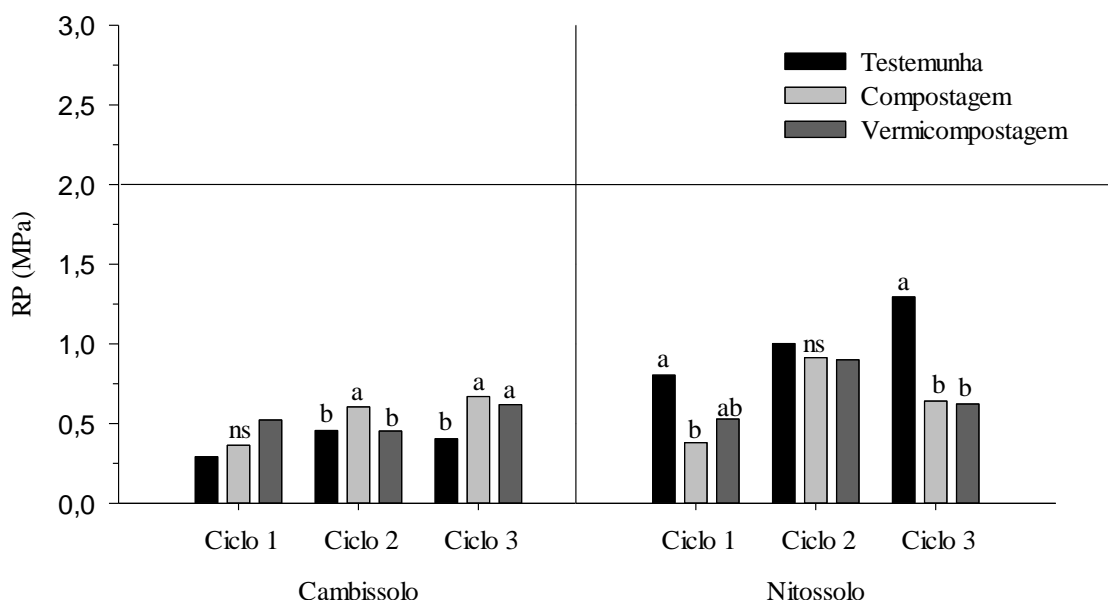
#### 4.7 RESISTÊNCIA À PENETRAÇÃO

A resistência a penetração variou pouco entre os tratamentos e ficou abaixo de 2,0 MPa, considerado o limite crítico por alguns pesquisadores (TORMENA, *et al.* 1998; SILVA *et al.*, 2008; LIMA, *et al.*, 2012).

Assim como a DS, a resistência não demonstrou efeito claro entre os tratamentos. No Cambissolo foi maior na compostagem e menor na testemunha. No Nitossolo, foi maior na testemunha e menor nos tratamentos com resíduos. Apesar da pequena variação, o comportamento foi semelhante ao da Ds, ou seja, aumento da Ds pode ter acarretado aumento da RP.

A RP teve o maior incremento no ciclo 3 entre a testemunha (0,40 MPa) e compostagem (0,67 MPa), demonstrando ser um reflexo do aumento da Ds (Figura 28). Ao contrário, no Nitossolo foi observado, em geral, redução da RP dos tratamentos em relação à testemunha. Está demonstrado que os aditivos orgânicos (casca de arroz, palha de arroz, composto de casca de madeira, serragem e casca de madeira) reduzem a compactação e favorecem a aeração e a infiltração da água em solo franco-arenoso do Japão (KUNCORO *et al.*, 2014).

Figura 28 - Resistência à Penetração (RP) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Luciano (2012) observou RP média variando de 0,5 a 1,2 MPa em Cambissolo Húmico devido à estrutura do solo, menos densa e mais porosa pelo maior teor de carbono orgânico em



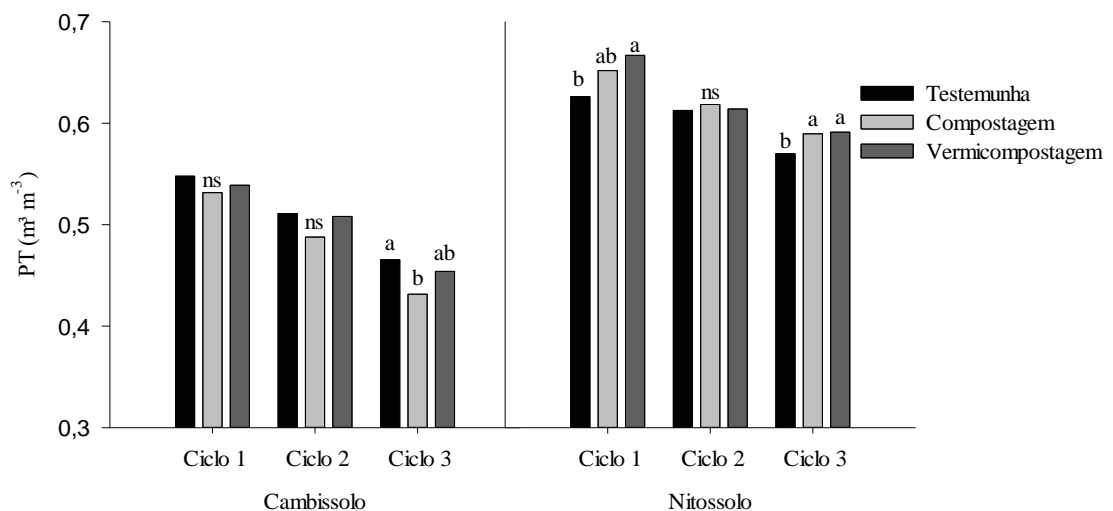
relação a outros solos. Da mesma forma, nesse trabalho é observado em geral menor RP no Cambissolo que possui maiores teores de COT e, maior Ds no Nitossolo com menores teores de carbono.

#### 4.8 POROSIDADE DO SOLO

Inversamente proporcional a Ds, o espaço poroso diminuiu com o passar dos ciclos e com o aumento da Ds (Figura 29), conforme já discutido acima sobre a acomodação das partículas com o tempo. No Cambissolo a porosidade total foi menor na compostagem no terceiro ciclo. Esta redução foi observada principalmente nos poros maiores (macroporos). No Nitossolo a PT foi maior nos tratamentos com resíduo em relação à testemunha nos ciclos 1 e 3.

Foi observada variação de 0,55 a 0,43  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$  no Cambissolo entre a testemunha no primeiro ciclo e a compostagem do terceiro ciclo. No Nitossolo a PT variou de 0,67  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$  no primeiro ciclo na compostagem a 0,57  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$  no terceiro ciclo na testemunha.

Figura 29 - Porosidade Total (PT) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



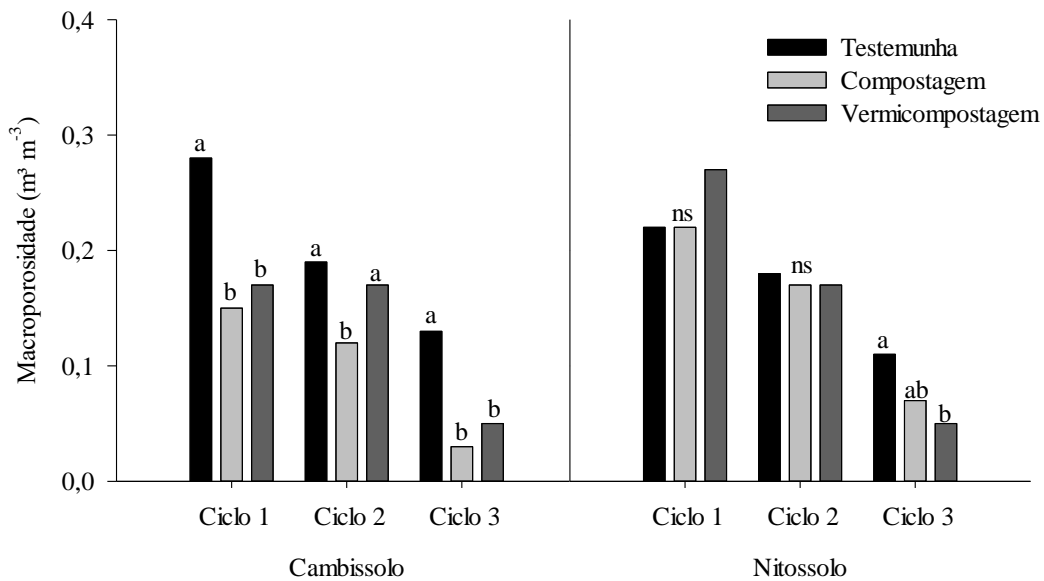
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

A reorganização do espaço de poros quando aplicados resíduos ao solo também foi observado por Grosbellet *et al.* (2011) que supõem ser resultado da mineralização e fragmentação das partículas orgânicas. Nesta reorganização ocorrem mudanças nas proporções

de macro e microporos. Geralmente as alterações na PT estão associadas à redução dos macroporos e ao aumento de microporos.

A macroporosidade apresentou diferenças nos 3 ciclos do Cambissolo e no terceiro ciclo do Nitossolo (figura 30). Em geral ocorre redução de macroporos com o passar dos ciclos, devido a acomodação do solo com o tempo, conforme observado pela maior Ds e menor PT.

Figura 30 – Macroporosidade do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



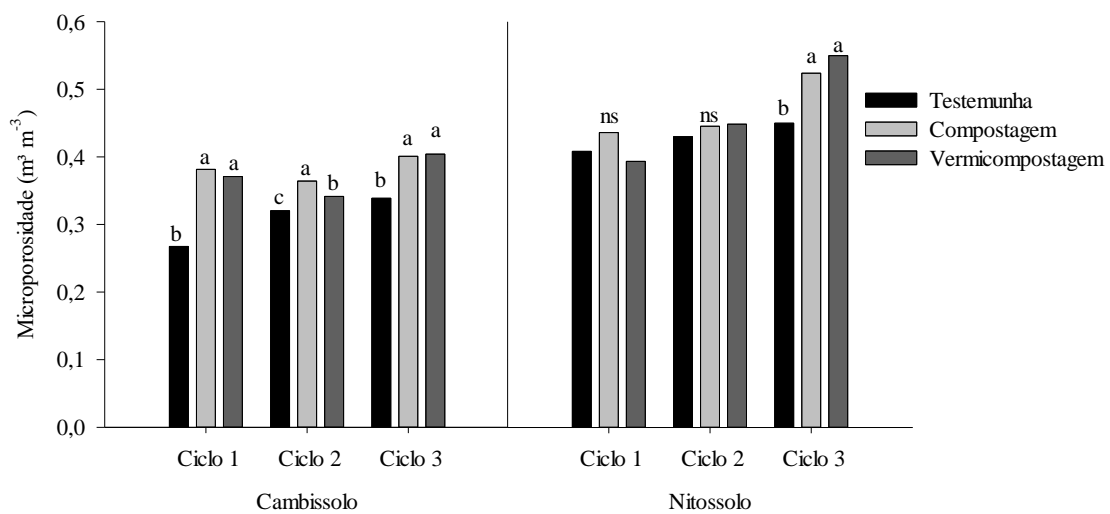
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

O efeito dos tratamentos na macroporosidade foi mais pronunciado no solo de textura mais arenosa. Por possuírem naturalmente menor quantidade de matéria orgânica e mais areia tendem a ser mais sensíveis às práticas de manejo. No Nitossolo a macroporosidade igualmente mudou com os ciclos. No terceiro ciclo a vermicompostagem teve menor macroporosidade. Assim, este atributo foi muito sensível a aplicação dos resíduos, o que indica que deve ser monitorado constantemente para evitar problemas em solos que recebem este manejo. De maneira geral, o solo que não recebeu resíduos teve macroporosidade superior ao que recebeu.

A microporosidade, diferente da Ds e macroporosidade, indica ligeiro aumento com o tempo (Figura 31). Ao analisar o efeito dos resíduos foi observado que houve aumento em ambos os solos embora no Nitossolo este fenômeno ocorreu apenas no terceiro ciclo. Ou seja, a microporosidade teve efeito diverso dos demais poros do solo. Isto indica que a redução do volume dos macroporos pode originar poros de menor diâmetro, classificados como microporos.

No Cambissolo, ao final do experimento, a testemunha possuía  $0,34 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ , e a compostagem e vermicompostagem  $0,40 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ . Andognini *et al.* (2020), em experimento com compactação do solo, observaram que com o aumento da Ds ocorreu aumento da microporosidade, principalmente em solos que possuíam maior macroporosidade inicial, a qual diminuiu com a compactação. O Nitossolo se comportou de forma similar, porém, assim como na macroporosidade, só apresentou diferença significativa no terceiro ciclo.

Figura 31 – Microporosidade do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.

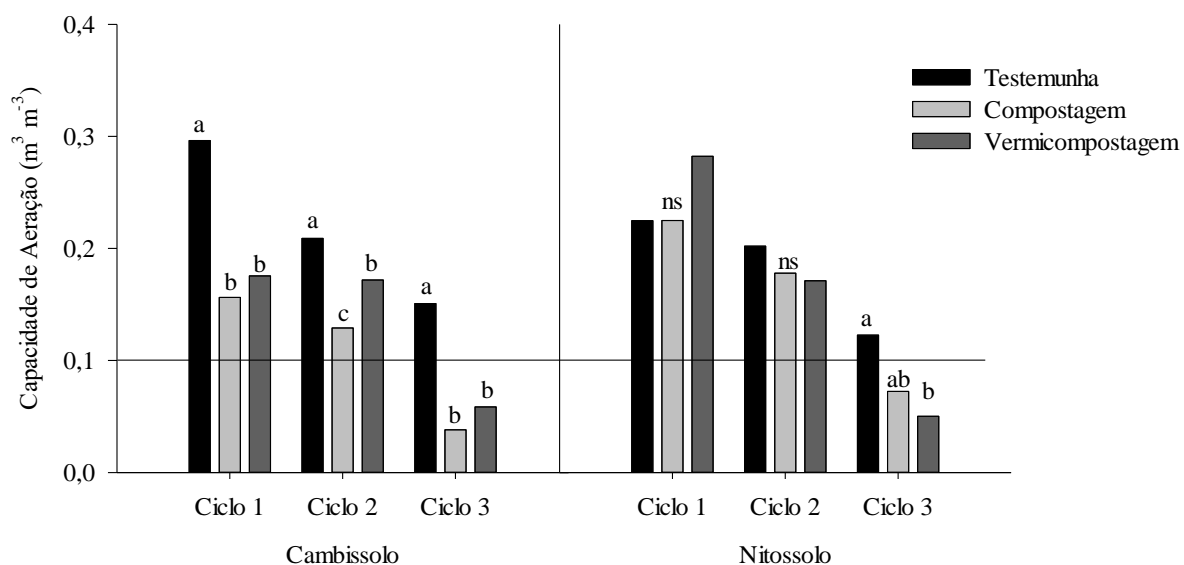


Fonte: Elaborado pela autora (2020).

A capacidade de aeração apresentou comportamento similar ao da macroporosidade (COSTA, 2005), já que sua determinação é muito semelhante. Enquanto os macroporos ( $>50 \mu\text{m}$ ) são drenados com tensão de 6 kPa, os poros de aeração ( $>30 \mu\text{m}$ ) são esvaziados com tensão de 10 kPa, significa dizer, muito próximas. Assim, as duas figuras geralmente são muito semelhantes. A porosidade é uma medida do tamanho e sistema de vazios na matriz do solo, afetando tanto a aeração quanto o movimento da água (GIUSQUIANI *et al.*, 1995).

No Cambissolo ocorre diferença significativa desde o primeiro ciclo entre a testemunha ( $0,30 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ), compostagem ( $0,16 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ) e vermicompostagem ( $0,18 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ). No último ciclo a aeração foi menor, chegando a  $0,04 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  na compostagem e  $0,06 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  na vermicompostagem (Figura 32).

Figura 32 – Capacidade de Aeração do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

No Nitossolo, assim como na macroporosidade as alterações na capacidade de aeração ocorrem de um ciclo para o outro, em consequência do aumento da  $D_s$ , porém entre os tratamentos é observada diferença significativa apenas no terceiro ciclo entre testemunha ( $0,12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e vermicompostagem ( $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ).

Quando a capacidade de aeração do solo é menor que  $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  as trocas gasosas ficam prejudicadas, o  $\text{CO}_2$  acumula no solo e, com isso, as culturas mais sensíveis sofrem com a falta de oxigênio. Logo, tanto a macroporosidade como a capacidade de aeração são atributos que merecem um acompanhamento mais detalhado para evitar prejuízos ao solo e às culturas.

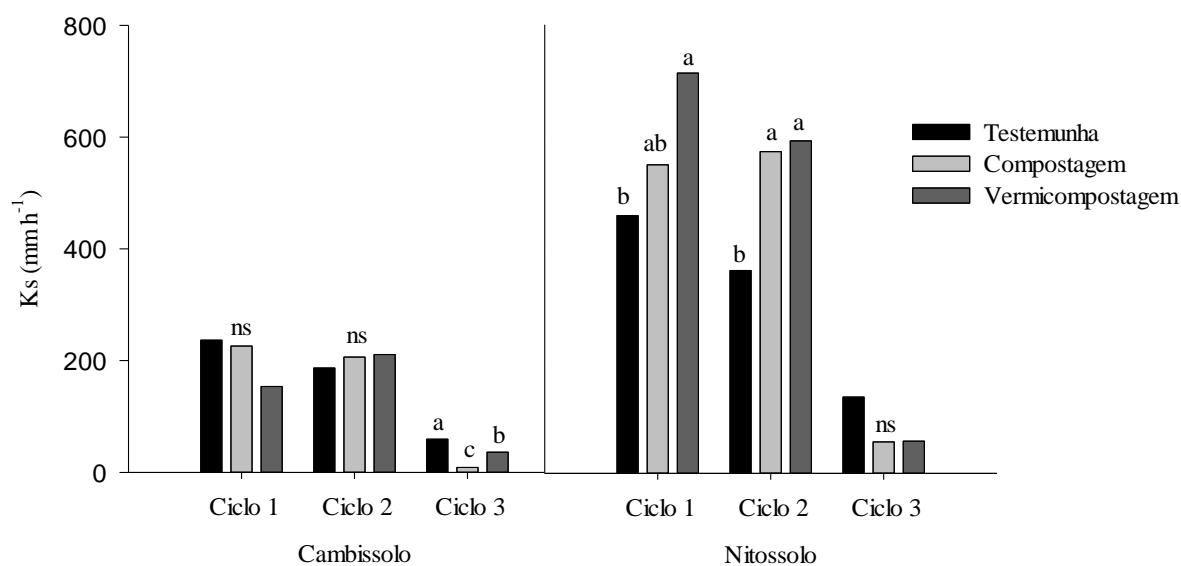
Dentre os problemas que podem ocorrer no solo pela inadequada aeração Hillel (1998) cita a falta de  $\text{O}_2$  disponível para os microrganismos, resultando em decomposição anaeróbica da matéria orgânica, a qual gera gases como sulfeto de hidrogênio, conhecido por seu cheiro desagradável, e metano, que é altamente inflamável. Outro problema elencado é a frequente redução do nitrogênio do estado nítrico para nitroso, e pode até mesmo ser reduzido ao gás  $\text{N}_2$  elementar que volatiliza para a atmosfera. Condições anaeróbicas prolongadas também resultam na redução química de elementos minerais, especialmente ferro e manganês.

#### 4.9 ÁGUA NO SOLO

Com a redução da macroporosidade, além da capacidade de aeração, a condutividade hidráulica também foi prejudicada. No Cambissolo a condutividade foi especialmente baixa no terceiro ciclo, principalmente na Compostagem. No Nitossolo os resíduos favoreceram a condutividade nos dois primeiros ciclos, mas não no terceiro (figura 33).

Cannavo *et al.* (2014) realizaram a compostagem de dois tipos de resíduos, o primeiro produzido com 1/3 de lodo de esgoto e 2/3 de serragem, e o segundo com resíduo verde, ambos compostados por seis meses, com aplicação em solo franco arenoso. Observaram que a Ks foi 22 vezes menor em unidades tratadas com resíduos por cinco meses e nove vezes menor quando tratadas por 60 meses, em comparação a um controle sem aplicação de resíduo. Esse resultado está associado à elevação da densidade do solo com o tempo em todos os tratamentos nos quais os autores atribuem a reorganização das partículas uma vez que a altura da camada de solo passou de 28 para 19 cm ao final dos 60 meses.

Figura 33 - Condutividade Hidráulica Saturada (Ks) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Andognini (2019) constatou que a Ks diminuiu com a compactação, com redução a partir do GC 90%. Maior Ks foi observada no GC 80%, de 124 mm h<sup>-1</sup> e a menor no GC 100%, 0,1 mm h<sup>-1</sup>. A Ks observada no terceiro ciclo desse experimento variou de 9 a 60 mm h<sup>-1</sup> no Cambissolo e de 56 a 136 mm h<sup>-1</sup> no Nitossolo, menores do que nos demais ciclos, corroborando com a redução da macroporosidade e porosidade total observadas entre os ciclos. A forte

correlação positiva observada entre Ks com PT e macroporosidade (0,74 e 0,75) no Nitossolo dão suporte a essa afirmação.

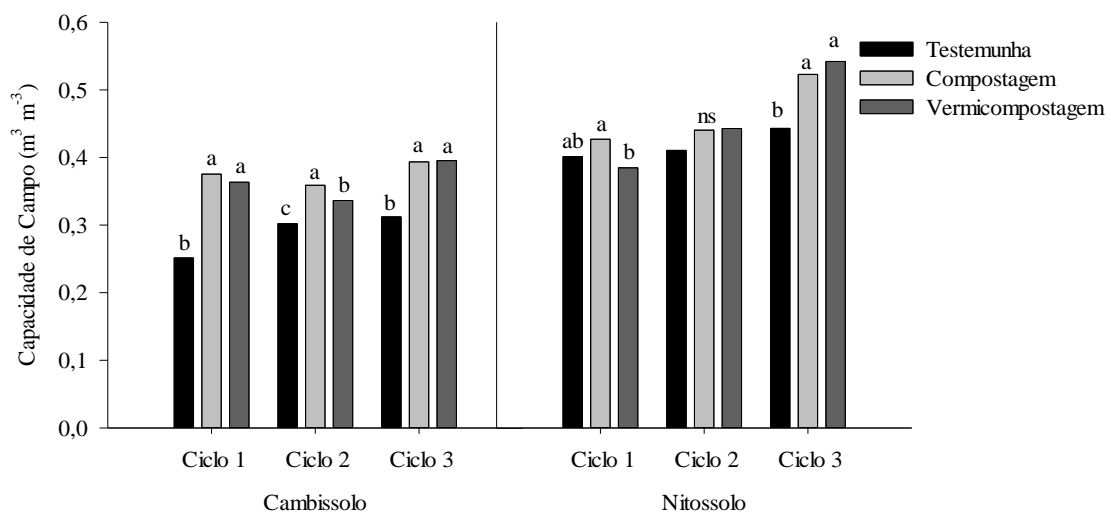
Para esta propriedade as três aplicações de resíduo foram prejudiciais ao solo, pois com a compactação e o aumento da Ds ocorreu a obstrução dos poros e queda da condutividade hidráulica do solo, o que resulta em menor infiltração de água para horizontes mais profundos.

Associado à microporosidade a capacidade de campo reflete a porção de poros que retém água após a drenagem natural do solo. Os microporos são aqueles menores que 50  $\mu\text{m}$ , enquanto os poros responsáveis pela retenção de água na capacidade de campo têm diâmetro inferior a 30  $\mu\text{m}$ . Ou seja, são muito semelhantes, o que é observado entre as figuras 31 e 34.

O Cambissolo aumentou a capacidade de campo com os resíduos, o que é favorável para o bom desenvolvimento das culturas pois amplia o volume de água armazenado para elas. No início do experimento a testemunha possuía 0,25 e compostagem 0,38  $\text{m}^3\text{m}^{-3}$  de capacidade de campo, enquanto que no terceiro ciclo foi respectivamente de 0,31 e 0,39  $\text{m}^3\text{m}^{-3}$ .

Nos solos mais argilosos como Nitossolos derivados de rochas ígneas extrusivas, a capacidade de campo é maior, o que pode aumentar a água disponível para as plantas em comparação a solos arenosos, derivados de sedimentos aluviais (COSTA *et al.*, 2013). Tal como pode ser observado na figura 34 o Nitossolo possui maior capacidade de campo e apresenta uma variação ao longo do tempo desde 0,40  $\text{m}^3\text{m}^{-3}$  na testemunha no ciclo 1 até 0,54  $\text{m}^3\text{m}^{-3}$  no tratamento com vermicomposto no terceiro ciclo.

Figura 34 - Capacidade de Campo do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



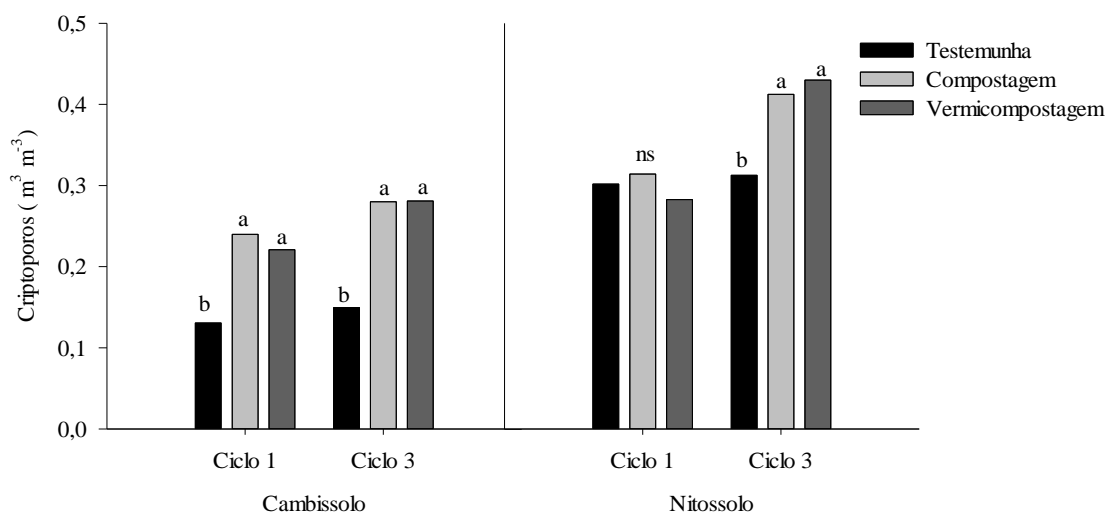
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

A maior capacidade de campo em ambos os solos reflete modificações na sua estrutura e no seu comportamento hídrico com o tempo e com os tratamentos.

Criptoporos são aqueles com diâmetro equivalente menor que  $0,1 \mu\text{m}$ . Nestes não há nem microrganismos nem moléculas de maior tamanho. Todavia, podem servir como abrigos nos quais compostos orgânicos podem permanecer intocáveis por séculos (BRADY & WEIL, 2013).

Foi observado aumento no volume de criptoporos no primeiro e terceiro ciclo do Cambissolo, sendo que no último ciclo na testemunha a média de criptoporos foi de  $0,15 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  e nos tratamentos com composto foi de  $0,28 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  (figura 35). Também foi observada diferença significativa no terceiro ciclo do Nitossolo, onde a testemunha possui volume de criptoporos de  $0,31$  e  $0,43 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  na vermicompostagem. Solos mais argilosos tendem a formar mais microagregados e, com isso, maior volume de criptoporos (LEVINSKI, 2014) no seu interior. Quanto maior o volume de criptoporos, maior será a quantidade de água não disponível retida no solo.

Figura 35 – Criptoporos do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



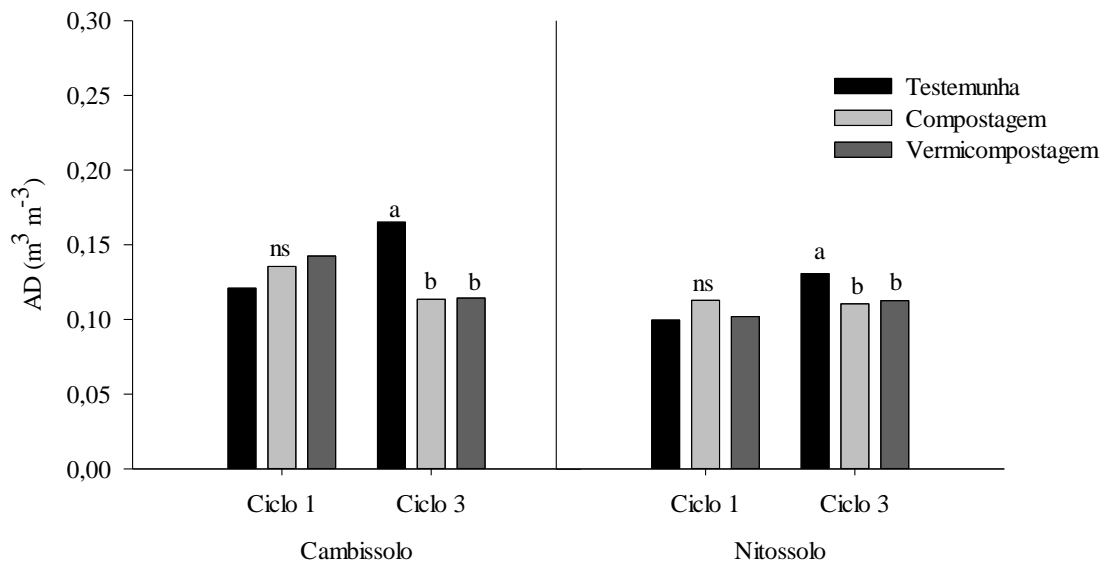
Fonte: Elaborado pela autora (2020).

A água retida a um potencial matricial mais negativo está relacionada com a granulometria do solo, principalmente o teor de argila, área superficial específica e com os argilominerais presentes (GUPTA & LARSON, 1979).

Com os efeitos dos tratamentos na CC e no PMP, a água disponível também mudou. No terceiro ciclo dos dois solos a AD diminuiu. Ambas CC e PMP aumentaram, mas este aumento

foi maior para o PMP. O Cambissolo, que possuía AD de  $0,17 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  na testemunha, diminuiu para  $0,11 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  nos solos com resíduo. No Nitossolo, diminuiu de  $0,13$  para  $0,11 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$  (Figura 36)

Figura 36 - Água disponível (AD) do Cambissolo Húmico e Nitossolo Bruno após três ciclos com adição de resíduos orgânicos.



Fonte: Elaborado pela autora (2020).

Bortolini (2016), em estudo com diferentes solos de Santa Catarina, encontrou mais água disponível em horizonte superficial para um Cambissolo Húmico ( $0,15 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ), do que para um Nitossolo Bruno ( $0,11 \text{ m}^3\text{m}^{-3}$ ), sendo que os teores observados da fração argila foram de  $650$  e  $590 \text{ g kg}^{-1}$  respectivamente. COSTA *et al.* (2013) relatam que a retenção de água mais elevada em Cambissolo Húmico está relacionada aos teores de CO e a granulometria, propriedades que favorecem os mecanismos de adsorção e capilaridade. Para o conteúdo de água disponível, o aumento dos teores de areia muito fina, silte e matéria orgânica elevam a disponibilidade de água nos horizontes superficiais, enquanto o aumento na densidade do solo resulta em efeito inverso (COSTA, 2012).

Solos que receberam resíduo tiveram a quantidade de água disponível prejudicada em relação à testemunha, tanto no solo com predominância da fração argila quanto no de areia, demonstrando que, neste caso, a granulometria do solo não foi um fator determinante da AD. Da mesma forma, o teor de carbono orgânico não foi relacionado, pois, enquanto o COT aumentou no terceiro ciclo, a AD diminuiu. Os efeitos estruturais, aparentemente, tiveram maior relação com a redução da AD, pois, no geral, ocorreu o aumento da Ds e redução da PT e macroporosidade enquanto aumentou a microporosidade.



## 5. CONCLUSÕES

A temperatura do resíduo não atinge a fase termófila, descaracterizando o termo compostagem e não garante a eliminação de patógenos. Porém, ocorre o incremento do Carbono Orgânico Total, sendo que a fração particulada aumenta no decorrer dos ciclos, mas só apresenta diferença estatística em relação à testemunha no último ciclo.

A adição de resíduo orgânico doméstico não altera a área superficial específica do Cambissolo Húmico, porém, aumenta no tratamento vermicompostagem no Nitossolo. A adição de resíduos aumenta a estabilidade de agregados, entretanto favorece a dispersão da argila, pois adiciona quantidades elevadas de potássio e sódio, cátions que favorecem a dispersão. Com isso, a argila pode obstruir poros do solo, diminuir a porosidade total e a macroporosidade, assim como aumentar a microporosidade e os crioporos. Ao modificar a porosidade do solo, diminui a condutividade hidráulica saturada e a disponibilidade de água para as plantas.

Considerando os atributos estudados, apesar de favorecer a agregação, a qualidade física do solo é prejudicada por tornar o solo mais denso, menos poroso e conseqüentemente mais resistente à penetração de raízes, menos adequado ao fluxo gasoso e infiltração de água. Sendo assim, a reciclagem de resíduos orgânico doméstico diretamente sobre o solo traz benefícios, mas ao longo do tempo pode prejudicar propriedades determinantes para o desenvolvimento de culturas.

## REFERÊNCIAS

- ABDI, Ehsan; BABAPOUR, Shojaat; MAJNOUNIAN, Baris; AMIRI, Ghavamodin Zahedi; DELJOUEI, Azade. How does organic matter affect the physical and mechanical properties of forest soil? **Journal of Forestry Research**. 2018
- ABRELPE. PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO BRASIL. 2018.
- AGASSI, M.; SHAINBERG, I.; MORIN, J. Effect of Electrolyte Concentration and Soil Sodicity on Infiltration Rate and Crust Formation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 5, p. 848–851, 1981.
- AGGELIDES, S. M.; LONDRA, P. A. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. **Bioresource Technology**, v. 71, n. 3, p. 253–259, 2000.
- ALAVI, N. *et al.* Investigating the efficiency of co-composting and vermicomposting of vinasse with the mixture of cow manure wastes, bagasse, and natural zeolite. **Waste Management**, v. 69, p. 117–126, 2017.
- ALBANELL, E.; PLAIXATS, J.; CABRERO, T. Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. **Biology and Fertility of Soils**, v. 6, n. 3, p. 266–269, 1988.
- ALBUQUERQUE, J. A. *et al.* Propriedades físicas e eletroquímicas de um Latossolo Bruno afetadas pela calagem. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, vol.24, n.2, pp.295-300. ISSN 1806-9657. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832000000200006>. 2000.
- ALBUQUERQUE, J. A. *et al.* Seção Ix - Poluição Do Solo E Qualidade Ambiental Do Solo E De Micorriza Arbuscular No. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 26, n. 3, p. 1065–1073, 2002.
- ALMEIDA, R. F. *et al.* Correlação do tamanho e distribuição dos agregados em latossolos amarelo da região do triângulo mineiro em diferentes ambientes. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 5, p. 1325–1334, 2014.
- ANDOGNINI, J. Efeito do grau de compactação nos atributos físicos de solos de santa catarina e nas características produtivas e nutritivas da aveia-preta lages , SC. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2019.
- ANDOGNINI, J., *et al.* Soil compaction effect on black oat yield in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 44, p. 1–16, 2020.
- ANNABI, M. *et al.* Soil Aggregate Stability Improvement with Urban Composts of Different Maturities. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 2, p. 413–423, 2007.

ANNABI, M. *et al.* Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 382–389, 2011.

ARRUDA, C. A. O. *et al.* Aplicação de dejetos suíno e estrutura de um latossolo vermelho sob semeadura direta. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 4, p. 804–809, 2010.

AZEVEDO, Antônio Carlos de; BONUMÁ, Angélica Silveira. Partículas coloidais, dispersão e agregação em latossolos. **Ciência Rural**, [S.L.], v. 34, n. 2, p. 609-617, abr. 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782004000200046>.

BARRETO, H. F. *et al.* Análises de indicadores de retenção e armazenamento de água no solo do perímetro irrigado gorutuba, em Janaúba-MG. **Revista Verde de Agroecologia e desenvolvimento Sustentável**, v. 6, n. 5, p. 189–192, 2011.

BENITES, V. M.; MENDONÇA, E. S. PROPRIEDADES ELETROQUÍMICAS DE UM SOLO ELETROPOSITIVO INFLUENCIADAS PELA ADIÇÃO DE DIFERENTES FONTES DE MATÉRIA ORGÂNICA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 1, p. 215–221, 1998.

BHAVE, P. P.; JOSHI, Y. S. Accelerated In-vessel Composting for Household Waste. **Journal of The Institution of Engineers (India): Series A**, v. 98, n. 4, p. 367–376, 2017.

BISPO, Laudilene Macedo et al. O uso da prospecção como ferramenta na busca de tecnologias de gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil. **Cadernos de Prospecção**, Salvador, v. 12, n. 2, p. 439-449, 2019.

BOIX-FAYOS, C. *et al.* Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators. **Catena**, v. 44, n. 1, p. 47–67, 2001.

BORTOLINI, D. **ESTIMATIVA DA RETENÇÃO E DISPONIBILIDADE DE ÁGUA EM SOLOS DE SANTA CATARINA**. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2016.

BRADY, N. C.; WEILL, R. R. **The Nature and Properties of Soils**. 15. ed. 2013.

BRASIL. Instrução Normativa nº 27, 05 de junho de 2006. Estabelece critérios e parâmetros para fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes para serem produzidos, importados ou comercializados. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Brasília. 2006.

BRASIL. Instrução Normativa nº 25, de 23 de julho de 2009. Normas sobre as especificações e as garantias, as Tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos Fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, Organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Brasília. 2009.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. **Ministério do Meio Ambiente**. 2020.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 777–783, 1992.

CANNAVO, P.; VIDAL-BEAUDET, L.; GROSBELLET, C. Prediction of long-term sustainability of constructed urban soil: Impact of high amounts of organic matter on soil physical properties and water transfer. **Soil Use and Management**, v. 30, n. 2, p. 272–284, 2014.

CARTER, D. L.; MORTLAND, M. M.; KEMPER, W. D. Specific Surface. *In*: 9, P. AND M. M.-A. M. NO. (Ed.). . **Methods of Soil Analysis, Part 1**. 2ª ed. [s.l: s.n.]. p. 423.

CARTER, M. R. Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. **Agronomy Journal**, v. 94, n. 1, p. 38–47, 2002.

CERDA, A. *et al.* Composting of food wastes: Status and challenges. **Bioresource Technology**, v. 248, p. 57–67, 2018.

CHANAKYA, H. N. *et al.* Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 135, n. 1–3, p. 129–139, 2007.

CHANG, J. I.; CHEN, Y. J. Effects of bulking agents on food waste composting. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5917–5924, 2010.

CHRISTENSEN, B. T. Physical Fractionation of Soil and Organic Matter in Primary Particle Size and Density Separates. v. 20, p. 1–90, 1992.

COLÓN, J. *et al.* Environmental assessment of home composting. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 893–904, 2010.

CONAMA, Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Brasília, DF. 2009.

CONAMA, Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017. “Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências”. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Brasília, DF. 2017.

CONCEIÇÃO, P. C. *et al.* Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 777–788, 2005.

COSTA, A. DA. **Qualidade Do Solo , Crescimento E Desenvolvimento Do Milho Sob Diferentes Sistemas De Manejo Na Integração Lavoura-Pecuária**. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2005.

COSTA, A DA. Retenção e disponibilidade de água em solos de Santa Catarina: avaliação e geração de funções de pedotransferência. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2012.

COSTA, A. DA, *et. al.* Water retention and availability in soils of the State of Santa Catarina-Brazil: effect of textural classes, soil classes and lithology. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1535–1548, 2013.

COTRUFO, M. F. *et al.* Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 12, p. 989–994, 2019.

DADASHI, S.; SEPANLOU, M. G.; MIRNIA, S. K. Influence organic compost compounds on soil chemical and physical properties. **International Journal of Human Capital in Urban Management**, v. 4, n. 1, p. 15–22, 2019.

DENEFF, K. *et al.* Carbon Sequestration in Microaggregates of No-Tillage Soils with Different Clay Mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 6, p. 1935–1944, 2004.

DEXTER, A. R. Advances in Characterization of Soil Structure. **Soil and Tillage Research**, v. 11, p. 199–238, 1988.

DOLINAR, B. A simplified method for determining the external specific surface area of non-swelling fine-grained soils. **Applied Clay Science**, v. 64, p. 34–37, 2012.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and Assessing Soil Quality. *In*: DORAN, J. W. . *et al.* (Eds.). . **Defining soil quality for a sustainable environment**. [s.l.] Soil Science Society of America, 1994. p. 3–21.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, p. 3–11, 2011.

DRUMOND, Alice. Programa lixo orgânico zero em Lages-SC. 2016. Disponível em: <https://plataformaituiutabalixozero.wordpress.com/2016/03/08/programa-lixo-organico-zero-em-lages-sc-por-germano-guttler/>. Acesso em: 19 nov. 2020.

EDEN, M.; GERKE, H. H.; HOUOT, S. Organic waste recycling in agriculture and related effects on soil water retention and plant available water: a review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 37, n. 2, 2017.

EDWARDS, A. P.; BREMNER, J. M. Microaggregates in Soils. **Journal of Soil Science**, v. 18, n. 1, p. 64–73, 1967.

EDWARDS, C.A.; BURROWS, I. The potential of earthworms composts as plant growth media. In: Edward, C.A. and Neuhauser, E.F. **Earthworms in Waste and Environmental Management**, SPB Academic Publishing, The Hague, 2132, 1988.

EL-SWAIFY, S. A. Structural changes in tropical soils due to anions in irrigation water. **Soil Science**, v. 115, n. 1, p. 64–72, 1973.

EMBRAPA. Manual de Adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. **Empresa brasileira de pesquisa agropecuária**. 10 ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 400 p.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2.ed. **Empresa brasileira de pesquisa agropecuária**. Rio de Janeiro, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

ENRÍQUEZ, S.; DUARTE, C. M.; SAND-JENSEN, K. Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content. **Oecologia**, v. 94, n. 4, p. 457–471, 1993.

ERNANI, Paulo Roberto. Química do Solo e Disponibilidade de Nutrientes. 2. ed. Lages, 2016. 230 p.

ERSAHIN, S. *et al.* Estimating specific surface area and cation exchange capacity in soils using fractal dimension of particle-size distribution. **Geoderma**, v. 136, n. 3–4, p. 588–597, 2006.

FERNÁNDEZ-BAYO, J. D. *et al.* Effect of management of organic wastes on inactivation of *Brassica nigra* and *Fusarium oxysporum* f.sp. *lactucae* using soil biosolarization. **Pest Management Science**, v. 74, n. 8, p. 1892–1902, 2018.

FILIZOLA, H. F. *et al.* Aspectos Físicos de um Solo Tratado com Lodo de Esgoto: Estabilidade de Agregados e Argila Dispersa em Água. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. (Eds.). **Lodo de Esgoto: Impactos Ambientais da Agricultura**. 1ª ed. Jaguariúna: EMBRAPA, 2006. p. 137–147.

GEETHAMANI, R. *et al.* Production of cost affordable organic manure using institutional waste by rapid composting method. **Materials Today: Proceedings**, n. xxxx, 2020.

GIUSQUIANI, P. L. *et al.* Urban Waste Compost: Effects on Physical, Chemical, and Biochemical Soil Properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 1, p. 175–182, 1995.

GLAB, T. *et al.* Fertilization effects of compost produced from maize, sewage sludge and biochar on soil water retention and chemical properties. **Soil and Tillage Research**, v. 197, n. November 2019, 2020.

GROHMANN, F. Superfície específica do solo de unidades de mapeamento do estado de São Paulo: I - Estudo de perfis com horizonte B textural e horizonte B latossólico. **Bragantia**, v. 31, n. unico, p. 145–165, 1972.

GROHSKOPF, M. A. *et al.* Soil Solution Nutrient Availability, Nutritional Status and Yield of Corn Grown in a Typic Hapludox under Twelve Years of Pig Slurry Fertilizations. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016.

GROSBELLET, C. *et al.* Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. **Geoderma**, v. 162, n. 1–2, p. 27–38, abr. 2011.

GOLCHIN, A. *et al.* Soil structure and carbon cycling. *Australian Journal of Soil Research*, Victoria, v.32, p.1043- 1068, 1994

GUBIANI, P. I.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Ksat 2008 - Programa Computacional Auxiliar na Determinação da Condutividade Hidráulica de Solo Saturado pelo Método do Permeâmetro de Carga Decrescente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 3, p. 993–997, 2010.

GUO, R. *et al.* Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 171–178, maio 2012.

GUPTA, S. C.; LARSON, W. E. Estimating soil water retention characteristics from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. **Water Resources Research**, v. 15, n. 6, p. 1633–1635, dez. 1979.

GÜTTLER, G. *et al.* **PROJETO LIXO ORGÂNICO ZERO EM LAGES-SC** (Pró-Reitoria de Extensão e Cultura da UFPR, Ed.)32º Seminário de Extensão Universitária da Região Sul. **Anais...**Curitiba: 2014

GÜTTLER, G. Acúmulo E Perdas De Nutrientes Durante A Compostagem De Resíduos Orgânicos Diretamente Sobre O Solo Com Cultivo De HortaliçaS. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2019.

HARGREAVES, J.; ADL, M.; WARMAN, P. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 123, n. 1–3, p. 1–14, jan. 2008.

HAUG, R. T. **The practical handbook of compost engineering**. [s.l.: s.n.].

HERNÁNDEZ, T. *et al.* Use of compost as an alternative to conventional inorganic fertilizers in intensive lettuce (*Lactuca sativa* L.) crops—Effects on soil and plant. **Soil and Tillage Research**, v. 160, p. 14–22, jul. 2016.

HILLEL, D. **Environmental Soil Physics**. San Diego: Academic Press, 1998. v. 5

HUSEIN MALKAWI, A. I.; ALAWNEH, A. S.; ABU-SAFAQAH, O. T. Effects of organic matter on the physical and the physicochemical properties of an illitic soil. **Applied Clay Science**, v. 14, n. 5–6, p. 257–278, jul. 1999.

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

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Texto para discussão. Brasília: **IPEA**, 2017. (Relatório de pesquisa).

IYENGAR, S. R.; BHAVE, P. P. In-vessel composting of household wastes. **Waste Management**, v. 26, n. 10, p. 1070–1080, jan. 2006.

JAIN, M. S.; KALAMDHAD, A. S. Soil revitalization via waste utilization: Compost effects on soil organic properties, nutritional, sorption and physical properties. **Environmental Technology & Innovation**, v. 18, p. 100668, maio 2020.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. **Methods of soil analysis**, p. 499–510., 1965.

KHALEEL, R.; REDDY, K. R.; OVERCASH, M. R. Changes in Soil Physical Properties Due to Organic Waste Applications: A Review. **Journal of Environmental Quality**, v. 10, n. 2, p. 133–141, abr. 1981.

KIEHL, E.J., 2004. Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto, 4<sup>a</sup> ed. Piracicaba, 2004.

KIEHL, E. J. Adubação orgânica: 500 perguntas e respostas. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2005. 243p.

KLEIN, V. A. **Propriedades físico-hídrico-mecânicas de um Latossolo Roxo, sob diferentes sistemas de uso e manejo**. Tese de doutorado apresentada a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo, 1998.

KLEIN, V. A.; LIBARDI, P. L. Condutividade hidráulica de um Latossolo Roxo, não saturado, sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Ciência Rural**, v. 32, n. 6, p. 945–953, dez. 2002.



KLEIN, V. A. Física do solo. Editora Universidade de Passo Fundo. Passo Fundo. 212p. 2008.

KRANZ, C. N. *et al.* The effects of compost incorporation on soil physical properties in urban soils – A concise review. **Journal of Environmental Management**, v. 261, p. 110209, maio 2020.

KUNCORO, P. H. *et al.* A study on the effect of compaction on transport properties of soil gas and water I: Relative gas diffusivity, air permeability, and saturated hydraulic conductivity. **Soil and Tillage Research**, v. 143, p. 172–179, nov. 2014.

LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, v. 26, n. 1, p. 261–273, 2 jan. 2020.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 60–68, 23 dez. 2015.

LEROY, B. L. M. *et al.* Effect of Vegetable, Fruit And Garden (VFG) Waste Compost on Soil Physical Properties. **Compost Science & Utilization**, v. 16, n. 1, p. 43–51, jan. 2008.

LEVINSKI, F. Matéria orgânica e propriedades físicas de um latossolo vermelho em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia. Universidade de Passo Fundo, 2014.

LIBARDI, P. L. ÁGUA NO SOLO. *In*: JONG VAN LIER, Q. DE (Ed.). **Física do Solo**. 1<sup>a</sup> ed. [s.l.] Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p. 72.

LIM, S. L.; WU, T. Y. Characterization of Matured Vermicompost Derived from Valorization of Palm Oil Mill Byproduct. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 64, n. 8, p. 1761–1769, 2 mar. 2016.

LIMA, C. L. R. *et al.* Estabilidade de agregados de um planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 1, p. 199–205, fev. 2003.

LIMA, C. L. R. DE *et al.* Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 190–195, 2012.

LIU, J. *et al.* Soil organic matter and silt contents determine soil particle surface electrochemical properties across a long-term natural restoration grassland. **Catena**, v. 190, n. 26, p. 104526, 2020.

LLEÓ, T. *et al.* Home and vermicomposting as sustainable options for biowaste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 70–76, maio 2013.

LUCIANO, R. V. Variabilidade espacial e temporal de atributos do solo e sua relação com a composição da uva para vinificação no Planalto Catarinense. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Manejo do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2012.

MAFRA, M. S. H. *et al.* Organic carbon contents and stocks in particle size fractions of a typic hapludox fertilized with pig slurry and soluble fertilizer. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1161–1171, ago. 2015.

MALTAS, A. *et al.* The effects of organic and mineral fertilizers on carbon sequestration, soil properties, and crop yields from a long-term field experiment under a Swiss conventional farming system. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 926–938, abr. 2018.

MARCELINO, Dianes. Conheça o método UFSC de compostagem de resíduos orgânicos. 2017. Disponível em: <<https://www.naturezaeconservacao.eco.br/2017/07/conheca-o-metodo-ufsc-de-compostagem-de.html>> Acesso em: 19 nov. 2020.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; VIEIRA, L. L. Uso da terra e a qualidade microbiana de agregados de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 6, p. 1678–1688, dez. 2013.

MERGEN JUNIOR, C. A. *et al.* Caracterização física de agregados do solo submetido a 10 anos de aplicação de dejetos suínos. **Revista de Ciências Agrícolas**, v. 36, n. 1, p. 79–92, 16 jun. 2019.

MILLER, W. P.; BAHARUDDIN, M. K. Relationship of soil dispersibility to infiltration and erosion of southeastern soils. **The Williams & Wilkins Co**, v. 142, n. 4, p. 235–240, 1986.

MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. **European Journal of Soil Science**, v. 69, n. 1, p. 39–47, jan. 2018.

NANZER, M. C. *et al.* Estoque de carbono orgânico total e fracionamento granulométrico da matéria orgânica em sistemas de uso do solo no Cerrado. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 18, n. 1, p. 136–145, 14 fev. 2019.

NGUYEN, V.-T. *et al.* Effects of C/N ratios and turning frequencies on the composting process of food waste and dry leaves. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, n. May, p. 100527, set. 2020.

NICOLOSO, R. S. Áreas de integração lavoura-pecuária. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

NUNES, A. L. P. *et al.* Farm systems, soil chemical properties, and clay dispersion in watershed áreas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, 2020.

OADES, J. M. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. **Plant and Soil**, v. 76, n. 1–3, p. 319–337, fev. 1984.

OADES, J. M.. An Introduction to Organic Matter in Mineral Soils. *In*: DIXON, J. B.; WEED, S. . (Eds.). . **Minerals in soil environments**. 2<sup>a</sup> ed. Madison, WI.: SSSA, 1989. p. 89–159.

OLINTO, F. A. *et al.* Compostagem De Resíduos Sólidos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7, n. 5, p. 40–44, 2012.

PARADELO, R. *et al.* Soil physical properties of a Luvisol developed on loess after 15 years of amendment with compost. **Soil and Tillage Research**, v. 191, n. October 2018, p. 207–215, ago. 2019.

PEREIRA, R. F. *et al.* A novel way of assessing C dynamics during urban organic waste composting and greenhouse gas emissions in tropical region. **Bioresource Technology Reports**, v. 3, p. 35–42, set. 2018.

PEREIRA NETO, J.T. Tratamento, reciclagem e impacto ambiental de dejetos agrícolas. **Anais da I Conferência sobre Agricultura e Meio Ambiente**, Viçosa, 1, 1992. p. 61-74. 1994.

PÉRTILE, P. *et al.* Corrective Potential of Alkaline Residue (Dregs) from Cellulose Industry in an Acid Soil Cultivated Under No-tillage. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, n. 16, p. 1868–1880, 2017.

PETERSEN, L. W. *et al.* Relations between specific surface area and soil physical and chemical properties. **Soil Science**, v. 161, n. 1, p. 9–21, jan. 1996.

RAUBER, L. P. Atributos físicos, químicos e frações granulométricas da matéria orgânica de um solo em sistemas de uso com fertilizantes orgânicos. Dissertação apresentada ao curso de Pós-graduação em Manejo do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina, 2011.

RAWLS, W. J. *et al.* Effect of soil organic carbon on soil water retention. **Geoderma**, v. 116, n. 1–2, p. 61–76, set. 2003.

RECH, C. *et al.* Injection of liquid swine slurry and effects on properties of a Nitossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 4, p. 518–521, abr. 2018.

REICHARDT, K. A água em sistemas agrícolas. São Paulo : Manole, 1990. 188p.

RESURRECCION, A. C. *et al.* Relationship between specific surface area and the dry end of the water retention curve for soils with varying clay and organic carbon contents. **Water Resources Research**, v. 47, n. 6, p. 1–12, jun. 2011.

REYNOLDS, W. . *et al.* Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, n. 1–2, p. 131–146, nov. 2002.

RHEINHEIMER, D. S. *et al.* Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 713–721, dez. 1998.

RIBEIRO, Wladimir Antônio. Introdução à lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos. In: SAIANI, C. C. S.; DOURADO, J.; TONETO-JÚNIOR, R. (Org.). Resíduos sólidos no Brasil: oportunidades e desafios da Lei Federal nº 12.305 (Lei de Resíduos Sólidos). Barueri: Minha Editora, 2014.

RICHART, A. *et al.* Compactação do solo: causas e efeitos. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 26, n. 3, p. 321, 30 jun. 2005.

ROBIN, P. *et al.* Effect of three types of exogenous organic carbon on soil organic matter and physical properties of a sandy technosol. **Sustainability (Switzerland)**, v. 10, n. 4, p. 1146, 11 abr. 2018.

ROSA, L. O. *et al.* Valorização dos resíduos orgânicos do setor de hortifrutigranjeiro pelo processo de compostagem doméstica. **SEMIOSES: Inovação, Desenvolvimento e Sustentabilidade**, v. 13, n. 2, p. 12, 2019.

SALTON, J. C. *et al.* **Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul**, 2008.

SALTON, J. C. *et al.*. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1349–1356, out. 2011.

SANTOS, C. S. *et al.* Estimativa da umidade na capacidade de campo em vasos e em laboratório Estimate of moisture in the field of capacity in pots and through the collection of soil undisturbed. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 2, p. 151–160, 2013.

SEVIK, F.; TOSUN, İ.; EKINCI, K. The effect of FAS and C/N ratios on co-composting of sewage sludge, dairy manure and tomato stalks. **Waste Management**, v. 80, p. 450–456, out. 2018.

SILVA, Á. P. *et al.* Funções de pedotransferência para as curvas de retenção de água e de resistência do solo à penetração. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 32, n. 1, p. 1–10, 2008.

SILVA, C. D. O. *et al.* Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais Resíduos sólidos urbanos de Maceió / AL : análise da composição gravimétrica sob influências sazonais Urban solid waste from Maceió / AL : analysis of gravimetric composition under seasonal influences. p. 426–439, 2020.

SILVA, F. A. DE M. *et al.* Transformação da matéria orgânica em substâncias húmicas durante a compostagem de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 1, p. 59–66, 2009.

SILVA, L. DA. Retração do solo e relação com as propriedades físico- hídricas. [s.l.] Universidade do Estado de Santa Catarina, 2019.

SIQUEIRA, C.; LEAL, J.R.; VELLOSO, A.C.X. & SANTOS, G.A. Eletroquímica de solos tropicais de carga variável: II. Quantificação do efeito da matéria orgânica sobre o ponto de carga zero. *R. Bras. Ci. Solo*, 14:13-17, 1990.

SIX, J. *et al.* A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p. 7–31, set. 2004.

SØRENSEN, C. G. *et al.* Energy inputs and GHG emissions of tillage systems. **Biosystems Engineering**, v. 120, n. 2, p. 2–14, abr. 2014.

STEVENSON, E. J. Humus chemistry: genesis, composition, reactions. Nova York, NY: John Wiley & Sons., 1982. 443p.

STOREY, S. *et al.* Comparison of bacterial succession in green waste composts amended with inorganic fertiliser and wastewater treatment plant sludge. **Bioresource Technology**, v. 179, p. 71–77, mar. 2015.

TATÀNO, F. *et al.* Biowaste home composting: Experimental process monitoring and quality control. **Waste Management**, v. 38, n. 1, p. 72–85, abr. 2015.

TELES, J. S. Desenvolvimento do jiggs em diferentes graus de compactação em solos de Santa Catarina. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina. 78p. 2019.

TISDALL, J. M.; OADES, J. M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **European Journal of Soil Science**, p. 141–163, 1982.

TIVET, F. *et al.* Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 203–218, jan. 2013.

TORMENA, C. A.; SILVA, A. P.; LIBARDI, P. L. Caracterização do intervalo hídrico ótimo de um latossolo roxo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 4, p. 573–581, dez. 1998.

TRENTIN, A. W. D. S. *et al.* Estudo da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos em Santa Cruz do Sul, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 13, n. 1, p. 07, 30 abr. 2019.

VÁZQUEZ, M. A.; SEN, R.; SOTO, M. Physico-chemical and biological characteristics of compost from decentralised composting programmes. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 520–532, dez. 2015.

VEIMEHYER, F. J.; HENDRICKSON, A. H. Methods of measuring field capacity and permanent wilting percentage of soils. **Soil Science**, v. 68, p. 75–94, 1949.

XIN, X. *et al.* Effects of long-term (23 years) mineral fertilizer and compost application on physical properties of fluvo-aquic soil in the North China Plain. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 166–172, mar. 2016.

YU, H. *et al.* Long-term application of organic manure and mineral fertilizers on aggregation and aggregate-associated carbon in a sandy loam soil. **Soil and Tillage Research**, v. 124, p. 170–177, ago. 2012.

ZANDONADI, D. B. *et al.* Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças. **Horticultura Brasileira**, v. 32, n. 1, p. 14–20, 2014.

**APÊNDICE A – TABELA DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DO CAMBISSOLO**

	COT	COP	COAM	DMG	GF	Dp	Ds	PT	Macro	Micro	CC	Ks	RP	CapAer	Cripto	AD	ASE	pH	Na	K
COT	1	0.81	0.96	0.53	-0.43		0.72	-0.71	-0.75	0.63	0.62	-0.56	0.39	-0.76	0.6		0.43	0.69	0.73	0.68
COP		1	0.64			-0.39	0.82	-0.84	-0.7	0.41	0.38	-0.65	0.4	-0.67	0.39			0.39	0.55	0.41
COAM			1	0.6	-0.55		0.59	-0.57	-0.69	0.66	0.66	-0.48	<b>0.33</b>	-0.71	0.65		0.43	0.75	0.72	0.72
DMG				1	-0.79		0.33	-0.31	-0.51	0.6	<b>0.65</b>		0.37	-0.56	0.76			0.76	0.72	0.85
GF					1				0.5	-0.73	-0.78		-0.34	0.56	-0.82			-0.76	-0.65	-0.82
Dp						1	-0.33	0.52	0.29				-0.26	0.27		0.12	0.16		-0.25	
Ds							1	-0.97	-0.91	0.64	0.61	-0.67	0.57	-0.88	0.53			0.43	0.51	0.44
PT								1	0.88	-0.58	-0.55	0.65	-0.58	0.86	-0.49		-0.42	-0.41	-0.53	-0.43
Macro									1	-0.89	-0.87	0.62	-0.61	0.99	-0.75		-0.46	-0.58	-0.62	-0.61
Micro										1	0.99	-0.48	0.5	-0.91	0.84		0.42	0.63	0.58	0.67
CC											1	-0.45	0.5	-0.9	0.87		0.43	0.67	0.63	0.72
Ks												1	-0.41	0.61	-0.45			-0.32	-0.39	-0.3
RP													1	-0.61	0.54			0.35	0.5	0.49
CapAer														1	-0.79		-0.48	-0.63	-0.66	-0.67
Cripto															1	-0.42	0.43	0.82	0.79	0.9
AD																1		-0.39	-0.42	-0.41
ASE																	1			
pH																		1	0.84	0.9
Na																			1	0.95
K																				1

COT: Carbono Orgânico Total; COP: Carbono Orgânico Particulado; Coam: Carbono Orgânico Associado aos Minerais; DMG: Diâmetro Médio Geométrico; GF: Grau de Floculação; Dp: Densidade de Partículas; Ds: Densidade do Solo; PT: Porosidade Total; Micro: Microporosidade; Macro: Macroporosidade; CC: Capacidade de Campo; Ks: Condutividade Hidráulica Saturada; RP: Resistência à Penetração; CapAer: Capacidade de Aeração; Cripto: Criptoporos; AD: Água disponível; ASE: Área Superficial Específica; Na: Teor de Sódio; K: Teor de Potássio. Somente os coeficientes significativos foram apresentados (P < 0,05). Fonte: Elaborado pela autora (2020).

**APÊNDICE B – TABELA DE CORRELAÇÃO DE PEARSON DO NITOSSOLO**

	COT	COP	COAM	DMG	GF	Dp	Ds	PT	Macro	Micro	CC	Ks	RP	CapAer	Cripto	AD	ASE	pH	Na	K
COT	1	0.78	0.81	0.53	-0.51		0.27	-0.26	-0.55	0.61	0.66	-0.49	-0.24	-0.59	0.76		0.5	0.6	0.63	0.65
COP		1	0.3			-0.41	0.61	-0.63	-0.77	0.7	0.72	-0.79		-0.79	0.75				0.48	0.43
COAM			1	0.67	-0.58					0.32	0.38		-0.38		0.42		0.48	0.7	0.58	0.66
DMG				1	-0.67					0.33	0.38		-0.31		0.4		0.5	0.7	0.7	0.77
GF					1					-0.42	-0.47		0.37	0.27	-0.46			-0.8	-0.76	-0.83
Dp						1	-0.46	0.64	0.56	-0.4	-0.36	0.4		0.55	-0.42	-0.39				
Ds							1	-0.97	-0.75	0.47	0.46	-0.76	0.53	-0.74	0.45	0.44	-0.7	-0.31		
PT								1	0.78	-0.5	-0.49	0.74	-0.5	0.76	-0.49	-0.44	0.6	0.31		
Macro									1	-0.93	-0.92	0.75		0.99	-0.86	-0.5	0.53		-0.49	-0.38
Micro										1	0.99	-0.64		-0.93	0.94	0.45		0.34	0.6	0.54
CC											1	-0.64		-0.93	0.95	0.38		0.41	0.66	0.6
Ks												1		0.76	-0.74		0.45			
RP													1				-0.42	-0.49	-0.27	-0.36
CapAer														1	-0.87	-0.48	0.52		-0.54	-0.44
Cripto															1			0.42	0.74	0.68
AD																1				
ASE																	1	0.49		0.43
pH																		1	0.63	0.73
Na																			1	0.97
K																				1

COT: Carbono Orgânico Total; COP: Carbono Orgânico Particulado; Coam: Carbono Orgânico Associado aos Minerais; DMG: Diâmetro Médio Geométrico; GF: Grau de Flocculação; Dp: Densidade de Partículas; Ds: Densidade do Solo; PT: Porosidade Total; Micro: Microporosidade; Macro: Macroporosidade; CC: Capacidade de Campo; Ks: Condutividade Hidráulica Saturada; RP: Resistência à Penetração; CapAer: Capacidade de Aeração; Cripto: Criptoporos; AD: Água disponível; ASE: Área Superficial Específica; Na: Teor de Sódio; K: Teor de Potássio. Somente os coeficientes significativos foram apresentados ( $P < 0,05$ ). Fonte: Elaborado pela autora (2020).